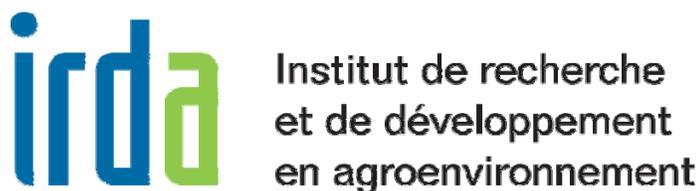


**Impacts agroenvironnementaux
associés à la culture et au prélèvement de
biomasses végétales agricoles pour la
production de bioproduits industriels**

Rapport final

Présenté au :

Ministère de l'Agriculture,
des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec



Responsable :

Marc-Olivier Gasser, agr., Ph.D.

11 février 2011

Auteurs principaux :

Marc-Olivier Gasser, IRDA
Martin Bolinder, Université Laval
Stéphane Martel, Agrinova
Daniel Poulin, IRDA
Isabelle Beaudin, IRDA
Aubert Michaud, IRDA
Ariane Drouin, IRDA

Comité aviseur ministériel:

Gérard Goyette, MAPAQ
Line Bilodeau, MAPAQ
Marc F. Clément, MAPAQ
Richard Lauzier, MAPAQ
Huguette Martel, MAPAQ
Denis Ruel, MAPAQ
Janylène Savard, MAPAQ
Louis Théberge, MAPAQ

Collaborateurs au projet :

Marc R. Laverdière, AAC
Denis A. Angers, AAC
Jacques Desjardins, IRDA
Michel Lemieux, IRDA
Ivana St-Laurent, IRDA
Marie-Hélène Perron, IRDA

Étudiant stagiaire :

Philippe Sylvestre, Université Laval

Responsable de l'institution de recherche :

Stéphane Lemay, Directeur scientifique, IRDA



L'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA) est une corporation de recherche à but non lucratif, constituée en mars 1998 par quatre membres fondateurs soit le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ), l'Union des producteurs agricoles (UPA), le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) et le ministère du Développement économique, de l'Innovation et de l'Exportation (MDEIE).

Notre mission

L'IRDA a pour mission de réaliser des activités d'acquisition de connaissances, de recherche, de développement et de transfert visant à favoriser le développement durable de l'agriculture.

Pour en savoir plus :
www.irda.qc.ca

Le rapport peut être cité comme suit :

Gasser, M.-O. M. Bolinder, S. Martel, D. Poulin, I. Beaudin, A.R. Michaud et A. Drouin. 2010. Impacts agroenvironnementaux associés à la culture et au prélèvement de biomasses végétales agricoles pour la production de bioproduits industriels. Rapport final. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement. Québec. 197 p. + annexes.

© Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA)

Table des matières

Table des matières	3
Liste des Figures	6
Liste des Tableaux	9
Sommaire exécutif	1
1 Le mandat et les objectifs du rapport.....	1
2 L’impact des cultures à grand interligne.....	2
3 L’impact du retrait des résidus de culture	4
4 L’impact des cultures émergentes.....	6
5 L’impact de la remise en culture des terres marginales.....	7
Le mandat.....	13
1 Considérations agroenvironnementales.....	13
2 Catégorisation des cultures dédiées aux bioproduits industriels.....	14
3 Scénarios anticipés.....	14
Revue de littérature	16
1 Introduction	16
2 Les impacts environnementaux liés à l’expansion de cultures à grand interligne	20
2.1 Augmentation des superficies cultivées et du niveau d’intrants : engrais et pesticides	20
2.2 Effets de l’intensification de la culture du maïs-grain sur la productivité de la rotation et sur les pratiques agricoles	25
2.3 Les outils pour étudier les effets de l’expansion du maïs-grain	28
2.4 Impact sur la qualité des sols.....	30
2.5 Impact sur l’érosion des sols.....	32
2.6 Impact de la fertilisation azotée sur les pertes de N dans le système.....	32
2.7 Impact sur les pertes de phosphore	39
2.8 Impact sur la contamination des eaux de surface par les pesticides	40
2.9 Conclusion sur l’expansion de cultures à grand interligne	41
2.10 Recommandation.....	42
3 Les impacts environnementaux liés au retrait des résidus de culture	43

3.1	Effets sur la matière organique du sol	44
3.2	Effet sur les éléments N, P, K, Ca, Mg, la CEC, etc. du sol.....	59
3.3	Effets sur la biodiversité (microfaune et microflore du sol)	60
3.4	Effets sur le ruissellement et l'érosion des sols	61
3.5	Effets sur la structure : teneur en eau disponible, macro et micro agrégats et température du sol.....	66
3.6	Effets sur la compaction des sols	67
3.7	Effets sur les rendements	68
3.8	Conclusion sur le retrait des résidus de culture	70
3.9	Recommandations	72
4	Les impacts environnementaux liés aux cultures en émergence	74
4.1	Cultures intensives sur rotations courtes (CIRC) de saule et de peuplier hybride	74
4.2	Panic érigé et alpiste roseau	81
4.3	Millet perlé sucré, sorgho sucré et triticales	87
4.4	Caractère potentiellement envahissant des cultures dédiées à la production de biomasse industrielle	92
4.5	Une comparaison des impacts environnementaux reliés aux cultures annuelles et aux cultures pérennes	99
4.6	Conclusions sur les cultures en émergences	101
4.7	Recommandation.....	102
5	Les impacts environnementaux de la remise en culture des terres marginales ou en friches 103	
5.1	Évaluation des superficies disponibles	103
5.2	Potentiel de valorisation des terres marginales	104
5.3	Les impacts environnementales de la conversion des terres marginales en cultures annuelles ou pérennes.....	109
5.4	Conclusion.....	123
5.5	Recommandation.....	124
Simulation de l'impact de cultures dédiées à l'échelle de bassins versants agricoles du Québec.....		
1	Le bilan humique des sols	125
1.1	Les flux de carbone dans le sol	126
1.2	L'évolution à long terme de la matière organique dans les sols agricoles.	127

1.3	La mesure au champ de la MOS	129
1.4	Le niveau minimal de MOS	129
1.5	Modélisation de l'évolution de la matière organique du sol.....	131
1.6	Modèles à un compartiment.	132
1.7	Modèles à deux compartiments.	133
1.8	Modèles à compartiments multiples.	134
1.9	Les paramètres des modèles à un et deux compartiments.....	134
1.10	Similitudes entre les modèles BH et ICBM.	138
2	Le suivi de l'érosion des sols et des exportations de phosphore	139
2.1	L'outil de diagnostic des exportations de phosphore (ODEP)	139
2.2	Fonctionnement de l'ODEP.....	139
2.3	Validation de l'ODEP	140
3	Simulation de l'impact de cultures dédiées sur la qualité de l'eau et des sols de six bassins versants agricoles du Québec	144
3.1	Description des bassins versants modèles	144
3.2	Informations initiales pour les modèles ODEP et Bilan Humique	145
3.3	Simulations	152
3.4	Résultats	154
3.5	Discussion et conclusions	163
	Conclusion générale	166
	Références.....	170
	Annexe 1.....	198
	Annexe 2.....	199
	Annexe 3.....	200

Liste des Figures

Figure 1 : Impacts environnementaux reliés aux différentes phases du cycle de vie d'un bioproduit (tirée de Bringezu <i>et al.</i> 2009).	16
Figure 2 : Superficies ensemencées et rendements en maïs-grain et en soya pour le Québec (ISQ 2009).	21
Figure 3 : Concentration des superficies cultivées en toute culture (a) et en maïs-grain (b), ainsi que des densités animales (c) et des cheptels de porcs au Québec (d) en 1996 (http://www.mddep.gouv.qc.ca/regards/atlas/index.htm).....	23
Figure 4 : Évolution des superficies traitées avec quelques herbicides au Québec. Tirée de Giroux (2010); Gorse et Dion (2009).....	25
Figure 5 : Rendement (a) et prélèvement d'azote (b) par le maïs-ensilage dans quatre types de rotation en fonction de cinq doses d'azote. Tirée de Giroux <i>et al.</i> (2008a).	27
Figure 6 : Taux d'application d'engrais (a) et de pesticides (b) et émissions de gaz à effets de serre (c) par unité d'énergie contenue dans l'éthanol-maïs-grain ou le biodiésel -soya selon le concept de bilan énergétique nette (BEN). Tirée de Hill <i>et al.</i> (2006).	29
Figure 7 : Bilan énergétique net (BEN) et ratio du BEN lié à la production d'éthanol-maïs-grain et de biodiésel -soya respectivement. Tirée de Hill <i>et al.</i> (2006).	29
Figure 8 : Superficies de maïs-grain et de soya (a) et exportation d'azote inorganique dissous (b) selon les six scénarios simulés par Donner et Kucharik (2008) en fonction de l'objectif établi pour réduire la zone hypoxique du Golfe du Mexique.	35
Figure 9 : Évolution du carbone organique du sol à long terme selon la quantité de carbone introduite et la décomposition dans les écosystèmes agronomiques. Adapté de Govaerts <i>et al.</i> 2009.....	45
Figure 10 : Évolution de la teneur en carbone organique à la surface du sol (0 à 10 cm de profondeur) selon le taux de retrait des résidus de maïs (d'après Blanco-Canqui et Lal 2009a).....	49
Figure 11 : Estimation des quantités de résidus de maïs qui pourraient être récoltées sans nuire au bilan humique du sol (D'après Johnson <i>et al.</i> 2006a, 2006b, 2007 et Wilhelm <i>et al.</i> 2007).....	50
Figure 12 : Distribution spatiale des rendements de références du maïs-grain (Financière agricole du Québec).....	52
Figure 13 : Distribution spatiale de la MOS des sols agricoles du Québec (Beaudet <i>et al.</i> 2004). http://www.agrireseau.qc.ca/references/6/SOLS/index.htm	53

Figure 14 : Estimation des quantités de tiges de maïs récoltables en fonction de la productivité du maïs selon (a) Johnson <i>et al.</i> (2006 a et b) et (b) le logiciel Bilan Humique de Clément <i>et al.</i> 2009.....	55
Figure 15 : Effet du taux de matière organique initiale de 3% (a) ou de 5% (b) (ou du stock de C dans le sol de 50 (a) ou 83 tm C/ha) sur la quantité de tiges de maïs récoltable.	56
Figure 16 : Évolution de la teneur en N total (a), P disponible (b) K échangeable (c) et de la CEC (d) à la surface du sol (0 à 10 cm de profondeur) selon le taux de retrait des résidus de maïs (d'après Blanco-Canqui et Lal 2009a).	59
Figure 17 : Effet des résidus de culture sur le ruissellement. Adapté de Andrews d'après Gilley <i>et al.</i> (1985) et Lindstrom (1986).....	62
Figure 18 : Relation entre la quantité de résidus laissée au sol en surface ou enfouie et les pertes de sol relatives. Adapté de Andrews (2006) d'après McCool <i>et al.</i> (1995).	63
Figure 19 : Impact des quantités de résidus de maïs laissés au sol sur le ruissellement (a) et l'érosion des sols (b) de parcelles en semis direct au Minnesota. Tiré de Lindstrom (1986).....	64
Figure 20 : Relation exponentielle entre la couverture de sol et la quantité de résidus de céréales (adapté de McCool <i>et al.</i> 1995; Laverdière et Thibaudeau 1990) et de maïs (adapté de Gilley <i>et al.</i> 1986; Laverdière et Thibaudeau 1990) laissée au sol.....	65
Figure 21 : Eau disponible selon la quantité de résidus au sol. Adapté de Wilhelm <i>et al.</i> 1986.	67
Figure 22 : Rendements moyens observés selon la quantité de résidus laissée au sol. Adapté de Blanco-Canqui 2009, Karlen <i>et al.</i> 1984, Karlen <i>et al.</i> 1994 et Wilhelm 1986.....	69
Figure 23 : Rendement en grain (a) et total (grain +tiges) (b) selon les pratiques culturales (SD = semis direct, TR = travail réduit, LC = labour conventionnel, + R = avec résidus, - R = sans résidus). Adapté de Burgess <i>et al.</i> 1996.	70
Figure 24 : Schéma de l'évolution du carbone organique des sols (COS) en surface (0 à 30 cm) suite à l'implantation du peuplier hybride sur des champs agricoles (Adaptée de Grigal et Berguson 1998).	78
Figure 25 : Municipalités inscrites à l'article 50.3 du REA où la remise en culture de terres non cultivées depuis 1990 est interdite.....	108
Figure 26 : Schéma de l'évolution de la matière organique des sols (adaptée de Sauerbeck 2001).....	110
Figure 27 : Évolution de la teneur en carbone organique du sol à long terme selon différents scénarios d'utilisation du sol (tirée de Piñeiro <i>et al.</i> 2009).	111

Figure 28 : Évolution du carbone organique du sol (0 à 30 cm de profondeur) suivant l'implantation de différentes cultures énergétiques sur un sol non cultivé (Anderson-Teixeira <i>et al.</i> 2009).	113
Figure 29 : Effet de la mise en réserve des terres cultivées sur le nombre d'espèces (a) et la densité de population (b) des principaux groupes taxonomiques. Adaptée de Van Buskirk et Willi (2004).	118
Figure 30 : Relation entre le pourcentage d'espèces de plantes vasculaires protégées et le pourcentage de superficies non perturbées aux États-Unis, au Canada et dans les îles océaniques. La flèche indique le pourcentage de terres qui n'ont pas été converties en zones urbaines et agricoles (cultures et pâturages). Adaptée de Sala <i>et al.</i> 2009.	121
Figure 31 : Les différents processus et composantes impliqués dans le bilan de la matière organique du sol (MOS).	126
Figure 32 : Schéma de l'évolution de la matière organique des sols selon différents scénarios de gestion et de pratiques agricoles (Adaptée de Sauerbeck 2001).	128
Figure 33 : Schéma du modèle Bilan Humique (BH) utilisé pour faire des bilans de masse de carbone du sol en fonction des entrées et sorties de carbone dans le système sol-plante.	132
Figure 34 : Schéma simplifié de ICBM utilisé pour faire des bilans de masse de carbone du sol en fonction des entrées et sorties de carbone dans un système sol-plante.	133
Figure 35 : Répartition de la biomasse dans les différentes parties des plantes, la productivité primaire nette (PPN) = $C_p + C_s + C_r + C_e$	136
Figure 36 : Schéma du fonctionnement de l'ODEP mettant en relief les données d'entrée nécessaires, les différents modules de l'ODEP ainsi que les résultats produits par celui-ci.	140
Figure 37 : Augmentation des exportations de sédiments à l'exutoire des bassins versants résultant de la conversion de 10% des superficies actuelles en cultures dédiées.	156
Figure 38 : Augmentation des exportations de phosphore total à l'exutoire des bassins versants résultant de la conversion de 10% des superficies actuelles en cultures dédiées.	158
Figure 39 : Augmentation des exportations de P biodisponible à l'exutoire des bassins versants résultant de la conversion de 10% des superficies actuelles en cultures dédiées.	160

Liste des Tableaux

Tableau 1 : Variation des superficies de maïs-grain, soya et blé dans le bassin des Grands-Lacs (BGL) entre 2006 et 2007 (%).	22
Tableau 2 : Gains moyens en rendement du maïs en rotation (maïs-soya) par rapport à une monoculture de maïs.	26
Tableau 3 : Valeurs des indices qui caractérisent la qualité des sols, indice de la qualité des sols et profitabilité (\$/ha) en fonction de 3 types de rotation pour 3 sites expérimentaux de longue durée.	30
Tableau 4 : Densité de vers de terre et taux d'infiltration pour le maïs en continu et deux types de rotation.	31
Tableau 5 : Problèmes de dégradation des sols liés à la monoculture du maïs pour l'ensemble du Québec. Les données représentent la fréquence de dégradation (en %) sous la monoculture de maïs.	31
Tableau 6 : Estimation annuelle du ruissellement, de l'infiltration, de l'érosion, des pertes de NO ₃ , de P _{total} et d'atrazine pour 3 types de sol et 2 types de rotation.	34
Tableau 7 : Scénarios simulés par Donner et Kucharik (2008) pour évaluer l'effet de l'expansion des superficies de maïs sur l'exportation de l'azote dans le Golfe du Mexique.	35
Tableau 8 : Quantité minimale d'apports annuels en C au sol nécessaire afin de maintenir le COS à un niveau stable selon la culture et le mode de travail du sol (Mackague <i>et al.</i> 2007).	51
Tableau 9 : Indices de récolte (IR) et rapports biomasse aérienne / biomasse racinaire (BA/BR) rapportés dans la littérature pour le blé, le triticale, le sorgho et le millet perlé.	88
Tableau 10 : Apports annuels de C au sol provenant des racines et des résidus de culture par tonne de rendement (15% HR) pour une culture de blé, triticale, sorgho et millet perlé sucré et rendements minimaux (tiges récoltées ou laissées au sol) à obtenir pour garantir un retour au sol de 2,0 tm C/ha/an.	89
Tableau 11 : Taux d'érosion lié à différents types d'utilisation du sol pour 3 niveaux de précipitations (adapté de Smeets <i>et al.</i> 2009)	114
Tableau 12 : Impacts environnementaux suivant la mise en culture de terres marginales en Iowa en relation avec le prix du maïs (adapté de Secchi <i>et al.</i> , 2009).	115
Tableau 13 : Les classes ou niveaux de matière organique du sol utilisés dans l'étude de l'inventaire Québécois sur des problèmes de dégradation des sols agricoles (Tabi <i>et al.</i> 1990).	130

Tableau 14 : Statistiques déterminées sur la MOS (%) de tous les échantillons de sol de surface prélevés dans les prairies et les pâturages de l'étude de Tabi <i>et al.</i> (1990).	131
Tableau 15 : Flux mesurés aux exutoires des trois paires de bassins versants agricoles du réseau d'actions concertées pour les périodes 2001-2003 et 2004-2006 et valeurs prédites avec l'ODEP. (Adapté de Michaud <i>et al.</i> 2004, 2009).....	142
Tableau 16 : Valeurs de référence et critères d'interprétation associés aux prédictions d'exportations nettes de sédiments et de phosphore de l'ODEP.	143
Tableau 17 : Bassins versants à l'étude.....	144
Tableau 18 : Superficies estimées par culture sur les six bassins versants à l'étude.....	147
Tableau 19 : Analyses de sols de références pour les bassins versants à l'étude (Beaudet <i>et al.</i> 2004).	148
Tableau 20 : Pentés, longueurs de pente et facteur LS associés aux bassins versants.....	149
Tableau 21 : Rendements moyens des cultures sur les six bassins versants à l'étude.	149
Tableau 22 : Superficies et doses de P apportées par les engrais organiques et les engrais de synthèse par culture sur les six bassins versants à l'étude.....	151
Tableau 23 : Cultures dédiées à la production de biomasse simulées avec ODEP.	152
Tableau 24 : Quantité annuelle de sédiments en provenance des superficies actuellement cultivées et exprimées sur une base de superficies cultivées ou sur une base de superficies totales des bassins versants.	154
Tableau 25 : Quantité annuelle de sédiments exportée en condition actuelle et contribution relative des cultures.....	155
Tableau 26 : Quantité annuelle de P total exportée en condition actuelle et contribution relative des cultures.....	158
Tableau 27 : Quantité annuelle de P biodisponible exportée en condition actuelle et contribution relative des cultures.....	159
Tableau 28 : Évolution actuelle de la matière organique du sol et changement absolu de la MOS suite à une conversion de 10% des superficies cultivées en cultures dédiées.....	161
Tableau 29 : Évolution actuelle de la matière organique du sol et changement absolu de la MOS suite au retrait des résidus de cultures conventionnelles sur 70% des superficies actuelles.....	162
Tableau 30 : Impact des cultures dédiées sur les exportations de sédiments ou de phosphore au cours d'eau.....	163

Tableau 31 : Impact des cultures dédiées sur les exportations de sédiments ou de phosphore
au cours d'eau.164

Sommaire exécutif

1 Le mandat et les objectifs du rapport

Ce rapport a pour objectif de renseigner le Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation (MAPAQ) sur les impacts environnementaux liés à l'expansion des cultures dédiées à la production de biomasses industrielles ainsi qu'à la pratique du retrait des résidus de culture pour approvisionner les bio-industries. Une demande accrue en biomasse agricole pourrait entraîner une augmentation de la pression des activités agricoles sur l'environnement, notamment par une intensification de l'utilisation des terres ou par la remise en culture de terres marginales ou vouées à des usages moins intensifs. Cette demande en biomasse favoriserait également une récolte accrue des biomasses résiduelles ou des résidus de culture qui pourrait mettre en péril la fertilité et la productivité des sols et accroître leur vulnérabilité environnementale. Ainsi, le MAPAQ anticipe trois scénarios liés à la demande en biomasse dédiée qui pourraient avoir des impacts environnementaux de diverse nature soit :

1. Une récolte accrue des résidus de culture
2. Une intensification des cultures sur les superficies actuelles
3. La remise en culture de terres marginales

Cependant, toutes les cultures dédiées ne produisent pas les mêmes impacts, selon qu'elles soient produites sur une base annuelle ou pérenne et selon l'intensité des pratiques agricoles et de l'usage d'intrants qu'elles commandent. En considérant les scénarios retenus ci-haut, le MAPAQ se questionne sur l'effet de l'expansion des principales cultures appelées par les bio-industries, soit des cultures conventionnelles comme le maïs, le soya, le canola et les céréales ou des cultures émergentes ou encore marginales comme le triticales, le millet perlé sucré, le sorgho sucré, le chanvre, le lin, le panic érigé et l'alpiste roseau. Le saule et le peuplier cultivés en courte rotation intensive sont également visés.

Le rapport est basé sur une revue exhaustive de la littérature scientifique de niveau international en mettant une emphase sur les recherches transposables aux conditions québécoises. Les résultats de cette revue sont également appuyés par des simulations de modèles mathématiques réalisées à l'échelle de petits bassins versants représentatifs de plusieurs régions du Québec. Les principaux impacts analysés sont reliés à la qualité des sols et de l'eau, notamment les teneurs en matière organique des sols simulés avec les algorithmes du logiciel Bilan Humique et les exportations de sédiments et de phosphore vers les eaux de surface avec ceux de l'ODEP. Toutefois, la revue a été beaucoup plus exhaustive en considérant d'autres impacts comme ceux reliés aux pertes d'azote vers l'atmosphère et l'eau en lien avec l'usage des engrais, les impacts liés à l'usage de pesticides, la biodiversité de l'écosystème et le caractère envahissant de certaines cultures et finalement le rôle que peuvent jouer certaines cultures pour atténuer des impacts environnementaux en milieu agricole.

2 L'impact des cultures à grand interligne

Au cours des trente dernières années, le maïs-grain et le soya ont connu à tour de rôle une expansion importante de leurs superficies cultivées tant au Québec qu'ailleurs en Amérique du Nord. Une augmentation de la demande pour ces cultures aurait pour effet d'accroître leur prévalence dans les systèmes de culture actuels, en plus de favoriser leur expansion dans les régions limitrophes. L'intensification de cultures à grand interligne comme celle du maïs-grain amène une pression accrue sur l'environnement, lorsque l'expansion des superficies se fait au détriment de cultures moins exigeantes en termes d'intrants ou de travail du sol. Le travail du sol ainsi que l'utilisation d'engrais (de synthèse ou organiques) et de pesticides peuvent tous altérer la qualité de l'eau, des sols, de l'air et la biodiversité. Comparativement aux cultures céréalières à interligne étroit et les prairies, la culture du maïs-grain présente des risques plus élevés pour l'environnement en raison des quantités d'intrants généralement plus élevées utilisées; que ce soit des engrais de synthèse, des engrais des fermes ou des herbicides. Le maïs est cultivé à large interligne et le soya peut l'être aussi, augmentant ainsi les risques d'érosion du sol ou de ruissellement des intrants, surtout lorsque les terrains sont en pentes et les sols susceptibles à l'érosion.

Les pressions environnementales exercées par la culture de maïs résultent de l'expansion de ses superficies au détriment de cultures pérennes ou céréalières. Toutefois, dans les régions les plus productives, cette expansion est limitée en termes de nouvelles superficies disponibles. Aux États-Unis, l'expansion de la culture du maïs-grain pour répondre à la demande en éthanol aurait des effets non-négligeables sur l'eutrophisation des eaux côtières du Golf du Mexique et dans la baie de Chesapeake en augmentant la charge en nitrate et en phosphore dans les eaux de surface de leurs bassins versants tributaires. L'usage de plus grandes quantités d'engrais azotés dans des cultures comme le maïs contribue non seulement au risque d'eutrophisation des eaux de surface, mais aussi aux émissions de N₂O vers l'atmosphère. Selon des études atmosphériques (Galloway *et al.* 2003; Crutzen *et al.* 2008), les émissions de N₂O, principalement liées à l'usage des engrais azotés pourraient être de 3 à 5 fois supérieures à la valeur de 1% généralement reconnue par le GIEC et pourraient s'expliquer par des émissions plus importantes générées à la sortie des champs, provenant notamment de l'azote lessivé vers les cours d'eau, principalement sous forme de nitrate.

L'expansion de la culture du maïs en augmentant sa fréquence dans la rotation jusqu'à la monoculture a aussi des impacts sur la qualité et la productivité des sols. Plusieurs études ont démontré que les rotations de maïs-soya procuraient des rendements supérieurs à la monoculture de maïs, peu importe le type de travail de sol et l'écart de rendement devait être corrigé par une utilisation accrue d'intrants, notamment d'engrais azotés. Plusieurs études ont démontré que les cultures comme le soya, les céréales et les prairies placées en rotation avec le maïs améliorent la réponse aux engrais azotés et diminuent les besoins en azote, alors que la monoculture de maïs a tendance à amplifier ces besoins pour des rendements souvent inférieurs (Giroux *et al.* 2008a). D'autres études rapportent des baisses significatives de plusieurs indicateurs de la qualité des sols reliés à la structure, au bilan humique et à la vie micro- et macrobiotique des sols, lorsque la rotation passe de plusieurs cultures incluant des céréales et le soya à la monoculture de maïs. L'inventaire de la dégradation des sols du Québec avait déjà rapporté en 1990 une augmentation de la dégradation

de la structure des sols sous monoculture et plus particulièrement dans les sols argileux de la plaine du Saint-Laurent (Tabi *et al.* 1990). Une méta-analyse récente démontre aussi que l'usage d'engrais azotés réduit à long terme les teneurs en carbone et en azote organique dans les sols, peu importe le type de sol, de pratiques culturales ou la région climatique (Mulvaney *et al.* 2009). En plus de réduire la productivité des sols, la minéralisation de l'azote organique du sol réduit l'efficacité agronomique (exprimée en kg grain par kg N ajouté) des engrais azotés de synthèse.

La pratique du semis direct est un moyen d'augmenter la couverture de résidus à la surface du sol pour protéger les sols contre l'érosion tout en réduisant la consommation d'énergie pour le travail du sol. La monoculture de maïs-grain augmente la quantité de résidus de maïs à la surface du sol au point de rendre les conditions de semis direct difficiles et inopérantes. L'intensification de la culture de maïs-grain dans la rotation augmente ainsi les risques d'érosion des sols, lorsque la pratique du semis direct est abandonnée et remplacée par le labour.

L'enrichissement des sols en phosphore n'est pas directement lié à la culture de maïs, mais plutôt à la gestion des engrais. Toutefois le ruissellement et l'érosion des sols pouvant transporter le P vers les cours d'eau, sont davantage à risque dans les cultures annuelles à grand interligne et lorsque les sols sont saturés en P. Les pertes de P par les drains agricoles sont quant à elles liées aux types de sol favorisant les écoulements préférentiels ainsi qu'à leur niveau de saturation en P, lié à la gestion des engrais et des cultures. Les risques d'érosion des sols et de pertes de phosphore augmentent de surcroît dans les terrains en pente. La remise en culture de terres marginales ou sous couvert de plantes pérennes, avec des plantes annuelles à grand interligne aurait dans ces conditions un impact non négligeable sur l'érosion des sols et le ruissellement des intrants agricoles.

Les simulations réalisées à l'aide du logiciel ODEP dans 6 bassins versants représentatifs du Québec indiquent que l'expansion des cultures de maïs-grain et de soya, entraînerait des exportations importantes de sédiments et de phosphore vers les cours d'eau dans les bassins versants majoritairement occupés par des prairies et des céréales, et dans les régions où les précipitations et la fonte des neiges entraînent un ruissellement de surface plus abondant. Ces exportations seraient moins prononcées dans les bassins plus ou moins plats de la plaine de Montréal, déjà sous l'influence de grandes superficies de cultures à grand interligne de maïs-grain ou de soya. Une expansion de la culture de soya aurait par contre des impacts négatifs sur la teneur en matière organique des sols (MOS) de tous les bassins versants étudiés, tandis que le maïs pourrait avoir un impact moins négatif sur la MOS dans les zones plus chaudes où sa productivité et le retour de résidus au sol sont plus élevés.

Au Québec comme ailleurs, les cultures exigeantes en engrais azotés contribuent à la charge en nitrate mesurée dans les cours d'eau. De même, les concentrations de pesticides retrouvées dans les eaux de surface sont aussi reliées à l'intensité de leur usage dans les cultures. Au Québec, les herbicides utilisés dans le maïs et les autres grandes cultures représentent toujours une grande proportion des pesticides consommés. De plus, les molécules dérivées d'herbicides de la famille des glyphosates sont de plus en plus détectées dans les eaux de surface en lien avec l'accroissement de

leur usage dans les cultures de maïs et de soya génétiquement modifiées pour être tolérantes à ces herbicides.

L'intensification de la monoculture de maïs a donc des impacts sur les pratiques agricoles, notamment en augmentant l'usage des engrais azotés et en réduisant les pratiques de travail réduit du sol. L'expansion des superficies de maïs au détriment des autres cultures de la rotation, même dans sa forme la plus simplifiée (maïs et soya), risque de se traduire par une perte de rendement à long terme, une augmentation de l'utilisation d'engrais minéral azoté et de pesticides et par conséquent une dégradation de la qualité des sols et de l'eau, une dégradation de la biodiversité ainsi que des émissions plus importantes de GES, notamment le N₂O.

3 L'impact du retrait des résidus de culture

Les résidus de culture apportent des quantités non négligeables de matières organiques fraîches au sol qui permettent de maintenir avec la matière organique du sol (MOS) plusieurs fonctionnalités importantes, dont l'activité microbienne qui rend les éléments nutritifs disponibles et assure la formation d'agrégats et la structure du sol qui conditionnent l'infiltration et la rétention de l'eau dans le sol. Les résidus de culture agissent aussi comme barrière physique surtout en travail réduit de sol, lorsqu'ils sont laissés à la surface, en protégeant le sol contre l'impact des précipitations et du ruissellement de l'eau. Finalement, les résidus de culture temporisent les échanges thermiques entre le sol et l'atmosphère. Sous nos conditions froides au printemps, cette dernière fonctionnalité pourrait toutefois ralentir le réchauffement du sol ou encore nuire au placement de la semence et son contact avec le sol.

Plusieurs études ont démontré des impacts négatifs liés aux retraits des résidus de culture, surtout lorsque ce retrait dépasse un seuil minimal de retour de résidus au sol. Par exemple, le retrait des résidus de culture augmenterait les risques de ruissellement et d'érosion des sols lorsque la couverture que procurent les résidus est inférieure à 30% de la surface du sol. Le retrait des résidus aurait aussi des effets négatifs sur la compaction des sols, la stabilité des agrégats et la disponibilité des éléments nutritifs dans le sol. Sur les rendements, les effets du retrait des résidus pourraient être plus mitigés. Une accumulation trop importante de résidus de maïs par exemple, pourrait nuire au réchauffement du sol ou au placement de la semence, mais cette accumulation survient plus souvent dans la culture du maïs en continu sous semis direct. Dans des successions culturales où le maïs n'est pas cultivé en continu, cette accumulation de résidus de maïs serait moins importante et poserait moins de problèmes.

Comme recommandation générale, un minimum de 2 tm C/ha/an en provenance des résidus de culture a souvent été avancé pour maintenir le niveau de MOS stable et les autres fonctionnalités du sol qui lui sont associées. Une analyse d'études américaines a toutefois établi à 3 tm/ha la quantité minimale de C à retourner au sol lorsque le maïs est cultivé en labour conventionnel et à 2,1 tm/ha lorsqu'il est cultivé en semis direct. Théoriquement, sous semis direct et dans des conditions de productivité élevée aux États-Unis, une certaine quantité de résidus pourrait donc être retirée sans nuire au bilan humique, surtout lorsque le maïs est cultivé en continu. À ces niveaux de retour, la

couverture du sol serait généralement suffisante pour contrer les problèmes d'érosion et rencontrer les critères d'une pratique de conservation des sols. Par contre, il est généralement reconnu que la culture du maïs en continu ne permet pas de soutenir des rendements aussi élevés qu'en rotation avec d'autres cultures, notamment le soya.

En général, tel que discuté dans la section sur l'impact des cultures à grand interligne, la monoculture de maïs entraîne des effets négatifs sur la qualité des sols et de l'eau qui ne permettent pas de maintenir ou de produire des hauts rendements de façon durable. Le retrait des résidus de culture de maïs pourrait donc exacerber l'expansion de cette culture au niveau régional et les impacts qui lui sont associés, en fournissant aux producteurs un revenu additionnel pour les résidus et en les incitant à cultiver davantage de maïs-grain en monoculture, puisque c'est sous cette condition que les résidus s'accumulent.

Par ailleurs, sous nos conditions froides et humides, il n'a pas été prouvé que le semis direct conduise à des accumulations importantes de matière organique dans le sol par rapport au labour conventionnel, du moins lorsqu'une profondeur de 0 à 60 cm de sol est considérée. Certes, le semis direct conduit à des accumulations de MOS en surface de 0 à 10 cm de profondeur, mais le labour conduit à des accumulations de MOS en profondeur sous la couche de labour. Sous nos conditions, ces deux modes de travail du sol s'équivaldraient en termes de séquestration du carbone. Le semis direct peut causer certains problèmes d'accumulation de résidus en surface sous culture de maïs en continu, mais cette pratique ne garantirait pas plus le maintien du bilan humique que le labour conventionnel si une partie des résidus de culture était récoltée, du moins sous nos conditions.

Le niveau minimal de MOS à maintenir dans un sol est primordial lors de l'évaluation de l'effet du retrait des résidus de culture sur la qualité du sol ou de son bilan humique. Un examen grossier de la situation au Québec nous révèle que les sols sont généralement moins bien pourvus en matière organique dans les régions où les cultures annuelles et celle du maïs-grain en particulier sont prépondérantes. Les sols de plusieurs municipalités où les rendements moyens seraient à la limite suffisants pour permettre un retrait d'une partie des résidus de culture, se trouveraient déjà sous le seuil qualifié d'acceptable ou de niveau minimal de 4,5% de MOS pour les sols argileux (30% d'argile), où ces derniers se retrouvent majoritaires dans la plaine du Saint-Laurent.

L'utilisation de modèles de simulation du bilan humique ou du bilan de carbone nous révèle premièrement que le retrait des résidus de culture serait possible à mesure que la productivité des cultures augmente. Deuxièmement, il serait plus facile de maintenir à l'équilibre des faibles teneurs en MOS que des teneurs plus élevées et donc le niveau minimal de MOS à maintenir pour avoir un sol de qualité est critique. Ces modèles sont aussi à la hauteur de nos connaissances en ce qui concernent la contribution des résidus aériens et racinaires des cultures à la MOS, à l'effet du travail réduit sur la MOS et à la vitesse de minéralisation de la MOS sous nos conditions. Finalement, même si les modèles permettent de calculer la quantité de résidus qui pourrait être retirée sans nuire au bilan humique lorsque les rendements sont élevés, il n'en demeure pas moins important de considérer à la fois le niveau actuel de MOS et la qualité du sol, avant d'envisager une telle pratique. De fait, lorsque le niveau de MOS serait de 5% ou légèrement supérieur au niveau minimal de 4,5%

pour un sol argileux, un rendement de 12 tm/ha de maïs en continu ne permettrait qu'un retrait de 5 et 25% des résidus sous labour conventionnel et semis direct respectivement. Les simulations réalisées à l'échelle de six bassins versants représentatifs du Québec révèlent que le retrait de 70% des résidus de culture occasionnerait une diminution de la MOS dans tous les bassins et le retrait des résidus de maïs entraînerait une baisse plus importante de la MOS dans certains bassins en raison de la biomasse importante de résidus qui serait retirée.

Les niveaux actuels de MOS des régions les plus productives dans lesquelles le retrait des résidus de maïs pourrait être envisagé sont d'ailleurs près des limites acceptables, ce qui implique que dans certains champs les niveaux de MOS pourraient permettre le retrait des résidus tout en maintenant la productivité et les fonctionnalités du sol, tandis que dans d'autres champs voisins, ils ne le pourraient pas.

4 L'impact des cultures émergentes

Pour évaluer l'impact environnemental des cultures émergentes dédiées à la production de biomasse industrielle, celles-ci ont été regroupées en cultures annuelles et en culture pérennes. L'impact environnemental des cultures annuelles comme le triticale, le sorgho ou le millet perlé sucré dépendrait des pratiques agricoles employées, des quantités d'intrants utilisées, de leur productivité et finalement de la partie récoltée pour la production de bioproduits, soit le grain, ou la plante entière. Si seulement le grain était utilisé, ces cultures laisseraient suffisamment de résidus au sol, pour ne pas produire d'effet négatif sur la MOS et protéger le sol contre l'érosion; surtout si les rendements sont supérieurs à 4 à 5 tm/ha. Cependant, s'il est prévu d'utiliser la plante entière, des effets adverses sur la MOS, la qualité du sol et sa vulnérabilité à l'érosion sont possibles à moyen et long terme, puisque les retours annuels de matières organiques au sol diminuent grandement.

Les effets de ces cultures annuelles sur l'érosion des sols et la qualité de l'eau ou de l'air devraient être comparables à ceux d'autres cultures annuelles cultivées dans les mêmes conditions. La récolte de la partie aérienne au complet de ces cultures augmente les risques d'érosion à mesure que les autres facteurs (pente, longueur de pente, érodibilité des sols, érosivité de la pluie et de la fonte des neiges) favorisant l'érosion augmentent. Toutefois, les cultures à interligne étroit et des mesures mises en place pour atténuer les risques d'érosion et pour optimiser le prélèvement des engrais, telles qu'une couverture végétale à l'automne et durant l'hiver pourraient réduire ces impacts.

Pour obtenir des performances élevées comme celle du maïs avec des cultures annuelles de sorgho ou de millet perlé sucré, des quantités élevées d'engrais azotés sont nécessaires, alors que les graminées pérennes comme le panic et le miscanthus peuvent être relativement efficaces avec de plus faibles quantités de N. Comme pour le maïs, l'usage de quantités élevées de N dans des cultures dédiées à la production de biocarburants pourrait invalider la réduction des gaz à effet de serres escomptée avec le remplacement de carburants fossiles; ce en raison des émissions de N₂O liées à l'usage d'engrais azotés qui pourraient être plus élevées (3 à 5 % des apports de N) que présentement anticipées (1%) par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) (voir section 2.6.4).

Comparées à la culture de maïs-grain, les cultures de graminées pérennes dédiées (panic érigé, miscanthus, alpiste roseau) et les prairies de graminées indigènes présenteraient un meilleur coefficient d'utilisation de l'azote en raison d'un prélèvement plus efficace de l'azote sur une plus longue période de l'année et des possibilités de réduire les apports en azote. Au moment de la sénescence des cultures pérennes, une partie de l'azote est transloquée vers les racines où elle est entreposée durant l'hiver. Une partie de l'azote est également recyclée et immobilisée temporairement dans le sol au moment de la décomposition de la biomasse sénescente (feuilles et racines). Des études indiquent que la production de panic érigé nécessiterait 25 à 50% de moins de N qu'une culture de maïs-grain conventionnelle quoique les besoins en apport de N pourraient varier selon les conditions pédoclimatiques liées au sol et à la région. La combustion de biomasses ayant des teneurs élevées en N comme celles de prairies à l'état vert, contribuerait aux émissions de NO_x, un polluant atmosphérique. Les biomasses récoltées de cultures pérennes comme le panic et le saule peuvent cependant présenter de faibles teneurs en N, comparables à celles de pailles de céréales, si elles ne sont pas surfertilisées en N. Dans ces conditions, ces cultures pérennes offriraient la possibilité de réduire les émissions de NO_x au moment de la combustion, et de N₂O au niveau du sol.

Tout comme pour les autres plantes fourragères pérennes, les impacts du panic érigé et de l'alpiste roseau sur le bilan de la MOS seraient de nature positive. Celui du saule cultivé sur courtes rotations serait également de nature positive, mais seulement après de 10 ans de culture. Il demeure cependant difficile de quantifier ces effets et des études au champ ont démontré qu'il n'y aurait peut-être pas de gain dans les sols moins productifs. Concernant l'impact de ces cultures pérennes sur la MOS du sol, les algorithmes utilisés dans les modèles pour prédire l'évolution de la MOS au Québec devraient également être revus. Mises à part l'année d'implantation, les cultures dédiées de graminées pérennes auront surtout des effets positifs sur l'érosion et la fertilité des sols, de même que sur la qualité de l'eau. Les cultures de saules sur courtes rotations offriraient les mêmes avantages, sauf pour le contrôle de l'érosion et l'impact sur l'eau où l'efficacité pourrait être moindre que sous un couvert de graminées pérennes. L'impact sur la biodiversité pourrait être mitigé dans le cas d'une remise en culture d'une terre marginale, mais devrait être bénéfique dans le cas de terres agricoles périodiquement cultivées dans des conditions à risque. En fait, peu d'études spécifiques au Québec permettent de démontrer les effets bénéfiques de ces cultures émergentes pérennes sur la biodiversité. En revanche, le caractère ou le potentiel envahissant de l'alpiste roseau a déjà fait l'objet d'études sur le territoire Québécois et il est important de considérer cet aspect avant d'introduire de nouvelles espèces ou de variétés d'espèce que ce soit pour les cultures pérennes ou annuelles.

5 L'impact de la remise en culture des terres marginales

Le MAPAQ a estimé les superficies non cultivées potentiellement exploitables pour la production de biomasse à des fins bio-industrielles entre 200 000 et 350 000 ha pour l'ensemble du Québec. Par contre, comme le précise le MAPAQ, cette estimation ne représente pas nécessairement les superficies potentiellement exploitables. Le potentiel agricole de ces terres non cultivées est inconnu, et la production de biomasse rentable n'est pas toujours envisageable pour certaines de ces terres.

De plus, il est possible que de par leur haute valeur spéculative, les superficies agricoles périphériques aux zones domiciliaires ou industrielles ne soient pas remises en culture.

Le couvert végétal des terres non cultivées est variable. Les friches plus jeunes sont dominées par une végétation herbacée tandis que les friches plus âgées sont dominées par une végétation arbustive et arborescente. La végétation présente sur la friche aura probablement un effet sur les coûts et les efforts nécessaires à la remise en culture de celle-ci. Les facteurs écologiques abiotiques, tels que la pente ou la pierrosité de surface, et les facteurs historiques (utilisation des terres) ont une influence déterminante sur la dynamique des friches, c'est ce qu'a révélé une étude effectuée sur 36 friches du sud-ouest du Québec par Benjamin *et al.* (2005). Il existe également certaines limitations rencontrées sur les terres marginales. Les problèmes d'acidité, de fertilité, de pierrosité, d'accessibilité et de climat peuvent restreindre le potentiel agricole de ces terres. Certaines limitations peuvent également augmenter les risques environnementaux en plus de limiter le potentiel de valorisation. On compte parmi celles-ci les problèmes de texture, de drainage, de profondeur et de relief. Il est possible d'améliorer le potentiel de production des terres marginales mais les coûts peuvent parfois être majeur allant même jusqu'à compromettre le potentiel de rentabilité. Il est donc essentiel de choisir des espèces cultivées qui soient bien adaptées aux conditions du milieu pour permettre le succès de la valorisation et l'utilisation optimale des terres marginales (Laverdière 2008). Bélanger (2010) rappelle que les plantes fourragères seraient mieux adaptées que les plantes annuelles à ce type de terres. Certaines espèces herbacées ou forestières dédiées à la production de biomasse à des fins énergétiques auraient également la flexibilité requise pour valoriser les terres marginales.

Ce sont principalement les propriétaires qui décident de la mise en valeur de leurs terres marginales et c'est pourquoi l'aspect social est aussi important que l'aspect économique ou technique. La perception qu'ils ont d'une friche est très variable d'un propriétaire à l'autre mais elle est souvent négative par rapport aux autres utilisations du sol étudiées (maïs, fourrages, pâturages, prairies, plantations, terres à bois) (Benjamin *et al.* 2008). Les options de mise en valeur doivent donc être adaptées aux différents intérêts et perceptions des propriétaires, mais aussi à ceux des autres acteurs du milieu. En effet, certains considèrent que dans un objectif environnemental, surtout dans les régions d'agriculture intensive, il serait préférable de préconiser la plantation pour reconstruire le potentiel forestier. D'autres croient que les options de mise en valeur doivent préserver le potentiel agricole des friches. Afin de mieux faire connaître l'intérêt des différentes options de mise en valeur, leurs facteurs de succès et de risque, et favoriser ainsi leur acceptabilité sociale et leur adoption, il serait nécessaire de prévoir des ressources dynamiques et des services d'information, de démonstration, d'encadrement et de support.

Selon l'article 50.3 du Règlement sur les exploitations agricoles (REA), l'augmentation des superficies cultivées est interdite dans les bassins versants dits dégradés, c'est-à-dire ceux dont la concentration en phosphore à l'embouchure excède le critère d'eutrophisation de 0,03 mg/l. Puisque les essences ligneuses (peuplier, saules, etc.) à l'exception des essences ornementales ou fruitières et les pépinières ne sont pas considérées comme des cultures, elles rendent possible la valorisation des terres en friches ou autres terres marginales qui n'ont pas été cultivées depuis 1990. Les cultures de graminées pérennes comme le panic érigé ou le miscanthus sont toutefois interdites.

La remise en culture de terres marginales n'est pas sans risque pour la qualité des sols. En effet, il est bien connu que la matière organique du sol (MOS) tend à diminuer lorsque des terres à l'état naturel sont mises en culture sous divers régimes de travail du sol. Certains auteurs ont même démontré que la conversion de vieilles prairies et de systèmes forestiers peut entraîner une diminution de la MOS allant de 30 à 75%. Cette augmentation est d'autant plus importante sous un travail de sol conventionnel (Haas *et al.* 1957; Peterson *et al.* 1998; Lal *et al.* 2007; cité par Follett *et al.* 2009). Les données de la littérature suggèrent donc que la MOS diminuera suite à la remise en culture d'une vieille prairie, d'une forêt ou d'une terre abandonnée. Cette conséquence est surtout reliée à la minéralisation importante de la MOS accumulée naturellement dans le sol, associée à un retour moindre de résidus de culture laissés au sol pour contrebalancer cette minéralisation. Cet effet sera variable selon la culture utilisée et on pourrait penser que plus la culture retourne de résidus au sol plus elle permettra d'amoindrir les pertes de MOS.

Ces pertes de matière organique peuvent entraîner des problèmes d'érosion du sol en réduisant sa stabilité structurale. L'érosion du sol a des conséquences sur la qualité de l'eau puisque les particules entraînées se dirigent vers les cours d'eau et peuvent être chargées en pesticides et éléments nutritifs dont le phosphore. Smeets *et al.* (2009) ont évalué l'érosion de plusieurs sols européens cultivés avec du miscanthus, du panic érigé, des cultures céréalières et du maïs en utilisant les résultats de l'équation universelle des pertes de sol. Selon les résultats de la modélisation, les parcelles implantées avec des graminées pérennes, soit le miscanthus et le panic érigé, génèreraient de trois à quatre fois moins d'érosion que les cultures annuelles, mais deux fois plus que les prairies. La valorisation des terres marginales devrait donc se faire par l'implantation de cultures pérennes ou de systèmes forestiers à courtes rotations, car les impacts de ces cultures sont moindres que les cultures annuelles.

La mise en culture des terres marginales génère des émissions de gaz à effet de serre (GES), principalement sous forme de CO₂ et N₂O. En Europe, certains auteurs se questionnent sur l'utilisation de prairies sur des terres marginales pour produire des biocombustibles, même s'il s'agit de cultures pérennes. En effet, la combustion de biomasse provenant de prairies ayant des teneurs élevées en azote pourrait générer des émissions élevées de NO_x. D'autres recherches révèlent plutôt que la production de cultures énergétiques pérennes sur des terres à l'abandon minimise le potentiel d'émission de GES par la déforestation directe ou indirecte associée au développement des biocarburants (Tilman *et al.* 2009). Ces auteurs prétendent également qu'en prenant soin de bien gérer cette production, il serait possible d'obtenir des gains en termes d'habitats, de qualité de l'eau et de séquestration du carbone. Afin d'obtenir un gain plutôt qu'une dette de carbone, il s'agirait de choisir des terres qui, à l'origine, emmagasinent peu de carbone organique dans le sol ou dans la végétation, mais qui ont néanmoins un fort potentiel de production de biomasse.

La richesse en biodiversité des terres marginales est également menacée par leur mise en culture. Les principaux facteurs en cause sont l'invasion et l'envahissement par les espèces introduites, la perte d'habitat et la pollution engendrée par l'usage des engrais et des pesticides dans les cultures (Sala *et al.* 2009). La capacité de résilience d'un écosystème pourrait ne pas être suffisante et l'abandon

éventuel des terres marginales après leur mise en culture pourrait causer des dommages irréversibles à la faune et à la flore (Guttierrez et Ponti 2009).

Certains pays ont des programmes de mise en réserve des terres et les propriétaires reçoivent une rémunération pour ne pas les cultiver. Le principal objectif est de protéger les terres marginales qui sont plus à risques au niveau environnemental. Cependant, avec l'expansion des superficies de maïs effectuée sur ces sols, les gains environnementaux reliés à ces programmes de conservation sont menacés (Fargione *et al.* 2009) et il existe un risque réel pour la faune et la flore de ces terres (Secchi *et al.* 2009). Les plantes pérennes, même cultivées en monoculture, comme le panic érigé, procurent généralement un meilleur habitat pour la faune et la flore que les cultures annuelles (Fargione *et al.* 2009).

Certaines cultures dédiées envisagées ont des caractéristiques semblables aux plantes envahissantes, c'est-à-dire, la capacité de croître dans divers environnements, de produire des quantités imposantes de biomasse et d'utiliser efficacement les ressources (eau, nutriments, lumière). Plusieurs précautions devraient être prises lors de l'introduction ou du développement de cultures dédiées en Amérique du Nord dont une évaluation du risque d'envahissement basée sur plusieurs critères. Pour minimiser le potentiel d'envahissement de nouvelles cultures dédiées, celles-ci ne devraient pas avoir de rhizomes rampants, ne devraient pas être adaptées aux milieux humides ou aux environnements forestiers, ne devraient pas croître trop rapidement ou trop tôt dans la saison, ne pas être génétiquement modifiées pour des traits spécifiques qui augmenteraient leur compétitivité et devraient être des espèces indigènes de l'Amérique du Nord.

La biodiversité est influencée par les modalités de gestion reliées à la récolte de la biomasse (période, fréquence, quantité de résidus laissée au sol). Une bonne couverture du sol procure un meilleur habitat en plus de protéger le sol contre l'érosion. La réduction du niveau d'intrants chimiques est un autre élément favorisant la biodiversité. L'apport d'azote modifie la composition des communautés d'insectes en réduisant la diversité d'insectes herbivores et prédateurs en plus de réduire la population d'insectes parasitoïdes. Le choix des cultures ainsi que le système de gestion de la culture influencent le niveau de biodiversité. Les systèmes de polycultures contribuent à augmenter la diversité génétique et la protection naturelle contre les ennemis de cultures en plus de favoriser la pollinisation. On observe une plus grande diversité des microorganismes dans les prairies puisque le travail du sol et la quantité d'intrants y sont faibles comparativement aux cultures annuelles.

Les terres marginales et les friches présentent donc un potentiel pour la production de biomasse à des fins bio-industrielles. Les surfaces disponibles à l'échelle du Québec ou à l'échelle régionale sont non négligeables mais présentent souvent des limitations qui affectent leur potentiel agricole ou leur vulnérabilité environnementale. Il est donc peu probable que des cultures exigeantes puissent être intéressantes à grande échelle sur des terres marginales. Des productions de plantes herbacées pérennes ou d'espèces ligneuses semblent être des options de valorisation plus réalistes. Cependant, plusieurs auteurs ont montré la richesse en biodiversité et les bénéfices environnementaux des terres à l'abandon ou des terres mises en réserve, ainsi que les impacts de leur exploitation selon diverses modalités (perte d'habitats, envahissement d'espèces introduites, etc.).

6 Recommandations

1- Le retrait des résidus de culture devrait faire l'objet d'un encadrement et d'un suivi rigoureux par un professionnel, en l'occurrence un agronome. Cet encadrement devrait inclure une analyse du niveau actuel de MOS dans les sols, de la productivité des cultures mesurée à la ferme et aussi une appréciation de la qualité des sols en termes de problèmes de dégradation liés à un manque de matière organique (déstructuration, battance, compaction, érosion). Des recommandations sur la quantité de résidus récoltable devraient être émises par champ en tenant compte des rendements moyens mesurés au champ, des apports externes de matières organiques et des analyses de sol. Ces quantités pourraient être calculées à l'aide d'un logiciel comme le Bilan Humique dans le cas où les sols seraient jugés suffisamment pourvus en MOS au départ.

Un suivi devrait par ailleurs être mis en place pour vérifier à moyen (5 ans) et long terme (plus de 10 ans), si la pratique conduit à un appauvrissement en MOS ou à une détérioration de la qualité des sols, notamment au niveau de la compaction engendrée par les passages supplémentaires liés à la récolte des résidus dans des conditions non idéales, de la déstructuration du sol liée au retrait des résidus, de la baisse de disponibilité des nutriments, etc.

Un protocole de suivi de la MOS chez les producteurs devrait être validé. La mesure d'une variation de stock de MOS au champ implique des mesures de profondeur et de masses volumiques apparentes en plus des concentrations en MOS. Les niveaux minimaux de MOS à maintenir selon les différents types de sols devraient faire l'objet d'une étude plus approfondie.

2- Les cultures émergentes vouées à la production de bioproduits industriels devraient être sélectionnées entre autres en fonction de critères environnementaux, soit une capacité de fournir un couvert végétal en continu durant l'année pour réduire les risques d'érosion et optimiser le prélèvement des intrants, de faibles besoins en engrais et en pesticides tout en étant capable de prélever des apports excédentaires d'engrais et les métaux lourds, une capacité de restituer au sol suffisamment de biomasse pour maintenir ou améliorer la MOS, et finalement une propension à favoriser la biodiversité, tout en étant des cultures peu envahissantes.

Vu les risques environnementaux reliés aux cultures annuelles à larges interlignes, leurs cultures associées et les niveaux relativement élevés d'intrants utilisés pour leur production, celles-ci ne devraient pas être un premier choix pour la production de bioproduits industriels. Les espèces annuelles à faible interligne cultivées en semis direct et avec de faibles quantités d'intrants offrent la possibilité de rencontrer certains critères énumérés ci-haut dans la mesure où une partie de la biomasse aérienne est restituée au sol. Finalement, les cultures pérennes de graminées pérennes ou de saule à croissance rapide offrent davantage de possibilité pour rencontrer tous ces critères.

3-Il est difficile d'établir des recommandations générales encadrant la remise en culture de terres marginales étant donnée la diversité des conditions physiques et sociales qui limitent la culture de ces terres. Sur une base de précaution, l'usage de plantes pérennes serait privilégié en raison des plus faibles impacts anticipés au niveau de l'érosion des sols, de la qualité des sols (teneur en MOS), de

l'usage et des pertes en intrants agricoles et finalement de la biodiversité. Le choix de ces plantes pérennes pourrait s'orienter vers la prairie diversifiée à faible niveau d'intrant ou la culture de graminées pérennes ou de plantes arbustives comme le saule à croissance rapide.

Le mandat

La valorisation de la biomasse agricole en bioproduits industriels est le choix évoqué par un nombre croissant de pays et de provinces canadiennes qui souhaitent : i) réduire les émissions de gaz à effet de serre (GES) en partie responsables des changements climatiques; ii) réduire la dépendance à l'égard des combustibles fossiles et de leurs produits dérivés; et iii) aider les agriculteurs et les collectivités rurales à profiter de nouveaux débouchés qu'offrent le secteur des bioproduits industriels issus de biomasses agricoles.

Au Québec, des superficies agricoles actuellement exploitées et sous exploitées seraient potentiellement disponibles pour la production de cultures annuelles et/ou pérennes dédiées à des fins d'applications bio-industrielles. Des matières résiduelles végétales d'origine agricole peuvent potentiellement être utilisées. Toutefois, des enjeux de durabilité et de pérennité doivent être pris en compte.

1 Considérations agroenvironnementales

Dans un contexte de production de bioproduits industriels, certaines cultures annuelles ou pérennes introduites judicieusement dans des zones agricoles en cultures intensives ou des cultures pérennes cultivées dans des zones à risque ou en bande riveraine pourraient contribuer à réduire les impacts des activités agricoles sur l'environnement.

Par contre, la demande accrue en biomasse agricole pourrait se traduire par une augmentation de la pression des activités agricoles sur l'environnement, notamment par une intensification de l'utilisation des terres ou par la remise en culture de terres marginales ou vouées à des usages moins intensifs.

Cette demande en biomasse peut également conduire à une récolte accrue des biomasses résiduelles ou des résidus de culture qui peut mettre en péril la fertilité et la productivité des sols et accroître leur vulnérabilité environnementale. La pression ainsi exercée sur la biomasse résiduelle pourrait se manifester par des problèmes de dégradation et d'érosion du sol, de dégradation de la qualité des eaux, d'une déforestation et d'une perte de biodiversité, sans compter la réduction des stocks de carbone séquestrés dans les sols et dans les biomasses actuelles.

Les connaissances restent donc à parfaire afin de bien documenter les impacts agroenvironnementaux (positifs et négatifs) au champ mais aussi à des échelles plus vastes (bassin versant, territoire), associées à la production accrue de cultures et au prélèvement de biomasses résiduelles végétales agricoles pour la bioindustrie.

2 Catégorisation des cultures dédiées aux bioproduits industriels

Les bioproduits industriels peuvent provenir d'espèces déjà cultivées sur le territoire (cultures conventionnelles) ou provenir de cultures nouvellement introduites (cultures émergentes). Certaines cultures comme le lin peuvent être considérées comme des cultures réintroduites.

Les cultures dédiées se catégorisent également selon le type de substances produites :

- Les cultures amylacées (maïs-grain, triticales et autres céréales etc.) y compris leurs matières résiduelles celluloses;
- Les cultures oléagineuses (soya, canola, lin etc.) y compris leurs matières résiduelles celluloses (tiges, etc.).
- Les cultures à sève sucrée (sorgho sucré et millet perlé sucré) y compris leurs matières résiduelles celluloses (tiges, etc.);
- Les cultures (annuelles et pérennes) lignocellulosiques (panic érigé, saule, alpiste roseau, chanvre industriel, sorgho du sudan, luzerne, etc.);

Les cultures dédiées peuvent également se distinguer selon leur mode de production ou leur pérennité. Certaines cultures annuelles impliquent une plus grande consommation d'intrants, d'autres sont produites sur de larges interlignes (maïs-grain, soya) ou des interlignes étroits (céréales, canola), d'autres encore sont vivaces (luzerne, panic érigé) et n'impliquent pas les mêmes pratiques agricoles que des cultures annuelles. Ces distinctions auront davantage d'influence sur l'impact agroenvironnemental de la culture ou du retrait de ses résidus de culture que le type de substances produites. Toutefois, la demande en bioproduits particuliers ou en substances favorisera l'accroissement des superficies de cultures concernées.

3 Scénarios anticipés

Au Québec, le Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation (MAPAQ) entrevoit trois scénarios de changement qui pourraient avoir un impact sur les ressources :

- Scénario I : le prélèvement ou le retrait d'une partie (ex. 50%) ou de la totalité des résidus de culture à chaque année ou périodiquement, par exemple à tous les deux (2) ou aux trois (3) ans;
- Scénario II : l'accroissement des superficies en cultures annuelles ou pérennes dédiées aux bioproduits en remplacement des cultures annuelles actuellement dédiées à l'alimentation animale ou humaine;
- Scénario III : l'utilisation des superficies considérées comme marginales ou en friche pour la production de cultures annuelles ou pérennes dédiées aux bioproduits.

Face à chacun de ces changements, le MAPAQ désire pouvoir anticiper l'impact agroenvironnemental de ces scénarios sur:

- la fertilité, la productivité et la conservation des sols;
- la qualité des eaux de surface (turbidité, apport en MES, P, pesticides, etc.);
- la séquestration du carbone;
- la biodiversité (corridors fauniques, plantes mellifères, caractère envahissant de certaines nouvelles cultures, etc.).

Ces changements pourraient être évalués en utilisant les indicateurs suivants:

- le bilan humique du sol;
- la modification du régime hydrique des sols (infiltration vs ruissellement);
- l'érosion des sols;
- les exportations de phosphore vers les cours d'eau;
- les pertes d'azote du système sol-plante;
- l'utilisation des pesticides (consommation en kg/ha de matière active de produits).

Par ailleurs, le MAPAQ voudrait être en mesure de préciser ces informations par rapport à la diversité des conditions de production qui existe dans chaque région du Québec et qui affecte les cultures visées, en considérant :

- les conditions climatiques;
- les différents types de sols susceptibles de recevoir les plantes visées et les conditions physiographiques (pentes, travaux d'aménagement, le réseau hydrographique, etc.);
- la productivité des cultures selon les régions (ex. : le rendement du maïs-grain en Montérégie produit plus de biomasses résiduelles qu'en Estrie);
- les systèmes culturaux : rotations des cultures (successions culturales), travail de sol, pratiques culturales, etc.;
- l'efficacité des bandes riveraines pérennes de différentes largeurs pour une récolte de biomasse énergétique.

Finalement, le MAPAQ aimerait disposer de recommandations lui permettant de faire des choix éclairés quant à des scénarios de développement durable des productions végétales à des fins de bioproduits industriels.

Ces données permettraient également d'offrir un accompagnement de meilleure qualité auprès d'éventuels promoteurs, prenant en considération non seulement les aspects économiques des projets, mais également des préoccupations de développement durable liées à la préservation des ressources sol, air et eau.

Revue de littérature

1 Introduction

La production de bioproduits industriels dérivés de cultures agricoles peut générer une multitude d'impacts environnementaux à partir de sa chaîne de production jusqu'à la consommation de ces bioproduits. Ces impacts peuvent être attribués à la fois aux bioproduits ainsi qu'aux différents sous-produits générés tels que les drêches de maïs-grain ou le tourteau de soya par exemple (Bringezu *et al.* 2009). Pour une image plus globale de ces impacts, l'analyse du cycle de vie (ACV) d'un procédé ou d'une filière de bioproduits peut être tout indiquée en vue de la comparer à un procédé de référence basé sur des énergies fossiles par exemple. La Figure 1 illustre l'étendue verticale des impacts environnementaux associés à une filière de production jusqu'à la consommation d'un bioproduit.

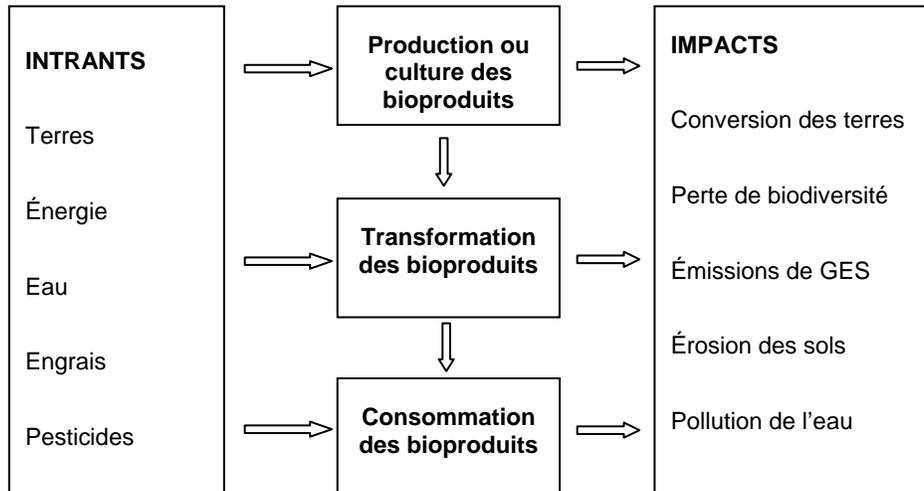


Figure 1 : Impacts environnementaux reliés aux différentes phases du cycle de vie d'un bioproduit (tirée de Bringezu *et al.* 2009).

À date, la plupart des ACV de bioproduits et plus spécifiquement de biocarburants ont été réalisées sur les émissions de gaz à effet de serres (GES), mais quelques unes ont considéré d'autres impacts d'importance majeure comme l'eutrophisation de l'eau ou la production de smog (Bringezu *et al.* 2009). Par opposition à l'approche verticale du cycle de vie d'un procédé, des approches horizontales sont nécessaires pour traiter davantage de la perspective régionale qu'engendre par exemple la conversion des terres pour la production accrue de bioproduits (Bringezu *et al.* 2009). Entre autres, l'augmentation des problèmes d'eutrophisation des eaux en relation avec l'accroissement des superficies cultivées en maïs-grain pour répondre à la demande en éthanol a fait l'objet de plusieurs études récentes aux États-Unis (Simpson *et al.* 2009). Dans le nord du Golfe du Mexique et dans les eaux côtières de l'Atlantique, des indications d'une augmentation de l'eutrophisation ont été reliées à l'augmentation des superficies cultivées en maïs-grain depuis la fin des années 1970 et plus

particulièrement depuis le début des années 1990. L'analyse de Donner et Kucharik (2008) comparant divers scénarios pour la production d'éthanol a également conclu à l'aggravation des exportations d'azote total dissous dans le Golfe du Mexique suite à l'augmentation des superficies en maïs-grain.

À l'échelle planétaire, l'agriculture est responsable d'une part importante des émissions des GES et contribue de façon importante à l'acidification des sols et l'eutrophisation des eaux de surface. L'usage d'engrais azotés de synthèse accélère le cycle de l'azote au niveau des sols et favorise les émissions d'oxyde nitreux (N_2O), un puissant gaz à effet de serre, à la fois dans les sols agricoles et en aval dans les écosystèmes aquatiques tributaires du lessivage et du ruissellement de l'azote. Ce lessivage est aussi la cause directe de l'eutrophisation des eaux de surface, tandis que les émissions de NO_x et d'ammoniac reliées aux activités agricoles causent les pluies acides et des retombées d'azote dans des milieux naturels parfois sensibles.

L'incertitude existant autour des émissions de N_2O reliées aux apports d'engrais azotés peut significativement affecter les résultats des analyses de cycle de vie (ACV) orientées sur les GES (Bringezu *et al.* 2009), parce que les émissions de N_2O sont très liées aux conditions spécifiques de terrain et qu'il est difficile de définir des facteurs d'émissions moyens. La plupart des ACV utilisent la méthodologie du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) pour estimer les émissions de N_2O dans l'atmosphère. Celle-ci tend à produire des estimés légèrement supérieurs à 1% de l'azote apporté par les engrais.

Plus récemment, Crutzen *et al.* (2008) ont rapporté que les accroissements de N_2O dans la troposphère depuis 100 ans correspondraient davantage à des émissions de l'ordre de 3 à 5% des quantités d'engrais azotés utilisées, comparativement à la valeur de 1% prescrite par le GIEC. Une part plus importante des processus de dénitrification opérant dans les eaux de surface en aval des champs agricoles pourrait expliquer ces différences. Ce genre d'incertitude peut grandement affecter le gain en réduction de GES escompté avec une culture dédiée à la production de bioproduits industriels, surtout si les apports en engrais azotés sont importants. Ce constat sera étudié plus en détail dans la section 2 traitant de l'impact de l'expansion des cultures à grand interligne et de l'usage d'intrants agricoles comme les engrais de synthèse et les pesticides ainsi que la valorisation d'engrais organiques sur la qualité des sols et de l'eau en milieu agricole.

En quête de biomasses résiduelles, l'industrie des bioproduits pourrait exacerber l'expansion de cultures à grande interligne comme le maïs-grain et le soya en s'approvisionnant des tiges et des parties aériennes de ces cultures qui sont généralement laissées au sol comme résidus de culture. Aux États-Unis, le retrait des résidus de culture a fait l'objet de nombreuses recherches dont les conclusions demeurent ambivalentes (Bringezu *et al.* 2009). Selon certains, la productivité élevée du maïs-grain ainsi que des conditions de travail réduit du sol pourraient permettre le retrait d'une partie des résidus de culture (Johnson *et al.* 2006a). Pour d'autres, les résidus de culture doivent demeurer au sol pour protéger les sols contre l'érosion et assurer un retour adéquat de matières organiques au sol ainsi que la conservation des propriétés affectant la productivité du sol (Blanco-Canqui et Lal 2009b). Plusieurs facteurs dont les types de sol, les niveaux actuels de matière organiques, les pratiques agricoles en cours ainsi que les conditions climatiques propres au Québec

pourraient toutefois affecter la décision de cautionner le retrait des résidus de culture et la section 3 fait état de ces enjeux.

De nouvelles cultures ou d'anciennes cultures réintroduites dans l'espace agricole pourraient également prendre de l'ampleur pour fournir à la demande en bioproduits industriels. Certaines de ces cultures émergentes sont annuelles (triticale, sorgho sucré, millet perlé sucré, chanvre), tandis que d'autres sont pérennes (prairies de panic érigé, alpiste roseau, miscanthus; cultures arbustives de saule ou de peuplier). L'impact agroenvironnemental de ces cultures pérennes est généralement reconnu pour être moindre que celui des cultures annuelles. Une fois bien établies, les cultures pérennes offrent un couvert végétal permanent qui protège le sol de l'érosion et avec leur système racinaire bien développé, et deviennent plus efficaces pour recycler la plupart des éléments nutritifs à la surface du sol. En contrepartie, les cultures pérennes sont parfois plus lentes à établir et pendant les premières années les sols peuvent être susceptibles à l'érosion et la productivité peut être moindre qu'avec des cultures annuelles. Si des terres sous couvert végétal sont remises en culture, une partie du carbone séquestré sera également oxydé et retourné dans l'atmosphère. Toutefois, si les cultures pérennes choisies sont bien adaptées, elles deviendront plus productives à moyen terme. Ces cultures peuvent ainsi augmenter la productivité des sols, en accumulant davantage de matière organique et en favorisant la structure du sol, prélever certains métaux lourds, protéger les sols de l'érosion et finalement offrir un habitat plus intéressant pour la faune que ce qu'offrent les cultures annuelles. Ces éléments seront discutés plus en détails à la section 4.

À l'échelle mondiale, la conversion de certains écosystèmes naturels pour la production de biocarburants produirait un bilan négatif au niveau des émissions de GES, en raison des quantités importantes de C séquestré dans le sol et la biomasse, qui seraient relâchées dans l'atmosphère (Searchinger *et al.* 2008). Pour compenser ces émissions initiales de CO₂ et atteindre un bilan positif, ces écosystèmes devraient être exploités pendant plusieurs dizaines jusqu'à quelques centaines d'années. En revanche, dans le cas de la conversion de terres agricoles abandonnées ou de pâturages moins productifs, les impacts sur les émissions de GES et la biodiversité pourraient être moindres (Campbell *et al.* 2008). De même, la demande en biomasse pourrait favoriser la conversion de terres abandonnées, de pâturage, de forêts et d'autres surfaces naturelles, mais les prairies seraient d'abord ciblées pour la production de biomasse énergétique.

Au Québec, les mêmes tendances pourraient survenir; une fois les terres présentement cultivées ne suffisant plus à la demande pour le maïs-grain par exemple, la pression sur les terres marginales ou abandonnées pourrait s'exercer. Si la réduction des gaz à effet de serres (GES) est un objectif primaire ou un bénéfice additionnel escompté avec la production de biomasse énergétique, les émissions de GES résultant de la conversion et de la mise en culture de terres marginales doivent aussi être comptabilisées (Ravindranath *et al.* 2009). D'autre part, la conversion de ces terres pourrait avoir un impact sur les forces radiatives au niveau du sol en raison des changements de l'albédo des surfaces et des effets non négligeables sur l'hydrographie et le cycle de l'eau. Une analyse des impacts environnementaux reliés à la conversion des terres marginales est présentée à la section 5 de ce document.

L'analyse de l'effet des pratiques agricoles et dans notre cas particulier la conversion de superficies en cultures dédiées doit aussi de prendre en considération, les particularités physiques du territoire et l'imbrication des phénomènes à l'échelle régionale. Une telle analyse a été tentée en utilisant les algorithmes du logiciel Bilan Humique et ceux de l'ODEP à la section 6, pour simuler l'impact sur la qualité de l'eau et des sols, de la conversion de superficies cultivées en cultures dédiées de maïs, de soya, de céréales et de prairie.

2 Les impacts environnementaux liés à l'expansion de cultures à grand interligne

La demande en bioproduits industriels ainsi que les incitatifs gouvernementaux pour produire des biocarburants peuvent favoriser l'intensification de certaines cultures annuelles. La culture du maïs-grain par exemple, est particulièrement favorisée au Canada et aux États-Unis pour répondre à la demande en éthanol. Or, l'intensification de cultures à grand interligne comme le maïs ou le soya n'est pas sans impact sur l'environnement. D'autre part, le développement progressif de filières consommatrices de biomasses cellulósiques pour la production d'éthanol cellulósique, de granules énergétiques ou de panneaux d'aggloméré par exemples, risque d'encourager la récolte des résidus de culture, et ceux du maïs sont les premiers visés. La récolte des résidus de culture, en réduisant le retour de matières organiques au sol, risque également d'altérer la dynamique du carbone dans le sol, la vie microbienne et finalement la qualité du sol. Ce chapitre vise à décrire les impacts environnementaux directs liés à l'intensification des cultures à grand interligne tandis que le prochain chapitre (section 3) traite du retrait des résidus de culture. La culture du maïs-grain est particulièrement ciblée, car elle fait déjà l'objet d'une grande demande pour ce grain; ses résidus sont convoités et les superficies ensemencées ont augmenté constamment durant les dernières décennies.

L'intensification de cultures à grand interligne comme celle du maïs-grain amène une pression accrue sur l'environnement, lorsque l'expansion des superficies se fait au détriment de cultures moins exigeantes en termes d'intrants ou de travail du sol (MEQ 2003; Dominguez-Faus *et al.* 2009). Le travail du sol ainsi que l'utilisation d'engrais (de synthèse ou organiques) et de pesticides peuvent tous altérer la qualité de l'eau, des sols, de l'air et la biodiversité. Le besoin en terre peut être considéré comme un intrant nécessaire à l'intensification de la culture du maïs-grain, mais cet aspect sera abordé dans une section spécifique du présent ouvrage portant sur la remise en culture de terres marginales ou en friches (section 5). Dans un premier temps, les liens entre l'expansion des superficies de maïs-grain et l'augmentation de l'utilisation d'intrants seront mis en évidence. Ensuite, l'effet de l'intensification de la culture du maïs-grain mettra en évidence certains changements dans les pratiques agricoles. Finalement, les impacts potentiels de l'intensification de la culture du maïs-grain sur la qualité des sols, de l'eau, de l'air et sur la biodiversité seront examinés.

2.1 Augmentation des superficies cultivées et du niveau d'intrants : engrais et pesticides

Comparativement aux cultures céréalières à interligne étroit et aux prairies, la culture du maïs-grain présente des risques plus élevés pour l'environnement en raison d'une utilisation accrue d'intrants, en plus d'être cultivée à grand interligne. Mais la pression environnementale exercée par cette culture provient aussi du fait qu'elle est produite de façon intensive (année après année) et que les superficies ensemencées connaissent une expansion au détriment des superficies en cultures pérennes ou céréalières. Toutefois, dans les régions les plus productives, cette expansion est limitée en ce qui a trait aux nouvelles superficies disponibles.

En théorie, selon plusieurs études récentes aux États-Unis, l'accroissement des superficies de maïs-grain résultera en une charge de nutriments supérieure, une plus grande exposition aux pesticides et

une dégradation des habitats (Pimentel et Patzek 2005; de Oliveira *et al.* 2005; Lunetta *et al.* 2010). Les mêmes tendances sont généralement observées au Québec (MEQ 2003, Giroux 2010).

2.1.1 Les scénarios d'intensification

Pour répondre à une demande croissante en maïs-grain et/ou pour saisir les opportunités de profit reliées à la hausse des prix du marché, les scénarios les plus plausibles d'intensifier la production du maïs sont : 1- une augmentation de sa fréquence dans la rotation en remplacement des autres cultures courantes comme le blé ou le soya, 2- une intégration dans d'autres rotations avec les céréales et les prairies notamment ou 3- sa mise en culture sur de nouvelles terres, voir des terres marginales ou en friches. Ce dernier scénario sera revu à la section 4.

2.1.2 L'expansion des surfaces en maïs-grain

Au Québec, comme ailleurs en Amérique du Nord, la culture du maïs-grain a connu une expansion rapide au cours des 30 dernières années; les superficies ensemencées sont passées de près de 150 000 ha en 1980 à près de 400 000 ha en 2009 (Figure 2). Par contre, au cours des six dernières années au Québec, cet accroissement des superficies ensemencées a connu un léger ralentissement au profit d'autres cultures annuelles comme le soya qui lui aussi est ensemencé sur des superficies de plus en plus importantes. Le coût des intrants et les prix du marché élevés pour le soya pourraient expliquer en partie ces tendances. En revanche, à l'échelle mondiale la demande en maïs-grain a été fortement influencée ces dernières années par les politiques gouvernementales mises en place pour produire de l'éthanol (Searchinger 2009).

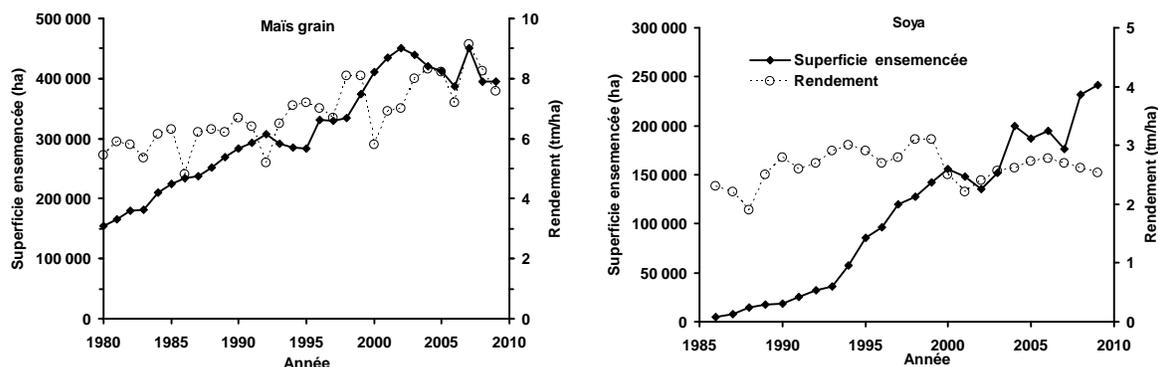


Figure 2 : Superficies ensemencées et rendements en maïs-grain et en soya pour le Québec (ISQ 2009).

L'augmentation de la monoculture de maïs est une tendance qui a été observée par Lunetta *et al.* (2010) dans le bassin des Grands-Lacs, tant du côté ontarien que du côté américain (Tableau 1). L'expansion des superficies de maïs-grain du côté ontarien entre 2006 et 2007 (28%) s'est réalisée principalement au détriment des superficies de blé (réduction de 41%). Du côté américain du bassin, les superficies de maïs ont augmenté de 19% alors que les superficies de soya et de blé ont diminué respectivement de 13% et 8%. Parallèlement, pour l'ensemble du bassin, la monoculture de maïs a augmenté d'environ 8% alors que les rotations incluant le blé et le soya ont diminué de 3 à 4%

(Tableau 1). Les auteurs attribuent l'expansion du maïs-grain aux États-Unis à la demande en biocarburant alors qu'au Canada, la hausse des prix serait principalement responsable de l'augmentation des superficies en maïs.

Tableau 1 : Variation des superficies de maïs-grain, soya et blé dans le bassin des Grands-Lacs (BGL) entre 2006 et 2007 (%).

	BGL-Ontario	BGL-USA	BGL-Ontario et USA
Maïs-grain	28	19	21
Soya	3	-13	-9
Blé	-41	-8	-21

Tiré de Lunetta *et al.* 2010

Depuis 2005, le prix du maïs-grain au Québec est en augmentation constante et résulte en bonne partie de la demande pour la production d'éthanol. Il est estimé qu'environ 10% de la production annuelle québécoise de maïs-grain est dirigée vers l'usine d'éthanol Greenfield située à Varennes (MAPAQ 2009). Le prix moyen pour la période de 2004 à 2008 s'établit à 152 \$/tonne, soit 11% de plus que pour la période de 1999 à 2003 (MAPAQ 2009). Un fait important à noter est qu'entre les périodes 1999-2003 et 2004-2009, la proportion de maïs-grain destinée à l'alimentation animale a diminué de 7 % (MAPAQ 2009).

Aux États-Unis, l'augmentation de la demande en maïs-grain pour la production d'éthanol a entraîné une hausse de prix sur les marchés mondiaux, ce qui représente un attrait pour plusieurs producteurs de cette culture dans le monde, mais un inconvénient pour certaines productions animales et les populations les plus pauvres. Entre 2005 et 2007, le prix du maïs a doublé, ce qui s'est traduit par une augmentation de 5 millions ha ensemencés en maïs en 2007 (38 millions ha) par rapport à 2006 (32 millions ha) (USDA-NASS 2007). Cette expansion s'est réalisée au dépend des cultures de coton, de soya ainsi que des pâturages et des terres marginales. Secchi *et al.* (2009) prévoient d'ailleurs une augmentation du risque environnemental en relation avec l'augmentation du prix du maïs-grain et la mise en culture des terres marginales ou en friches (voir section 4).

Au Québec, au cours des 30 dernières années, les rendements moyens du maïs-grain ont aussi augmenté de 5 à 8 tm/ha en moyenne, plaçant cette culture parmi les plus performantes à cet égard, alors que les rendements des autres cultures plafonnent en général. Pour l'ensemble des superficies cultivées en maïs-grain au Québec en 2008, le rendement moyen était de 8,3 tm/ha à 15% d'humidité relative ou 7 tm/ha de matière sèche. Comparativement à la période 1999-2003, les superficies moyennes ont diminué de près de 2% alors que les rendements ont augmenté d'environ 15% pour la période 2004-2008 (MAPAQ 2009).

La croissance des superficies en maïs-grain et des élevages, loin de se répartir sur l'ensemble du territoire agricole, s'est plutôt concentrée dans certaines régions agricoles, conduisant plusieurs de ces dernières dans une situation où les surplus d'éléments fertilisants peuvent dépasser la capacité de support des sols agricoles (MEQ 2003) (Figure 3). Les élevages de porc et de volailles sont souvent

associés à la culture du maïs-grain. Le lien entre la dimension des cheptels de porc et l'intensité des superficies cultivées en maïs-grain est surtout évident (en 1996) dans certaines municipalités de la Montérégie-Est, le long des rivières Yamaska et Richelieu, ainsi que dans la région de Lanaudière. En 2009, la culture du maïs-grain dans la région de Chaudière-Appalaches ne représentait toujours que 18 500 ha sur les 395 000 ha ensemencés au Québec, mais la production de maïs-grain est concentrée dans le nord de cette région, là où la concentration en unités animales de porc y est élevée.

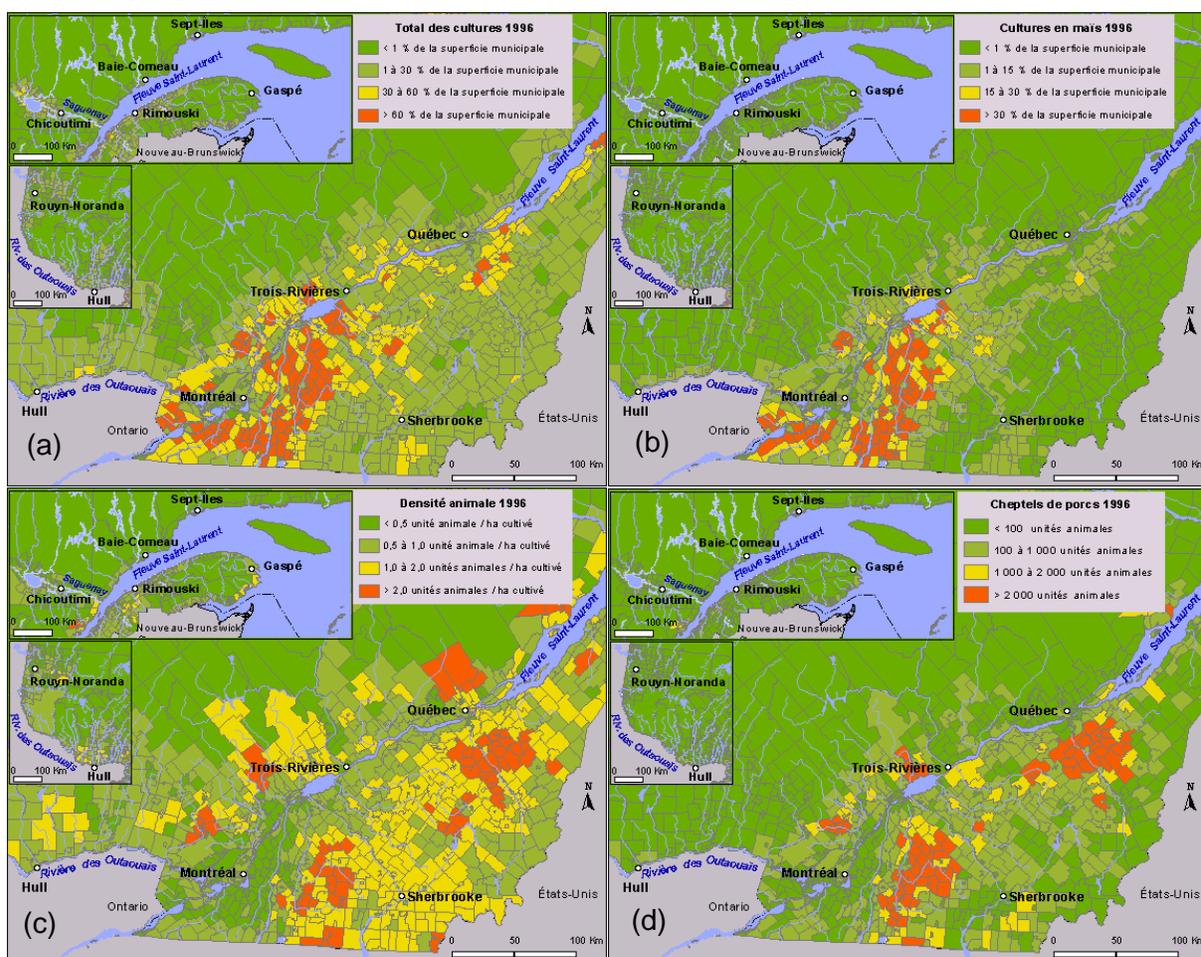


Figure 3 : Concentration des superficies cultivées en toute culture (a) et en maïs-grain (b), ainsi que des densités animales (c) et des cheptels de porcs au Québec (d) en 1996 (<http://www.mddep.gouv.qc.ca/regards/atlas/index.htm>).

2.1.3 La fertilisation azotée dans le maïs-grain

La culture du maïs-grain est relativement exigeante en engrais azoté, comparativement aux autres grandes cultures commerciales. En équivalent engrais minéral, les recommandations sont de l'ordre de 120 à 170 kg N/ha (CRAAQ 2003). Lorsque le sol n'est pas saturé en phosphore et ne limite pas les épandages, les apports de N en provenance des engrais organiques peuvent être plus élevés en raison des pertes ammoniacales et de leur efficacité fertilisante réduite par rapport à l'engrais minéral. Par

exemple, une fertilisation à base de fumier de volailles de 10 tm/ha (25 kg N/tm) amène 250 kg N/ha dont une certaine proportion de l'azote risque de se volatiliser sous forme ammoniacale et ne sera pas disponible à la plante. La volatilisation ammoniacale est aussi présente pour l'épandage sur d'autres cultures comme les prairies de graminées, mais les épandages peuvent être répartis en saison. La densité des élevages, notamment de bovins, de porcs et de volailles, est particulièrement élevée en Montérégie-Est, là où les superficies en maïs-grain sont aussi denses. Dans ces zones, l'augmentation des superficies en maïs-grain pourrait amener des changements au niveau des pratiques d'épandage, notamment en retardant en fin de saison les épandages après la récolte du maïs.

En absence de rotation, la fertilisation azotée joue un rôle crucial dans le maintien ou l'augmentation des rendements (Stanger *et al.* 2008). L'intensification de la culture du maïs-grain engendre une utilisation accrue d'engrais azoté de synthèse, tandis que la surfertilisation réduit l'efficacité du prélèvement de l'azote par le maïs (Sogbedji *et al.* 2000; Giroux *et al.* 2009). Avec un maintien des prix élevés du maïs-grain, les producteurs sont enclins à fertiliser plus que la dose recommandée en N, pour augmenter leur marge de profit en raison des prix plus élevés du grain, en lien avec une augmentation théorique de la dose économique optimale (Simpson *et al.* 2009). Ils peuvent également surfertiliser s'ils établissent la fertilisation sur des rendements hypothétiques trop élevés (Karlen *et al.* 1998; Lory et Scharf 2003) ou s'ils prévoient se donner une «assurance additionnelle» contre des pertes de rendements liées à un déficit en N en cours de saison ou pour des raisons climatiques (Simpson *et al.* 2009). Bien que les prix des engrais, des carburants et des autres intrants aient aussi augmenté, celui du grain aurait augmenté de façon plus marquée aux États-Unis, justifiant de manière économique des apports plus importants de N dans le maïs-grain. En revanche, de nombreux efforts sont réalisés localement au Québec par les conseillers agronomiques sur le terrain, pour tenir compte des précédents culturels et de la fourniture du sol en N pour optimiser les apports en engrais azotés (Giroux *et al.* 2009).

2.1.4 Le phosphore et le maïs

Le sol reçoit des quantités importantes de phosphore lorsque le maïs est fertilisé avec des effluents d'élevage. N'existant pas sous forme gazeuse à l'état naturel, celui-ci migre des surfaces en culture par ruissellement de surface ou par infiltration préférentielle via les drains agricoles, plus particulièrement lorsque les sols dépassent les seuils de saturation en P (Michaud *et al.* 2009, Beauchemin *et al.* 1998; Pellerin *et al.* 2006). En général, les seuils agronomiques (qui justifient des apports de P plus importants que les prélèvements par la plante) de saturation en P dans les sols (P/Al M3 de 2,5 à 4%) sont nettement en deçà des seuils environnementaux (sous lesquels les risques de migration de P sont élevés) (P/Al M3 de 8 à 13%) (Pellerin *et al.* 2006). Un accroissement des superficies en maïs-grain permet toutefois de valoriser des quantités plus importantes de P en provenance d'effluents d'élevage lorsque les sols atteignent des niveaux de saturation élevés et que les recommandations sont limitées par les prélèvements de la plante (MDDEP 2006). Le maïs-grain étant plus productif que la plupart des autres cultures, sa culture permet de justifier des apports plus importants de P au sol.

2.1.5 Les pesticides et le maïs

En 2006, le secteur de la production agricole consommait 79,4% des ventes de pesticides au Québec soit près de 2 893 948 kg d'ingrédients actifs (Gorse et Dion 2009). Soixante six pourcent de la consommation agricole de pesticides était pour des herbicides à raison de 1 911 901 kg d'ingrédients actifs. En 1992, la culture du maïs utilisait environ 50% des pesticides consommés, alors qu'elle occupait seulement 18% du territoire cultivé (MEQ 2003). Selon Giroux (2010), le glyphosate, l'atrazine et le métolachlore sont les herbicides les plus utilisés au Québec dans le domaine agricole (Figure 4). Sur la base des quantités de produits commercialisés au Québec annuellement et des doses moyennes utilisées dans la production de maïs, Giroux (2010) estime que les superficies traitées avec l'atrazine et le métolachlore sont de l'ordre de 160 000 et 100 000 ha respectivement.

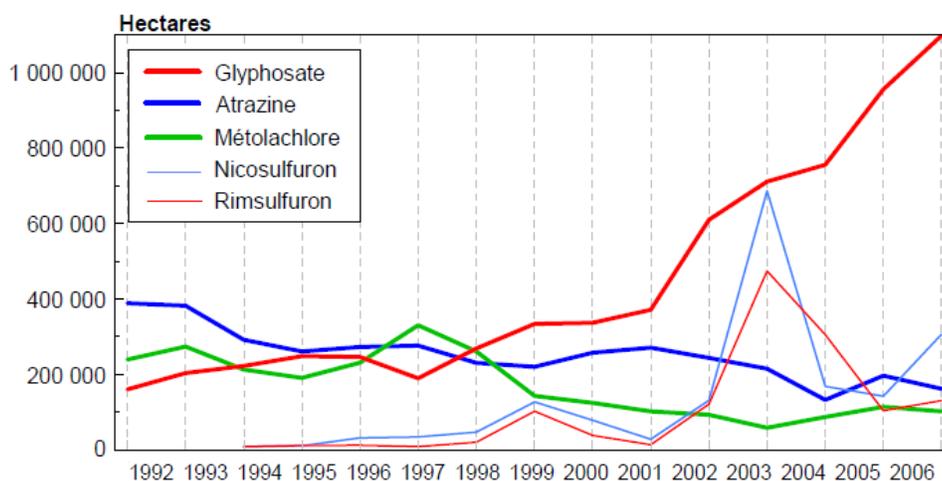


Figure 4 : Évolution des superficies traitées avec quelques herbicides au Québec. Tirée de Giroux (2010); Gorse et Dion (2009).

Avec l'avènement des cultures génétiquement modifiées (GM), le glyphosate est devenu ces dernières années, l'herbicide le plus utilisé au Québec. Sur la base des quantités utilisées, Giroux (2010) estime à plus d'un million d'hectares les superficies traitées au glyphosate au Québec. Puisque les superficies totales en maïs-grain, en maïs fourrager et en soya sont de 640 770 ha, Giroux (2010) estime encore que le produit a été utilisé plus d'une fois sur les champs en culture. En 2008, 59 % des superficies en maïs et 49 % des superficies en soya cultivées au Québec étaient des variétés GM (Gouvernement du Québec 2008). Les principales variétés GM de ces cultures sont tolérantes à l'herbicide (glyphosate ou glufosinate) et le maïs *Bt* est résistant aux insectes (ex. pyrale) avec l'introduction d'un gène de *Bacillus thuringiensis*.

2.2 Effets de l'intensification de la culture du maïs-grain sur la productivité de la rotation et sur les pratiques agricoles

L'intensification de la culture du maïs-grain dans la séquence culturale amène des changements au niveau de la productivité associée à la rotation des cultures et une adaptation au niveau des pratiques agricoles qui ne sont pas sans effet sur l'agroenvironnement. La plupart des analyses du cycle de vie

ne sont pas toujours en mesure d'estimer ces effets indirects, liés à la dégradation de la productivité du système.

2.2.1 L'effet sur la rotation et la productivité

Il a été démontré à maintes reprises que les rotations de maïs-soya procuraient des rendements supérieurs en comparaison avec la monoculture de maïs, peu importe le type de travail du sol (Tableau 2). D'après la littérature scientifique, Stanger *et al.* (2008) estiment que le gain moyen des rendements du maïs en rotation varie de 5 à 30% par rapport à une monoculture de maïs. Par ailleurs, sous fertilisation organique, l'avantage des rotations sur les rendements de maïs se manifeste lorsque les conditions climatiques sont moins favorables (Grover *et al.* 2009). D'ailleurs, les rendements d'une monoculture de maïs sont plus susceptibles d'être affectés par les conditions climatiques comme la chaleur et les précipitations (Wilhem et Wortmann 2004). L'effet des rotations sur les rendements est plus marqué lorsque le niveau d'intrants chimiques est faible (Katsvairo et Cox 2000).

Tableau 2 : Gains moyens en rendement du maïs en rotation (maïs-soya) par rapport à une monoculture de maïs.

Auteurs	Gains moyens en rendement du maïs en rotation par rapport à une monoculture de maïs
Wilhem et Wortmann (2004)	21%
Pedersen et Lauer (2003)	15%
Katsvairo et Cox (2000)	18%
*Katsvairo et Cox (2000)	21%

*Rotation soya-blé sous ensemencée en trèfle-maïs

Une étude de Giroux *et al.* (2008a) a permis d'évaluer l'effet des rotations sur la fertilité des sols et les rendements de maïs-grain. Les prélèvements d'azote par le maïs ainsi que les rendements ont été nettement supérieurs avec les rotations, peu importe la dose d'azote appliquée (Figure 5). Ainsi le maïs valorise davantage les engrais lorsque le sol est maintenu productif avec des cultures bénéfiques dans la rotation.

L'expansion des superficies de maïs au détriment des autres cultures de la rotation, même dans sa forme la plus simplifiée (maïs et soya), risque de se traduire par une perte de rendement à long terme, une augmentation de l'utilisation d'engrais minéral azoté et par conséquent un risque de surfertilisation et de contamination de l'eau. À court terme, l'augmentation du prix du maïs-grain et les profits générés risquent de masquer la rentabilité des rotations qui diminuera avec l'intensification de la culture du maïs-grain.

Même si la perte de revenu associée à la diminution des rendements en monoculture peut être compensée par l'augmentation du prix du maïs, à long terme la perte de productivité des sols et la hausse de l'usage des intrants et de leurs prix, notamment des engrais minéraux risquent de réduire la rentabilité de cette culture. Par ailleurs, les impacts environnementaux liés à l'intensification de la culture du maïs-grain augmenteront avec l'usage des intrants et la perte de productivité. L'ampleur

de ces risques environnementaux variera toutefois dépendamment des variables biophysiques, climatiques, agronomiques et même politiques (subventions) impliquées.

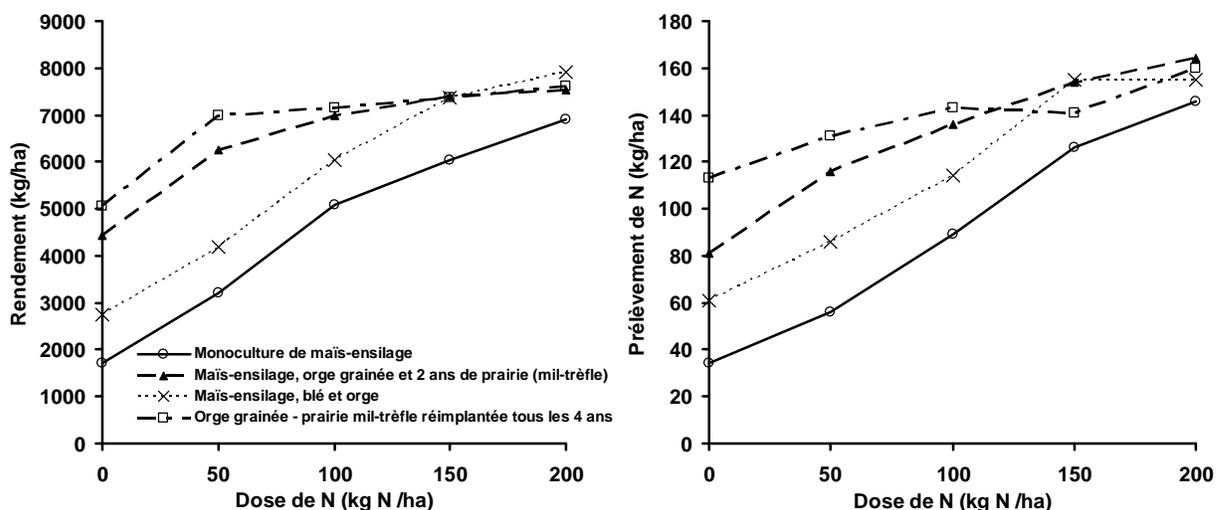


Figure 5 : Rendement (a) et prélèvement d'azote (b) par le maïs-ensilage dans quatre types de rotation en fonction de cinq doses d'azote. Tirée de Giroux *et al.* (2008a).

2.2.2 L'abandon du semis direct

Selon des études américaines, la monoculture du maïs-grain génère de meilleurs rendements en labour conventionnel (Vyn *et al.* 2000; Wilhelm et Wortmann 2004), tandis que le risque économique d'une monoculture de maïs-grain en semis direct est plus grand. Wilhelm et Wortmann (2004) rapportent que de meilleurs rendements en maïs sont obtenus au Nebraska sous labour conventionnel par rapport au travail réduit surtout lors de printemps froids et lorsqu'on vise un semis hâtif. Fargione *et al.* (2009) font remarquer que si le travail réduit du sol est plus difficile en monoculture de maïs, le risque de pollution diffuse augmente à mesure que les pratiques de conservation des sols sont abandonnées.

Sous les conditions climatiques du Québec, les sols sont plus souvent humides et froids au printemps et la saison de croissance est limitée. En semis direct, le réchauffement du sol est plus lent au printemps et les sols s'assèchent moins vite en raison de la barrière thermique créée par les résidus de culture laissés à la surface. Les résidus de soya étant moins abondants que ceux du maïs, le réchauffement du sol, l'émergence et la croissance du maïs seraient favorisés et le semis direct du maïs serait plus aisé après la culture du soya. Pour palier aux problèmes des résidus de maïs cultivé en continu et en semis direct, Nielsen *et al.* (2007), suggèrent de dégager les résidus des lignes de rang. Toutefois, plusieurs travaux réalisés au Québec et en Ontario sur le dégagement des résidus, n'ont pas démontré de bénéfices importants au niveau des rendements, même si certains effets sur la levée ou le réchauffement du sol sont mesurés (Beyaert *et al.* 2002 ; Burgess *et al.* 1996 ; Fortin 1993). Burgess *et al.* (1996) suggèrent plutôt d'améliorer la rotation en réduisant la fréquence du

maïs plutôt que de retirer ou tasser les résidus qui risquent de s'accumuler sous le maïs cultivé en continu et en semis direct.

La demande en maïs-grain augmente donc la fréquence de sa culture dans la rotation au point d'en faire une culture en continu et d'exclure certaines cultures moins payantes. Les pratiques de conservation telles que le semis direct qui maintiennent les résidus à la surface du sol pourraient par ailleurs être abandonnées en raison de l'accumulation des résidus à la surface du sol qui rend difficile les conditions de semis du maïs. Enfin, l'intensification de la culture de maïs-grain dans la rotation aggraverait les pertes de sol par érosion si la pratique du semis direct est réduite (Pimentel *et al.* 1995).

2.3 Les outils pour étudier les effets de l'expansion du maïs-grain

Tel que mentionné précédemment, le niveau de risque environnemental associé à la culture d'une biomasse, en l'occurrence le maïs, varie en fonction de l'ensemble des pratiques agricoles adoptées. Plusieurs études récentes (par exemple, Donner et Kucharik 2008; Secchi *et al.* 2009; Thomas *et al.* 2009) considèrent les pratiques agricoles telles que le type de travail du sol et la rotation des cultures dans leurs analyses des risques environnementaux. Pour évaluer ces risques (érosion et/ou qualité de l'eau), plusieurs auteurs ont utilisé des modèles de simulation du système eau-air-sol-plante couplés à des modèles hydrologiques spatiaux. Les résultats de Thomas *et al.* (2009) ont été obtenus à l'aide des modèles GLEAM-NAPRA (*Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems-National Agricultural Pesticide Risk Analysis*) pour une période de 32 ans alors que Donner et Kucharik (2006) ont utilisé IBIS-THMB (*Integrated Biosphere Simulator-Terrestrial Hydrology Model with Biogeochemistry*). Marshall (2006), quant à elle s'est servie de REAP-EPIC (*Regional Environmental and Agricultural Production-Environmental Policy Integrated Climate*). Les résultats de ces simulations sont présentés brièvement dans les sections suivantes.

D'autres études utilisent une approche par analyse du cycle de vie pour quantifier les effets de l'usage des intrants. Par exemple, en s'appuyant sur le concept du bilan énergétique net (BEN), Hill *et al.* (2006) ont comparé les taux d'application d'engrais et de pesticides ainsi que les émissions des gaz à effets de serre par unité d'énergie produite à partir de biocarburants de maïs-grain (éthanol) et de soya (biodiésel). Le BEN des biocarburants représente l'énergie contenue dans le biocarburant divisé par l'énergie fossile totale utilisée pour la production de la biomasse, la conversion en biocarburant ainsi que le transport (pour plus de détails, voir Shapouri *et al.* (2004) cité dans Hill *et al.* (2006)). La culture du maïs-grain consomme plus d'engrais (N et P), plus de pesticides et génère plus de gaz à effets de serre comparativement au soya pour une même quantité d'énergie contenue dans le biocarburant (Figure 6). La fabrication d'éthanol à partir du maïs-grain génère environ 25% plus d'énergie qu'elle n'en requiert alors que la fabrication de biodiésel avec le soya génère environ 93% plus d'énergie qu'elle n'en requiert, ce qui ne confère pas une grande valeur énergétique nette à l'éthanol comparativement au diesel fabriqué avec du soya (Figure 7). Le BEN permet aussi de comparer différentes filières en s'appuyant sur d'autres paramètres comme le besoin en terre, l'érosion, etc. (NRC 2008). Dans une étude réalisée au Wisconsin et en Allemagne, sur l'énergie

associée aux intrants utilisés pour la production de maïs-grain, l'engrais azoté de synthèse représentait 30% de la consommation d'énergie (Kraatz *et al.* 2009).

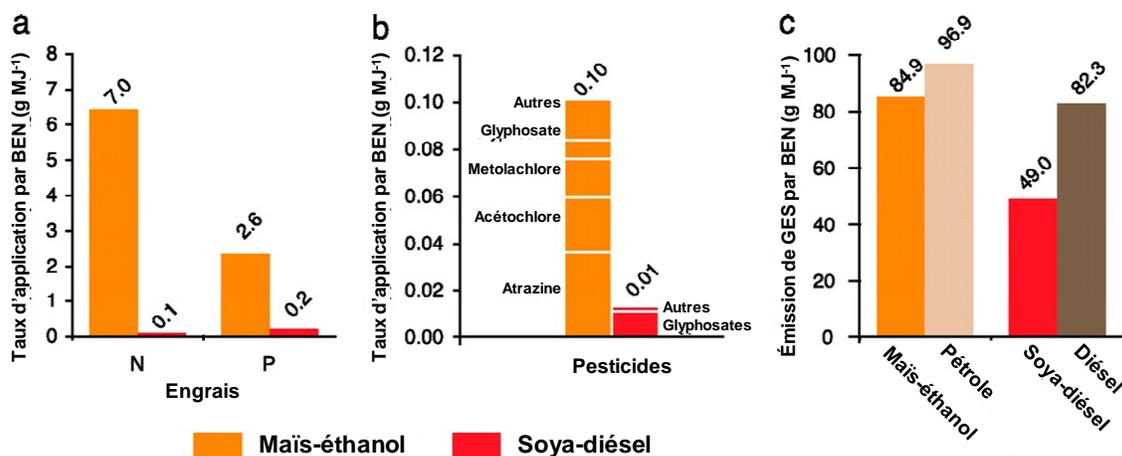


Figure 6 : Taux d'application d'engrais (a) et de pesticides (b) et émissions de gaz à effets de serre (c) par unité d'énergie contenue dans l'éthanol-maïs-grain ou le biodiésel -soya selon le concept de bilan énergétique nette (BEN). Tirée de Hill *et al.* (2006).

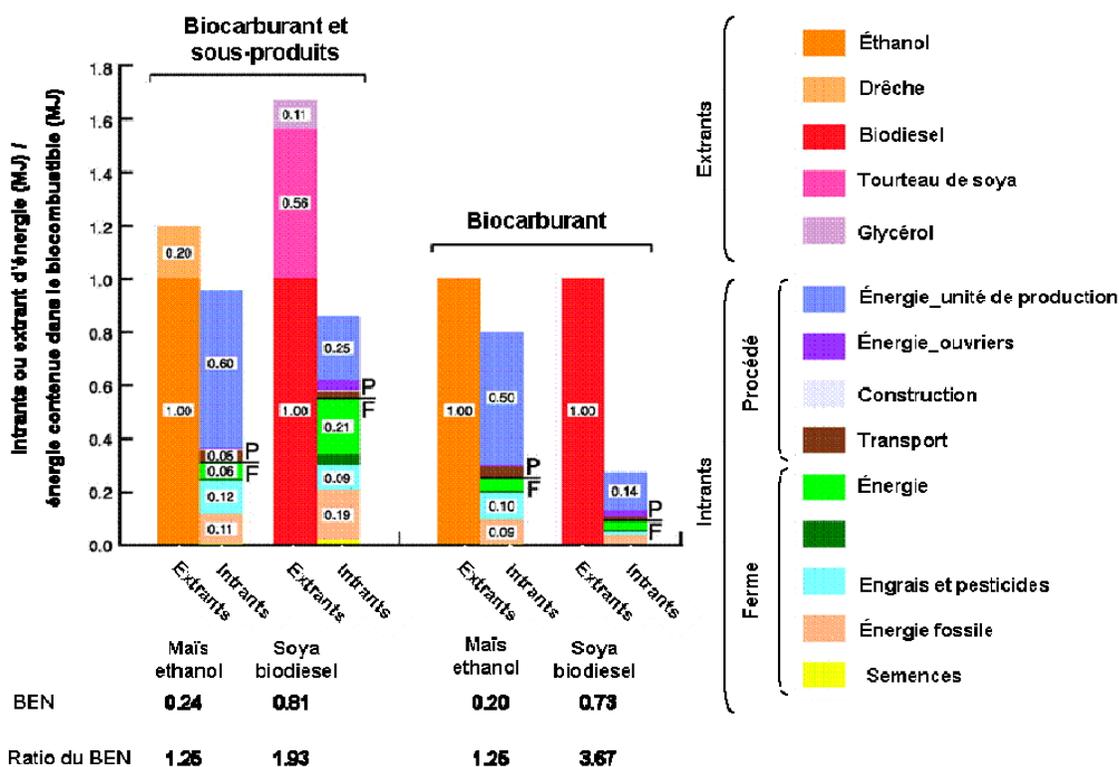


Figure 7 : Bilan énergétique net (BEN) et ratio du BEN lié à la production d'éthanol-maïs-grain et de biodiésel -soya respectivement. Tirée de Hill *et al.* (2006).

Encore selon Hill *et al.* (2006), la compilation de données sur les intrants agrochimiques nécessaires pour la production de l'éthanol-maïs-grain et du biodiésel-soya, après répartition de ces intrants

entre produits énergétiques et coproduits, révèlent que le biodiésel consomme, par unité d'énergie gagnée, seulement 1,0% de N, 8,3% de P et 13% des pesticides (sur base massique) nécessaires pour la production d'éthanol à partir de maïs-grain. Les risques environnementaux reliés à chaque filière sont donc très différents. Les auteurs soulignent aussi que les quantités plus importantes de N, P, et de pesticides larguées («released») par le maïs, par unité d'énergie gagnée ont des conséquences environnementales majeures. Elles sont notamment la principale source de N contribuant à l'eutrophisation de la «zone morte» du Golfe du Mexique, ainsi que de nitrate, de nitrite et de résidus de pesticides dans les eaux souterraines.

2.4 Impact sur la qualité des sols

L'intensification de la culture de maïs-grain risque de s'accompagner d'effets négatifs sur la qualité des sols et sur les rendements, tel que discuté précédemment. L'amélioration de la qualité du sol par la rotation des cultures a un effet indirect sur les rendements. Karlen *et al.* (2006) ont tenté de quantifier l'amélioration de la qualité biologique, chimique et physique des sols soumis à différents types de rotation en attribuant des indices à l'aide du schéma d'analyse SMAF (Soil Management Assessment Framework) utilisé par Andrews *et al.* (2004). Ces différents indices sont pondérés pour calculer un indice de la qualité des sols (IQS). La profitabilité de chacune des rotations a été établie en fonction des coûts et des revenus excluant les divers soutiens financiers offerts par les autorités gouvernementales. Les résultats pour trois types de rotation sont présentés dans le Tableau 3 pour les trois sites expérimentaux. L'écart entre les indices varie d'un site à l'autre mais la monoculture de maïs-grain produit un IQS et une profitabilité systématiquement inférieurs aux deux autres types de rotation sur chaque site.

Tableau 3 : Valeurs des indices qui caractérisent la qualité des sols, indice de la qualité des sols et profitabilité (\$/ha) en fonction de 3 types de rotation pour 3 sites expérimentaux de longue durée.

Rotations	Indices [†]					P ^{††}
	MVA	MSE	COT	CBM	IQS	
Site Nashua (Iowa):						
M-M ^{†††}	0,802	0,762	0,381	0,983	4,60	-160
M-S	0,987	0,862	0,448	0,995	4,95	2
M-M-O+L-Pr	0,957	0,932	0,551	0,999	5,10	-24
Site Kanawha (Iowa):						
M-M	0,895	0,856	0,771	0,992	5,50	-232
M-S	0,931	0,869	0,744	0,999	5,53	-23
M-O+L-Pr	0,990	0,996	0,926	0,998	5,89	74
Site Lancaster (Illinois):						
M-M	0,890	0,353	0,250	0,353	4,48	-143
M-S	0,909	0,403	0,335	0,403	4,64	45
M-M-O+L-Pr	0,982	0,498	0,362	0,498	4,83	nd

[†]Indices: MVA, masse volumique apparente; MSE, macro-agrégats stables à l'eau; COT, carbone organique total; CBM, carbone de la biomasse microbienne; IQS, indice de la qualité des sols; P, profitabilité.

^{††} Le calcul de la profitabilité n'inclut pas les divers soutiens financiers offerts par les autorités gouvernementales.

^{†††}Rotations : M, maïs; S, soya; O+L, orge et légumineuse; Pr, prairies.

Tiré de Karlen *et al.* (2006)

Katsvairo *et al.* (2002) ont observé au stade V6 (sixième feuille du maïs) que la densité de vers de terre et l'infiltration de l'eau dans le sol étaient plus élevées lorsque le maïs était cultivé en rotation avec le soya, ou avec le soya et le blé sous ensemencé de trèfle, par rapport à la monoculture de maïs (Tableau 4). Par ailleurs, l'infiltration de l'eau au stade R3 (grain de maïs au stade laitieux) n'était pas affectée par le type de rotation, mais plutôt par le type de travail du sol. Finalement, l'amélioration de l'infiltration et l'augmentation de la densité de vers de terre expliqueraient 25 % de la variabilité des rendements en maïs-grain obtenus en rotation par rapport à la culture en continu.

Tableau 4 : Densité de vers de terre et taux d'infiltration pour le maïs en continu et deux types de rotation.

Type de rotation	Densité de vers de terre (vers m ²)	Taux d'infiltration au stade V6 (µm/s)
Maïs en continu	207	35
Soya - maïs	308	42
Soya - blé + trèfle - maïs	504	68

Tiré de Katsvairo *et al.* (2002)

L'inventaire des problèmes de dégradation des sols du Québec (Tabi *et al.* 1990) a permis notamment d'identifier les propriétés des sols qui ont été affectées par les monocultures (ex : structure du sol, pH, MO et compaction). Les régions agricoles des Bois-Francs, Richelieu-Saint-Hyacinthe, Sud-ouest de Montréal et Nord de Montréal accaparaient environ 78% des productions en monoculture. Le Tableau 5 résume les problèmes de dégradation des sols pour l'ensemble du Québec. Les valeurs sont données en fonction des groupes de séries de sols selon des critères de texture et de présence de fragments grossiers. Dans les sols lourds du Groupe 1 qui se retrouvent principalement dans les régions ci-haut mentionnées, la détérioration de la structure et la surfertilisation sont considérées comme étant les deux principaux facteurs de dégradation des sols associés à la monoculture de maïs.

Tableau 5 : Problèmes de dégradation des sols liés à la monoculture du maïs pour l'ensemble du Québec. Les données représentent la fréquence de dégradation (en %) sous la monoculture de maïs.

	Groupe des séries de sol		
	1	2	3
Détérioration de la structure	92	61	57
Acidification	48	37	22
Diminution de la matière organique	36	21	12
Surfertilisation	69	20	17
Pollution	15	8	36
Compaction	36	nd	nd

Groupes de sol : 1, argile à loam sableux sans fragments; 2, sable à loam avec occasionnellement des fragments grossiers graveleux; 3, till glaciaire de loam sableux à loam limoneux avec fragments de toutes dimensions. Adapté de Tabi *et al.* (1990).

Comme mentionné précédemment, le type de rotation influence la capacité de minéralisation et l'activité biologique des sols et modifie le bilan humique à long terme. En général, les engrais azotés sont plus efficaces lorsque le maïs-grain est cultivé en rotation avec le soya, par rapport à la

monoculture. L'étude de Giroux *et al.* (2008a) a mis en perspective l'effet des rotations sur la fertilité des sols et la réponse du maïs-ensilage à la fertilisation azotée (Figure 5). Les prélèvements d'azote par le maïs-grain ainsi que les rendements ont été nettement supérieurs avec les rotations, peu importe la dose d'azote appliquée.

2.5 Impact sur l'érosion des sols

L'expansion des superficies de maïs-grain dans les terres plus marginales risque de se réaliser au détriment des superficies en prairies ou en pâturage où l'érosion est mieux contrôlée sous un couvert de cultures pérennes. Mêmes les cultures céréalières sous-ensemencées de plantes fourragères protègent mieux les sols en fin de saison qu'une culture de maïs-grain récoltée tard à l'automne. Dans les régions plus vallonnées du Québec où le maïs-grain n'a pas encore pris la même expansion que dans la plaine du Saint-Laurent, les risques d'engendrer de l'érosion des sols avec des cultures sarclées à grand interligne sont beaucoup plus importants. Mehuys (1981) rapporte des pertes moyennes annuelles de sol sur un loam argileux Coaticook ayant 10% de pente dans la région de Sherbrooke. Ces pertes de sol étaient de l'ordre de 13 tm/ha sous culture de maïs-grain en continu alors qu'elles étaient inférieures à 1 tm/ha sous prairie. L'inventaire de dégradation des sols du Québec, révèle également des phénomènes d'érosion hydrique sur 10% des superficies en monoculture dont les plus importantes se situaient en 1990 dans les régions du Nord de Montréal (9 300 ha), du Sud-ouest de Montréal (7 000 ha), de l'Estrie (6 500 ha) et de Québec (6 500 ha) (Tabi *et al.* 1991). Dans les terres marginales en pente, les cultures à larges interlignes comme le maïs sont susceptibles d'aggraver l'érosion et les pertes de sols vers les cours d'eau. Outre le remplacement d'une couverture pérenne par une culture annuelle, certaines pratiques comme la culture et le travail du sol dans le sens de la pente augmentent ces risques. Le travail du sol conduit à l'oxydation de la matière organique du sol et la dégradation de sa stabilité structurale rend le sol plus enclin à l'érosion. L'adoption de pratiques de conservation est d'autant nécessaire pour limiter les risques d'érosion dans ces conditions. Parmi ces pratiques, nommons le travail réduit du sol et le maintien des résidus de culture à la surface du sol, l'intégration de cultures intercalaires et d'engrais verts pour protéger le sol de l'impact des précipitations et du ruissellement, et finalement le recours à des aménagements pour permettre la culture en travers de la pente (CPVQ 2000).

2.6 Impact de la fertilisation azotée sur les pertes de N dans le système

L'utilisation de l'engrais minéral par la plante n'est jamais complète et dans le maïs-grain les grandes quantités de N appliquées (entre 120 et 170 kg N/ha) laissent entrevoir des pertes non négligeables s'il est cultivé à grande échelle. Sous le climat du Québec, Giroux *et al.* (2009) ont obtenu des coefficients d'utilisation d'azote moyen (exprimé en kg N prélevé dans la biomasse aérienne – témoin par kg N ajouté) de 40% dans le maïs-grain. D'autres rapportent qu'en moyenne la moitié de la dose d'azote appliquée sur une monoculture du maïs-grain est susceptible au lessivage, à la dénitrification et/ou à la volatilisation (Karlen *et al.* 1998). Environ le tiers de l'azote non prélevé par la plante se retrouve sous forme de NO₃ résiduels en post-récolte (Lory et Scharf 2003) et constituent la principale source de lessivage de l'azote en agriculture (Geypens *et al.* 2005).

2.6.1 Effet de la fertilisation azotée sur la MOS et la qualité du sol

L'azote minéral favorise l'utilisation du carbone par les microorganismes du sol. La surfertilisation a tendance à réduire la teneur en carbone du sol soluble à l'eau et du carbone de la biomasse microbienne (Liang *et al.* 1998). D'après une méta-analyse de Mulvaney *et al.* (2009), l'utilisation d'engrais azoté d'origine minérale réduit la teneur en carbone et en azote organique du sol à long terme, peu importe le type de travail de sol, le type de sol et la région climatique. En plus de réduire la productivité des sols, la minéralisation de l'azote organique du sol réduit l'efficacité agronomique (exprimée en kg grain par kg N ajouté) des engrais azotés d'origine minérale. Les résultats de N'Dayegamiye (2009) abondent dans le même sens et suggèrent que l'apport d'azote minéral sans rotations ou sans amendements organiques entraîne un déclin de la productivité des sols à long terme.

Par ailleurs, une monoculture de maïs-grain laisse plus de résidus de culture à la surface du sol qu'une rotation maïs-grain-soya et la fraction labile du carbone organique est plus importante (Coulter *et al.* 2009). Ces mêmes auteurs n'ont toutefois pas remarqué de déclin du carbone organique avec l'apport d'azote minéral comme l'ont constaté Mulvaney *et al.* (2009) dans leur méta-analyse. Le coefficient d'utilisation de l'azote diminue généralement sous l'effet de la culture en continu du maïs-grain par rapport à un précédent soya et les pertes d'azote augmenteront proportionnellement à l'usage des engrais et des superficies sous maïs en continu (Kyveryga *et al.* 2007).

La culture du maïs-grain requiert de nombreuses opérations au champ. Le passage répété de la machinerie peut induire une compaction et aggraver le problème de compaction dans certaines régions plus susceptibles (sols avec fortes teneurs en argile et limon). À long terme, la perte de carbone organique, engendrée par l'utilisation d'engrais minéral azoté (Mulvaney *et al.* 2009), peut aussi affecter la productivité et la qualité des sols en aggravant les problèmes de compaction.

2.6.2 Effet de la fertilisation azotée sur les eaux de surface

Le maïs est la culture qui contribue le plus par ses superficies et ses besoins en engrais azotés aux exportations de nitrate vers les cours d'eau en Amérique du Nord (Burkart et James 1999). Les charges d'azote et dans une moindre mesure, celles de phosphore, en provenance de la culture du maïs dans le bassin versant du Mississippi seraient les principaux responsables des développements d'algues et des conditions anoxiques qui contribuent à l'eutrophisation du Golfe du Mexique (Donner et Kucharik 2008; NRC 2008). La baie de Chesapeake et d'autres surfaces côtières aux États-Unis sont également aux prises avec des développements d'algues reliés aux charges d'azote provenant de la culture intensive du maïs (Chesapeake Bay Commission 2007; NRC 2008). Il existe par ailleurs un lien direct entre le taux d'application élevé d'engrais azoté et les concentrations élevées mesurées dans les cours d'eau (NRC 2008). D'ailleurs, la zone qui se retrouve périodiquement en hypoxie (manque d'oxygène) dans le Golfe du Mexique est en croissance, ce qui laisse croire que l'intensification de la production de maïs-grain ne peut qu'aggraver le problème.

Dans une étude servant à baliser les paramètres de lessivage de N et de P dans les analyses de cycle de vie, Powers (2007) rapporte que la proportion de N lessivé vers les eaux de surface, en provenance des engrais de synthèse appliqués dans le maïs-grain, peut être très variable selon la pluviométrie. Cette auteure rapporte une valeur médiane de 0,32 kg N lessivé/kg N apporté, pour des valeurs moyennes rapportées dans d'autres études variant de 0,24 à 0,47. La quantité médiane de N lessivée a par ailleurs été estimée à 32 kg N/ha/année, pour des valeurs variant de 6 à 64 selon les conditions de pluviométrie (Powers 2007). Dans les drains agricoles, Randall *et al.* (1997) ont démontré que les pertes de NO₃ étaient supérieures avec la monoculture de maïs par rapport à la rotation du maïs avec le soya. La culture du soya génère aussi moins de NO₃ que la culture du maïs au sein de la rotation (Bjorneberg *et al.* 1998).

Les résultats de modélisation effectués par Thomas *et al.* (2009) confirment qu'il existe un risque de contamination de l'eau de surface avec le nitrate et le phosphore avec la monoculture de maïs (Tableau 6). Toutefois, le Tableau 6 indique que les pertes de nitrate par infiltration dans le sol seraient seulement supérieures dans les monocultures de maïs pratiquées sur argile. À noter que les scénarios de modélisation ne tenaient pas compte du besoin de surfertiliser les parcelles en monoculture de maïs. Ces résultats mettent en évidence la variabilité du risque environnemental, et plus spécifiquement celui du lessivage du nitrate, selon le type de sol.

Tableau 6 : Estimation annuelle du ruissellement, de l'infiltration, de l'érosion, des pertes de NO₃, de P_{total} et d'atrazine pour 3 types de sol et 2 types de rotation.

Type de sol	Loam		Argile		Sable	
	M-S	M-M	M-S	M-M	M-S	M-M
Ruissellement (mm)	194a	191a	173a	172a	119a	118a
Infiltration (mm)	105a	86b	227a	212b	230a	203b
Érosion (tm/ha)	3,68a	4,30b	0,29a	0,38b	1,36a	1,43b
NO₃ surface (kg/ha)	4,03a	5,13b	3,48a	3,86b	2,44a	2,92b
NO₃ infiltration (kg/ha)	1,29b	0,46a	6,87a	10,44b	6,86b	6,51a
P_{tot} surface (kg/ha)	0,89a	1,94b	0,16a	0,58b	0,49a	0,94b
Atrazine-surface (ppb)	4,10a	4,35a	3,34a	4,10a	0,93a	1,23a
Atrazine-infiltration (ppb)	0,12b	0,02a	0,09b	0,05a	0,73b	0,39a

Type de rotation : M, maïs ; S, soya; Adapté de Thomas *et al.* (2009)

Pour chaque type de sol, les valeurs suivies par la même lettre ne sont pas significativement différentes à un seuil de 5%.

Une expansion de la culture de maïs-grain pour atteindre les objectifs de production d'éthanol fixés par les États-Unis aurait pour effet d'annihiler les possibilités de réduire les exportations d'azote provenant des cultures existantes et des rivières Mississippi et Atchafalaya vers le Golfe du Mexique (Donner et Kucharik 2008). Ces auteurs ont simulé une augmentation des superficies en monoculture de maïs-grain et une réduction des superficies de soya pour rencontrer les objectifs du sénat américain à l'égard de la fabrication d'éthanol à partir de la biomasse soit de 15 et 36 milliards de gallons d'éthanol an⁻¹ pour 2022. En 2005, la production d'éthanol à partir du maïs-grain aux États-Unis était de 7,5 milliards de gallons d'éthanol. Le Tableau 7 résume les six scénarios simulés.

Tableau 7 : Scénarios simulés par Donner et Kucharik (2008) pour évaluer l'effet de l'expansion des superficies de maïs sur l'exportation de l'azote dans le Golfe du Mexique.

<u>Scénarios</u>	<u>Description</u>
Contrôle	Moyenne des superficies de 2004-2006
Projection 2007	Expansion du maïs-grain au détriment du soya
Objectif 15 milliards de gallons (1)	Expansion du maïs-grain sur des terres marginales et au détriment du soya
Objectif 15 milliards de gallons (2)	Expansion du maïs-grain au détriment du soya
Objectif 36 milliards de gallons (2)	Expansion agressive du maïs-grain sur des terres marginales et au détriment du soya
Mesures d'atténuation (15 milliards de gallons)	Diminution de 50% de la production de viandes rouges ; instauration de milieux humides riverains adjacents aux parcelles de maïs-grain et soya

La Figure 8a montre les superficies de maïs-grain et de soya associées à chaque scénario et la Figure 8b présente le résultat des six simulations et met en relation l'exportation de l'azote inorganique dissous dans le Golfe du Mexique en fonction de l'objectif à atteindre pour réduire la zone hypoxique. Aucun des scénarios ne permet d'atteindre l'objectif fixé par le *Mississippi River/Gulf of Mexico Watershed Nutrient Task Force* (2001) excepté celui qui inclut des mesures d'atténuation (réduction de 42% d'azote inorganique dissous exporté). Par contre, les auteurs affirment que ce scénario est hypothétique et irréaliste. Le flux annuel moyen d'azote inorganique dissous dans le réseau hydrographique est de 7 à 34% plus élevé par rapport au contrôle, selon les scénarios. De plus, aucun des scénarios n'incluait d'augmentation des doses d'engrais azoté minéral, ce qui rendrait encore plus difficile l'atteinte de l'objectif de réduire la zone hypoxique du Golfe du Mexique. Marshall (2007) a trouvé la même relation entre l'augmentation des superficies de maïs-grain et l'augmentation des pertes d'azote. L'augmentation des superficies de maïs-grain de 0,7% et 2% se traduirait par une hausse des pertes d'azote par rapport au niveau actuel de 2,5% et 3,5% respectivement.

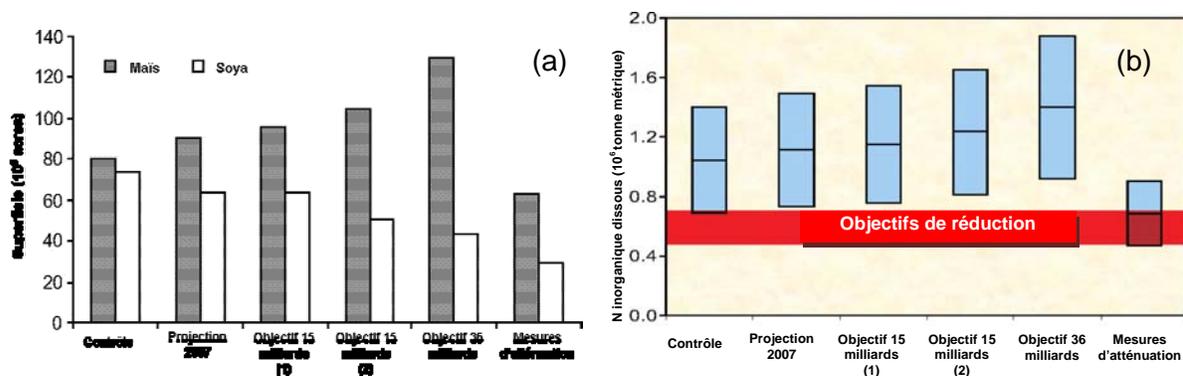


Figure 8 : Superficies de maïs-grain et de soya (a) et exportation d'azote inorganique dissous (b) selon les six scénarios simulés par Donner et Kucharik (2008) en fonction de l'objectif établi pour réduire la zone hypoxique du Golfe du Mexique.

Au Québec, les travaux de Michaud *et al.* (2008) sur le ruisseau Walbridge, un tributaire de la Rivière au Brochet et de la Baie Missisquoi, indiquent que le maïs-grain pourrait contribuer à 53% de la

charge moyenne annuelle des 61 kg N/ha mesurée à l'exutoire, alors qu'il occupe entre 34 et 41% de la surface du bassin de ce ruisseau. Pour la période automnale, Giroux *et al.* (2001) ont obtenu des pertes moyennes de NO₃ aux drains de 13,9 kg/ha pour le maïs comparativement à 2,4 kg/ha pour les prairies, 3,9 kg/ha pour le canola et 4,7 kg/ha pour l'orge. Un autre rapport de Michaud *et al.* (2009) indique des pertes de 3,7 kg/ha de nitrate dans les eaux à l'exutoire du ruisseau Ewing sous forte prédominance de maïs-grain pour la période d'étude du 1^{er} septembre 2008 au 10 décembre 2008. Ces résultats indiquent que la culture du maïs-grain contribue à des pertes variables mais non négligeables de N sous forme de nitrate dans les eaux de surface et ces pertes peuvent être fortement modulées par les conditions de pluviométrie et de fontes des neiges.

2.6.3 Effet de la fertilisation azotée sur les eaux souterraines

Il existe par ailleurs un risque accru de contaminer l'eau souterraine par les nitrates et ce risque est fortement corrélé avec la quantité d'engrais azoté utilisée (Nolan *et al.* 2002). En revanche, l'importance du drainage souterrain et la densité de drainage de surface élevée au Québec peut contribuer à l'évacuation des eaux d'infiltration chargées en nitrates vers les eaux de surface. Le risque de contamination des eaux souterraines est donc plus important dans les sols développés sur des dépôts sableux profonds et perméables ou sur les zones de recharges de la nappe où le sol est moins profond et l'assise rocheuse est proche.

Dans une étude sur la qualité de l'eau potable dans sept bassins versants en surplus de fumier, Rousseau *et al.* 2004 rapportent que la proportion de puits dont l'eau présente une concentration d'au moins 3 mg N/L est plus élevée dans la zone d'agriculture intensive que dans la zone témoin. Autrement dit, l'activité en surface a des répercussions sur l'eau souterraine qui se manifestent clairement en termes de concentrations de nitrites-nitrates. Cependant, ces répercussions sont plus faibles dans le cas des puits profonds que dans celui des puits de surface. Seulement 9,1% des puits situés dans l'aquifère profond sous la zone intensive de production agricole présente une concentration d'au moins 3 mg N/L, alors que 25,2% des puits de surface sont atteints dans la même zone.

Finalement, dans les régions de production intensive de pommes de terre en sols sableux, plus de 42% des puits de surface échantillonnés entre 1999 et 2001 présentaient des teneurs en nitrate supérieures à 10 mg N-NO₃/L (Giroux *et al.* 2003). Le maïs est souvent cultivé en rotation sur ces sols et les doses d'azote apportées sont relativement similaires entre ces deux cultures, amplifiant davantage les pertes d'azote par lessivage vers les eaux souterraines.

2.6.4 Les émissions de GES reliées aux cultures exigeantes en N

Le N₂O est un gaz à effet de serre qui a un pouvoir de réchauffement planétaire 296 fois plus élevé qu'une masse équivalente de CO₂. Les activités agricoles sont responsables d'une part importante des émissions de N₂O qui sont majoritairement reliées à la fertilisation azotée des cultures. Les émissions agricoles de N₂O comptent pour un peu plus de 4% des émissions de GES tous secteurs confondus. Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) estime présentement à 1% les

émissions de N₂O dans l'atmosphère reliées aux apports en engrais azotés sur la base de leur masse épandue (IPCC 2006). Ces estimés, basés sur des centaines d'essais au champ, ont démontré que les émissions de N₂O en champ sont très variables, mais qu'elles représentent en moyenne 1% de l'azote apporté en provenance des engrais minéraux ou de l'azote (N₂) fixé biologiquement de l'atmosphère (Bouwman *et al.* 2002; Stehfest et Bouwman 2006). On pourrait également considérer des émissions additionnelles de 1 kg N₂O-N/ha/année en sols agricoles qui ne seraient pas reliées aux apports récents d'azote (Crutzen *et al.* 2008). En revanche, des estimations basées sur des bilans globaux des sources de production (N fixé biologiquement ou physiquement par le procédé Haber-Bosch) et des accumulations de N₂O dans la troposphère, donneraient lieu de croire que les émissions directes et indirectes reliées à l'usage des engrais azotés pourraient avoisiner les 3 à 5% au lieu des 1% prévus par le GIEC (Crutzen *et al.* 2008; Galloway *et al.* 2004; Prather *et al.* 2001). Ces émissions impliqueraient une production beaucoup plus importante de N₂O en dehors des champs agricoles, mais néanmoins reliées à l'usage des engrais azotés, provenant de sources comme les rivières, les estuaires et les zones côtières, les élevages d'animaux et les dépositions atmosphériques de NH₃ et NO_x (Crutzen *et al.* 2008).

Considérant l'impact que pourraient avoir ces nouveaux estimés des quantités de N₂O émises, Crutzen *et al.* (2008) ont comparé sur une même échelle de production de GES, les gains résultant de la production de biocarburants (éthanol à partir du maïs-grain ou de la canne à sucre et de biodiésel à partir du canola) pour remplacer les énergies fossiles, aux pertes encourues avec les émissions de N₂O reliées à ces cultures. Dans le cas du maïs-grain et du canola, la production de GES reliée au N₂O engendrée pour produire une unité de biocarburant pourrait être équivalente à la combustion d'une même unité en énergie fossile. Cette étude n'est pas une analyse du cycle de vie complète, mais elle fait ressortir l'importance des taux d'émissions de N₂O utilisés dans ces analyses. Passant de 1,5 à 5% de la quantité des engrais azotés utilisés pour la fertilisation des cultures, ces taux d'émissions hypothéqueraient grandement la capacité de ces cultures dédiées à la production de biocarburants, à réduire la production de GES et le réchauffement climatique.

Crutzen *et al.* (2008) comparent M , la quantité de CO₂ dérivée de l'éthanol par unité de matière sèche de biomasse produite, à Meq , les émissions de N₂O en équivalent de CO₂ provenant de l'utilisation d'engrais azoté pour la culture de biomasse :

$$M = r_c \, cv \, \frac{\mu CO_2}{\mu C}$$

$$Meq = \frac{r_N}{e} \, y \, GWP \, \frac{\mu N_2O}{2\mu N}$$

Dans ces équations, r_c est le contenu en carbone de la biomasse (0,44 kg C/kg de maïs-grain), cv est la masse de C contenue dans le carburant par masse de C contenue dans la biomasse produite (0,37 kg C éthanol/kg C maïs-grain), r_N est le contenu en azote de la biomasse (15 g N/kg de maïs-grain), e est l'efficacité fertilisante de l'azote pour la culture (0,4 à 0,6), y est le taux d'émissions de N-N₂O par unité d'engrais apporté (0,3 à 0,5), $GWP = 296$ est l'équivalent émissions de CO₂ produites par unité

de N_2O , $\mu CO_2/\mu C = 44/12$ et $\mu N_2O/2\mu N = 44/28$, où les termes μ sont les poids moléculaires de CO_2 , C, N_2O et N_2 .

Dans ces estimés, la quantité de N apportée est dérivée de r_N , la concentration de N dans la plante et de e , l'efficacité fertilisante des engrais azotés. Les auteurs ont utilisé 15 g N/kg de maïs-grain (MS) et 0,4 comme facteur d'efficacité fertilisante de l'azote. Cette culture consommerait donc $15/0,4 = 37,5$ kg N par tm de maïs-grain (MS) produite. Selon ces estimés, 300 kg N/ha seraient nécessaires pour produire 8 tm/ha de maïs-grain (MS), alors qu'en réalité les recommandations actuelles n'excèdent pas 170 kg N/ha (CRAAQ 2003). Au contraire, des travaux récents sur la fertilisation azotée du maïs indiquent qu'à 8 tm/ha de maïs-grain (MS), la concentration dans le grain serait plutôt de l'ordre de 11,1 kg N/ha (Nyiraneza *et al.* 2010) produisant des prélèvements de l'ordre de 93 kg N/ha et une efficacité fertilisante de 0,55 pour des applications de 170 kg N/ha. Crutzen *et al.* (2008) proposent d'ailleurs une efficacité fertilisante de 0,6 dans leur analyse de sensibilité comme scénario alternatif.

Nous avons repris les calculs de Crutzen *et al.* (2008) pour le maïs avec la forme suivante :

$$Meq = \frac{d_N}{R} \cdot y \cdot GWP \frac{\mu N_2O}{2\mu N}$$

où d_N représente la dose de N moyenne appliquée dans la culture de maïs (150 kg N/ha) et R est le rendement moyen en grain (MS) observé au Québec (7 tm/ha).

Selon ces calculs, chaque kg de maïs-grain (MS) pourrait remplacer l'équivalent de 0,60 kg de CO_2 produit par des énergies fossiles (M). Par contre, selon les taux d'émissions de N_2O retenus (1, 3 ou 5%), les équivalents CO_2 générés par l'usage des engrais azotés seraient de l'ordre de 0,1, 0,3 et 0,5 kg CO_2 par kg de maïs-grain produit, soit l'équivalent du sixième à presque la totalité des émissions générées par les énergies fossiles et remplacées par l'éthanol du maïs-grain. Une analyse complète du cycle de vie des deux biocarburants permettrait de chiffrer davantage les véritables émissions générées pour chaque kg de maïs-grain produit ou pour la même quantité d'éthanol et d'essence consommée. Du côté de la production de maïs-grain, l'énergie fossile dépensée pour la production des engrais, le travail du sol, le séchage des grains et la production des biocarburants n'est pas comptabilisée, tandis que les émissions de GES générées par l'essence devraient aussi tenir compte des GES générés par l'extraction du pétrole, son raffinage en essence et son transport.

Nonobstant ces dernières considérations, certaines données sur l'accumulation de N_2O dans la troposphère pourraient remettre en cause les coefficients d'émissions de N_2O présentement utilisés dans les analyses de cycle de vie (Galloway *et al.* 2004). La valeur par défaut estimée par le GIEC (IPCC 2006) correspond à des émissions directes dérivées de mesures réalisées à l'échelle de parcelles, soit 1% des engrais azotés, ou dans une version antérieure, 1,25%. Seules quelques études considèrent aussi des émissions indirectes reliées aux apports d'engrais azotés (soit un coefficient additionnel de 0,5%). En revanche, certaines études récentes basées sur les accumulations de N_2O dans la troposphère pourraient indiquer des coefficients d'émissions de N_2O plus importants, soit de 3 à 5% des apports d'engrais azotés (Crutzen *et al.* 2008; Galloway *et al.* 2004). De telles émissions

pourraient grandement invalider les gains escomptés par certains biocarburants pour diminuer les émissions de GES, en particulier ceux provenant de cultures consommatrices en azote fixé, comme le maïs-grain.

2.7 Impact sur les pertes de phosphore

L'expansion de la culture de maïs-grain peut aussi contribuer à la pollution diffuse liée aux exportations de phosphore dans les eaux de surface. Selon Sharpley *et al.* (2001), la charge en phosphore qui se retrouve dans l'écosystème aquatique en aval d'un territoire dominé par la culture du maïs-grain varie de 2 à 15 kg/ha/an alors que pour les cultures pérennes et fourragères, les pertes varient de 0,2 à 2 kg/ha/an. Gangbazo et Le Page (2005) ont mesuré dans des bassins versants prioritaires du Québec, des charges moyennes de P total variant entre 0,1 kg/ha/an et 1,1 kg/ha/an. Gangbazo et Babin (2000) avaient mesuré entre 0,4 kg/ha/an et 2,2 kg/ha/an pour des bassins versants agricoles et entre 0,04 kg/ha/an et 0,77 kg/ha/an pour des bassins versants forestiers. Les travaux de Michaud *et al.* (2008) sur le ruisseau Walbridge, indiquent une charge annuelle moyenne de 3,2 kg P/ha mesurée à l'exutoire dont le maïs-grain contribuerait pour 61% des exportations, alors qu'il occupe entre 34 et 41% de la surface du bassin. Un autre rapport de Michaud *et al.* (2009) indique des pertes de 241 g/ha de P total mesurées du 1^{er} septembre 2008 au 10 décembre 2008, à l'exutoire du ruisseau Ewing dont le bassin est sous forte prédominance de maïs-grain.

Bien que ces charges moyennes dans les rivières du Québec soient inférieures à celles présentées par Sharpley *et al.* (2001) pour des plus petits bassins versants à prédominance de maïs-grain, les concentrations médianes ou moyennes pondérées en P total des bassins versants prioritaires du Québec sont très fréquemment (15 sur 27), plus élevées que le critère pour la prévention de l'eutrophisation fixé à 0,030 mg/L.

Le phosphore peut migrer vers les cours d'eau via les écoulements de surface mais l'infiltration dans le sol par des voies préférentielles vers les drains constitue une autre voie d'évacuation vers les eaux de surface (Michaud *et al.* 2009). Contrairement à Giroux et Royer (2006), Michaud *et al.* (2009) ont mesuré des pertes de P plus élevées provenant des drains sous couvert de prairie comparativement aux cultures annuelles. La texture du sol et les conditions hydrologiques modèleraient les pertes de phosphore aux drains de manière plus marquée que le type de végétation. Le facteur d'enrichissement des sols serait en revanche lié à la couverture du sol en plus de la texture du sol. Giroux *et al.* (2008b) ont établi une relation entre les concentrations en phosphore particulaire et dissous dans les eaux de ruissellement et les teneurs en P du sol (P total et assimilable) sous différentes cultures. Compte tenu de la complexité des interactions qui régissent le comportement et les pertes de P, le lien entre l'expansion des superficies en maïs-grain et le risque de pertes de P par les drains n'est pas évident. Par contre, il est généralement reconnu qu'une expansion des superficies en maïs-grain augmente les risques de pertes de P dans les eaux de surface et les risques d'eutrophisation (Marshall 2007; Simpson *et al.* 2008; Simpson *et al.* 2009).

2.8 Impact sur la contamination des eaux de surface par les pesticides

En comparaison avec les herbicides traditionnels utilisés en pré-émergence et en plus grandes concentrations (atrazines, alachlore), la possibilité d'utiliser du glyphosate en post-émergence avec les variétés de maïs génétiquement modifiées (GM) a réduit considérablement les concentrations d'herbicides retrouvées dans les eaux de surface (Cerdeira et Duke 2006; Shipitalo *et al.* 2008). Contrairement à l'alachlor et à l'atrazine, Shipitalo *et al.* (2008) ont constaté que les concentrations de glyphosate ou de glufosinate sont inférieures aux critères pour la qualité de l'eau potable, et ce même si un évènement de ruissellement survient après l'application de l'herbicide.

Gilliom *et al.* (2006) ont noté la présence de pesticides dans l'eau souterraine sous des zones agricoles mais seulement 1% des échantillons excédait leur norme respective pour la santé humaine. En revanche, il existe un risque d'augmentation de la proportion des échantillons qui excèdent les normes avec l'intensification de la culture de maïs-grain (NRC 2008).

Le programme d'échantillonnage de l'eau du MDDEP dans quatre rivières du Québec a permis de constater que la majorité des pesticides détectés, notamment l'atrazine et le métolachlore, sont reliés à la production du maïs (Giroux 2010) : «Les herbicides atrazine, métolachlore, bentazone et dicamba figurent encore parmi les herbicides les plus souvent détectés dans l'eau des rivières. Ils sont respectivement détectés dans 98 %, 100 %, 72 % et 64 % des échantillons prélevés. Toutefois, à ces herbicides déjà détectés dans le passé s'ajoute maintenant le glyphosate. Il est détecté dans 70 % des échantillons prélevés en 2005, dans 78 % de ceux prélevés en 2006 et dans 85 % de ceux prélevés en 2007.»

Selon certaines études, le glyphosate n'aurait que peu ou pas d'effets sur les organismes aquatiques et cet herbicide est normalement peu susceptible au lessivage puisqu'il est adsorbé sur les sédiments (Cerdeira et Duke 2006; Borggaard et Gimsing 2008, cité dans Thomas *et al.* (2009)). En revanche, avec l'expansion et la popularité du maïs et du soya GM tolérant au glyphosate, il est fort probable que l'utilisation de cet herbicide augmente au détriment des autres herbicides et qu'il se retrouve de plus en plus présent dans les eaux de surface (Giroux 2010; Thomas *et al.* 2009). Par ailleurs, l'augmentation de la culture de maïs-grain en continu risque d'entraîner une augmentation de l'utilisation d'autres pesticides. Par exemple, l'utilisation accrue de fongicides foliaires dans les traitements phytosanitaires du maïs peu représenter un risque accru pour la qualité de l'eau (Thomas *et al.* 2009).

Giroux (2010) rapporte aussi que des herbicides d'usage relativement récent, dont l'imazéthapyr et le nicosulfuron, sont aussi détectés dans plus de 50 % des échantillons d'eau de rivières. L'analyse statistique montre que les concentrations médianes d'atrazine, de métolachlore et de dicamba sont à la baisse, mais que celles du glyphosate sont à la hausse. Malgré la baisse des concentrations médianes, les organismes aquatiques sont encore exposés à des pics occasionnels de fortes concentrations de divers herbicides ou insecticides, des concentrations qui dépassent les critères de qualité de l'eau établis pour la protection des espèces aquatiques.

D'une part, il existe un lien entre la perte de biodiversité, le contrôle naturel des ennemis de cultures, l'utilisation accrue de pesticides et le risque de contamination de l'eau (Altieri 2009). D'autre part, les concentrations mesurées excèdent parfois les normes de qualité de l'eau établies pour protéger les espèces aquatiques, mais la multitude de produits retrouvés simultanément dans l'eau est d'autant plus préoccupante puisque l'effet combiné de ces produits est méconnu (Giroux 2010). L'expansion de cultures annuelles comme celle du maïs, du soya ou même des céréales dédiées à la production de bioproduits industriels ne serait pas sans conséquence sur l'augmentation de l'usage des pesticides et des risques pour les milieux aquatiques, sans parler des risques liés à l'exposition des pesticides sur la santé humaine.

2.9 Conclusion sur l'expansion de cultures à grand interligne

La pression exercée par les prix du marché et la performance agronomique du maïs-grain vont certainement contribuer à l'expansion de ses superficies au cours des prochaines années. Comme pour d'autres cultures annuelles lorsqu'elles sont réalisées sur de grandes superficies, la culture du maïs-grain nécessite l'usage d'engrais et de pesticides qui ne sont pas sans impact sur l'environnement. L'usage important d'engrais azoté dans le maïs serait responsable de la détérioration de la qualité des eaux de surface aux États-Unis notamment dans le Golf du Mexique et dans la baie de Chesapeake. Au Québec, la démonstration de l'impact de la culture du maïs-grain sur les pertes de N et la qualité des eaux de surface n'a pas encore été réalisée à grande échelle comme aux États-Unis, mais les mêmes phénomènes pourraient opérer. Le phosphore est généralement reconnu comme l'élément limitant le développement et la croissance des algues bleues qui conduisent à l'eutrophisation des eaux de surface. Or, une présence excessive d'azote dans les eaux de surface pourrait favoriser sinon amplifier ces mêmes phénomènes, car le critère de qualité (30 µg P/L) pour le phosphore est très souvent dépassé dans les eaux de surface en milieu agricole.

L'usage d'engrais azotés conduit également à des pertes d'azote dans l'atmosphère sous forme d'ammoniac et d'oxydes d'azote, dont l'oxyde nitreux N_2O . Selon les coefficients d'émissions d'oxyde nitreux utilisés, les pertes à elles seules de N par dénitrification pourraient invalider la production d'éthanol à partir de maïs-grain, du moins si la réduction de gaz à effet de serre est visée. Finalement, l'usage d'engrais azotés sous forme minérale sans rotations ou sans amendements organiques dans la culture du maïs-grain aurait des effets négatifs sur la productivité des sols et plusieurs études tendent à démontrer une diminution de la teneur en matière organique des sols, tant au niveau du carbone que de l'azote organique des sols.

L'enrichissement des sols en P n'est pas directement lié à la culture de maïs, mais le ruissellement et l'érosion des sols pouvant transporter le P vers les cours d'eau, sont davantage à risque dans les cultures annuelles à grand interligne. Les pertes de P par les drains agricoles sont quant à eux plus souvent liées aux types de sol favorisant les écoulements préférentiels ainsi que leur niveau de saturation en P, lié à la gestion des engrais et des cultures. Les cultures annuelles à grand interligne augmentent également les risques d'érosion des sols et de surcroît dans les terrains en pente. La mise en culture de terres marginales ou sous couvert de plantes pérennes avec des plantes annuelles à

grand interligne aurait dans ces conditions un impact non négligeable sur l'érosion des sols et le ruissellement des intrants agricoles.

Finalement, l'usage de pesticides augmente avec l'expansion des cultures annuelles comme le maïs, le soya et les autres cultures commerciales et n'est pas sans conséquence sur l'augmentation des risques pour les milieux aquatiques, sans parler des risques reliés à l'exposition des pesticides sur la santé humaine.

2.10 Recommandation

Vu les risques environnementaux reliés aux cultures à larges interlignes et leurs cultures associées, celles-ci ne devraient pas être un premier choix pour la production de bioproduits industriels.

3 Les impacts environnementaux liés au retrait des résidus de culture

Les effets du retrait des résidus de culture dont ceux du maïs représente un intérêt particulier pour divers usages bioindustriels, ont fait l'objet de nombreux travaux scientifiques (Blanco-Canqui *et al.* 2006; Blanco-Canqui et Lal 2009a; Hooker *et al.* 2005; Karlen *et al.* 1994; Karlen *et al.* 1984; Linden *et al.* 2000; Lindstrom 1986; Moebius-Clune *et al.* 2008; Salinas-Garcia *et al.* 2001; Wilhelm *et al.* 1986; Wilhelm *et al.* 2007; Wilts *et al.* 2004) ainsi que de plusieurs revues de littérature et chapitres de livre (Andrews 2006, Blanco-Canqui et Lal 2009b; Lal 2008; Franzluebbbers 2009; Johnson *et al.* 2007; Mann *et al.* 2002). La plupart des travaux récents émanant des États-Unis ont été réalisés pour vérifier s'il est possible de retirer des résidus de culture sans affecter les rendements, la productivité des sols, les propriétés des sols et finalement les pertes de sol et de nutriments. Quelques travaux antérieurs portant sur les résidus de maïs ont aussi été réalisés au Québec (Angers *et al.* 1995; Burgess *et al.* 1996; Dam *et al.* 2004; Bolinder et Angers 1997, Bolinder *et al.* 1999) ou sous des conditions apparentées de l'Ontario (Fortin 1993). Vu l'importance de cette biomasse dans les régions de production intensive de maïs aux États-Unis, plusieurs travaux ont aussi été réalisés à l'échelle régionale ou temporelle pour estimer les quantités de résidus de culture du maïs disponibles en fonction de contraintes liées au bilan humique des sols ou de leur potentiel d'érosion (Graham *et al.* 2007; Johnson *et al.* 2006; Mann *et al.* 2002; Nelson 2002).

Beaucoup de ces travaux s'intéressent au retrait des résidus de culture du maïs sous l'effet du mode de travail de sol qui affecte la répartition des résidus de culture entre la surface et le profil du sol et finalement les propriétés du sol et les pertes de sols (Hooker *et al.* 2005; Karlen *et al.* 1984; Linden *et al.* 2000; Lindstrom 1986; Moebius-Clune *et al.* 2008; Salinas-Garcia *et al.* 2001; Wilhelm *et al.* 2007). Quelques ouvrages ont été spécifiquement réalisés en conditions de semis direct ou de travail réduit du sol, ainsi qu'en monoculture de maïs sous lesquelles les résidus de culture s'accumulent à la surface du sol (Blanco-Canqui *et al.* 2006; Blanco-Canqui et Lal 2009; Karlen *et al.* 1994; Wilhelm *et al.* 1986). Au printemps, sous des conditions de climat froid et humide, retrouvées dans le nord-est américain et canadien, les pratiques de conservation du sol et le semis direct plus particulièrement, en accumulant davantage de résidus de maïs en surface, ralentissent le réchauffement du sol et même la croissance du maïs au printemps (Beyaert *et al.* 2002; Burgess *et al.* 1996, Fortin 1993). Le mode de travail de sol de même que la fréquence de la culture du maïs dans la rotation affectent les quantités de résidus accumulées à la surface des sols. Quelques études tendent d'ailleurs à démontrer que le retrait des résidus de culture pourrait être envisageable plus particulièrement dans un contexte de monoculture de maïs en semis direct, mais seulement sous des conditions de productivité élevée (Johnson *et al.* 2006; Moebius-Clune *et al.* 2008). Un feuillet technique a d'ailleurs été produit en Ontario pour baliser les conditions sous lesquelles le retrait des résidus de culture pourrait être justifié ou durable du point de vue environnemental et de la conservation des sols (McKague *et al.* 2007).

La revue de littérature tentera dans un premier temps de faire ressortir quels rôles jouent les résidus de culture au niveau du sol, du contrôle de l'érosion et de la qualité de l'eau et dans un deuxième temps de vérifier sous quelles conditions une accumulation de résidus à la surface des sols pourrait justifier leurs retraits. Différents modèles de bilan de carbone du sol ont par ailleurs été utilisés pour

examiner les chiffres avancés par certains auteurs. Ces modèles sont présentés plus en détail dans une section à part.

Les résidus de culture laissés aux champs procurent de nombreux avantages au niveau du sol et de la plante, notamment :

- En améliorant le bilan humique du sol et par conséquent les effets de la matière organique du sol (MOS) sur plusieurs des propriétés physico-chimiques du sol;
- En stimulant l'activité biologique des sols, ils favorisent le développement de la structure et améliorent la porosité, les échanges d'air et le mouvement de l'eau dans le sol;
- En améliorant l'infiltration de l'eau et en réduisant le taux d'évaporation du sol, ils augmentent la teneur en eau disponible dans le sol;
- En réduisant l'emprise de l'érosion éolienne et hydrique du sol;
- En retournant des nutriments au sol, ils contribuent à leur recyclage et à la nutrition des cultures;
- En modifiant l'albédo du sol et en agissant comme barrière thermique, ils retardent le réchauffement du sol au printemps, mais réduisent la profondeur de gel à l'hiver;

Finalement, l'accumulation de résidus de culture à la surface du sol peut avoir un effet variable sur les rendements qui pourrait dépendre des conditions climatiques régionales.

Les effets discutés ci-dessous se rapporteront principalement à la culture du maïs. Toutefois certaines cultures, tel le soya font aussi l'objet de récolte de leurs résidus, même si les plus faibles quantités de résidus produites ne permettent pas de maintenir une couverture de surface suffisante pour protéger le sol contre l'érosion à la fonte des neiges (Andrews 2006).

3.1 Effets sur la matière organique du sol

La matière organique du sol (MOS) évolue avec les apports en matières organiques fraîches (résidus de culture, amendements) et les processus de décomposition de la MOS et des matières organiques fraîches qui mènent à leur minéralisation en CO₂. Ainsi, pour augmenter la teneur en MOS, il faut soit augmenter l'apport en matières organiques fraîches au sol, réduire la minéralisation de la MOS et des matières organiques fraîches (en réduisant le travail du sol par exemple), ou les deux (Paustian *et al.* 1997 cité dans Govaerts *et al.* 2009) (Figure 9). La décomposition de la MOS peut être ralentie en modifiant les pratiques de conservation du sol (chisel au lieu du labour, par exemple) ou en introduisant des cultures à décomposition lente dans la rotation (céréales à paille, par exemple). Les apports en matières organiques dans les sols agricoles peuvent être augmentés en modifiant la rotation de culture pour y inclure des plantes fourragères pérennes, des cultures intercalaires ou des cultures de couverture et d'enfouissement, en conservant les résidus de culture et finalement en optimisant les intrants tels que les fertilisants, l'irrigation, l'usage de pesticides et le chaulage pour accroître la productivité de la culture et conséquemment la quantité de matières organiques retournée au sol.

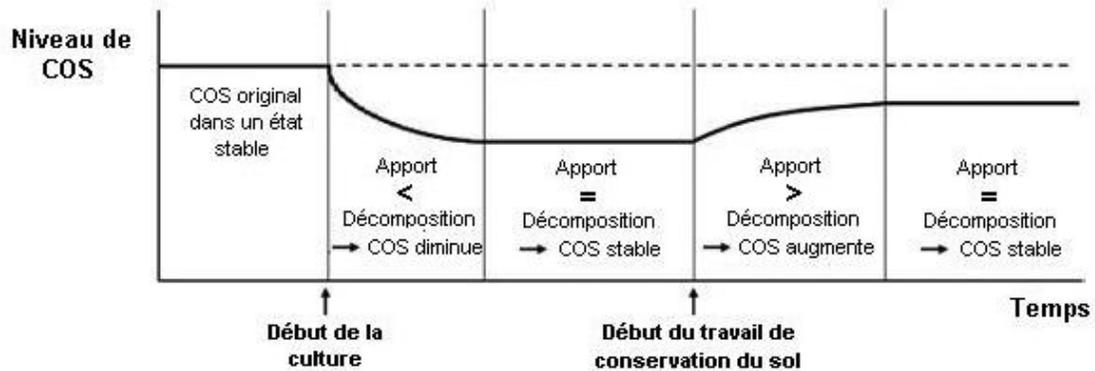


Figure 9 : Évolution du carbone organique du sol à long terme selon la quantité de carbone introduite et la décomposition dans les écosystèmes agronomiques. Adapté de Govaerts *et al.* 2009.

La décomposition est un processus essentiellement biologique et les facteurs la régulant sont de quatre ordres (Lavelle *et al.* 1993) :

- Facteurs pédoclimatiques (température du sol et régime hydrique)
- Propriétés physiques du sol (agrégation)
- Contraintes chimiques relatives aux biotes du sol
- La régulation par interaction biologique entre les macro- et les microorganismes

Les sols ne sont pas physiquement uniformes. L'immobilisation du carbone est étroitement liée à la présence de microsites le rendant moins disponible pour les microorganismes du sol. À cause de leur faible mobilité, ces organismes sont grandement influencés par le cloisonnement des substrats et de la biomasse microbienne par les micro- et macro-agrégats; ce qui prouve que la structure physique du sol a un effet direct sur les processus de décomposition/immobilisation du C (Govaerts *et al.* 2009).

La teneur en MOS à la surface du sol (0 à 20 cm) a un effet de première importance sur l'ameublissement du sol (facilite le travail du sol), la rétention de l'eau et d'autres propriétés importantes affectant la productivité du sol et la résistance du sol à l'érosion. Généralement, la teneur en MOS des sols agricoles change très lentement avec le temps, surtout en profondeur. Toutefois, en surface la teneur en MOS peut répondre relativement rapidement à des changements abrupts de pratiques culturales telles que le semis direct ou le retrait complet des résidus de culture.

3.1.1 Effet du travail du sol sur la teneur en MOS

L'impact des différents modes de travail de sol sur la teneur en MOS est tributaire des conditions climatiques sous lesquelles il est mesuré tel que Ogle *et al.* (2005) l'ont fait ressortir dans leur revue de littérature. Selon cette dernière, la conversion des systèmes conventionnels en systèmes culturaux sans travail de sol augmente le niveau de MOS plus les conditions climatiques sont chaudes. La quantité relative de MOS après une période de 20 ans, exprimée sous forme du rapport sans travail de sol / avec travail de sol, était de $1,23 \pm 0,05$ sous un climat tropical humide, $1,17 \pm 0,05$ dans un climat tropical sec, $1,16 \pm 0,02$ dans un climat tempéré humide, et de seulement $1,10 \pm 0,03$ en climat

tempéré sec. En effet, dans des zones froides et humides certaines études ont démontré que l'absence de travail de sol avait peu d'effet sur la teneur en MOS, et pouvait même parfois avoir un effet négatif sur les stocks de C des sols agricoles (Hermle *et al.* 2008; Angers *et al.* 1997; VandenBygaart *et al.* 2002; Gregorich *et al.* 2005).

De nombreux autres facteurs peuvent expliquer les différents effets du travail de sol sur la teneur en MOS. Le travail de sol agit premièrement en brisant les macro-agrégats du sol riches en C, libérant ainsi de la matière organique particulaire (MOP) qui est constituée de débris organiques et de résidus de culture dont la taille varie entre 53 et 2000 μm (Beare *et al.* 1994 ; Roberts et Chan 1990). La MOP ainsi libérée suite à l'action mécanique du travail de sol est par la suite plus facilement attaquée par les microorganismes du sol, engendrant une perte de MOS. Deuxièmement, le travail de sol a une influence sur l'activité biologique du sol en modifiant l'aération et l'humidité du sol, ce qui peut favoriser la minéralisation (Follet *et al.* 2001).

Dans les conditions froides de l'est du Canada, le mode de travail de sol affecte moins souvent la productivité des cultures (Govaerts *et al.* 2009). Puisque la quantité de résidus de culture (y compris les racines) retournée au sol est linéairement liée à la productivité de la culture, les rendements agronomiques et la quantité de résidus de culture retournée au sol ne pourraient expliquer à eux seuls certains effets du travail de sol.

De plus, dans les zones froides et humides de l'est du Canada et dans les sols mal drainés, l'aération peut être un facteur limitant la décomposition des résidus de culture incorporés en profondeur. Par contre, sous ces mêmes conditions, le sol est maintenu relativement humide en période chaude durant la saison de croissance, ce qui favorise la décomposition des résidus laissés en surface (Govaerts *et al.* 2009). Par conséquent, l'incorporation des résidus de culture en profondeur avec un travail de sol conventionnel peut contribuer à les protéger contre la décomposition et ainsi favoriser un stockage de C plus important dans les couches de sol inférieures à la couche de labour (Angers *et al.* 1997). En absence de travail de sol, ces mêmes résidus de culture vont se décomposer davantage à la surface de sol et diminuer le stock de C (VandenBygaart *et al.* 2002). Ce qui a pour effet de réduire les différences observées au niveau de la capacité de stockage du C des sols sous ces deux modes de travail de sol. Le travail des vers de terre (*Lumbricus terrestris* L.) qui sont présents en abondance et parfois en plus grand nombre en absence de travail de sol pourrait constituer un autre facteur réduisant les différences observées dans les sols de l'est du Canada (VandenBygaart *et al.* 1998). Ces vers de terre peuvent incorporer les résidus de culture laissés en surface dans des couches de sol plus profondes. Donc, même en absence d'un retournement physique des résidus de culture en profondeur par un labour, il peut y avoir une incorporation importante de résidus de culture dans un système de culture sans labour.

Plusieurs revues de littérature traitent des effets du travail de sol sur la teneur en COS dans les sols agricoles (Alvarez *et al.* 2005; West et Post 2002; Jarecki et Lal 2003; VandenBygaart *et al.* 2003; Blanco-Canqui et Lal 2008; Angers et Eriksen-Hamel 2008). Récemment, Govaerts *et al.* (2009) ont réalisé une méta-analyse des données de ces études, en incluant d'autres données. En comparant le semis direct (absence de travail de sol) au labour conventionnel (travail de sol), ils n'ont pu conclure à un effet systématique du travail de sol sur le C. En effet, pour sept comparaisons sur 78, les teneurs

en MOS étaient plus faibles en absence de travail de sol; dans 31 cas les effets étaient non significatifs; et dans seulement près de la moitié des comparaisons (40), les teneurs en MOS étaient moins élevées avec le labour conventionnel.

Dans une autre méta-analyse de 23 études, Angers et Eriksen-Hamel (2008) ont démontré de quelle manière la MOS s'accumule en surface sous le semis direct et en profondeur dans et sous la couche de labour avec le labour conventionnel, mais n'ont pas pu relier ces effets à des variables pédoclimatiques. Compilé à partir d'études réalisées sur plus de 30 cm de profondeur, le stock de C sous labour conventionnel (95.4 tm C/ha) était de 4,9 tm C/ha inférieur à celui sous semis direct (100.3 tm C/ha).

Dans la revue de littérature effectuée sur des sols canadiens, VandenByggart *et al.* (2003) ont trouvé que l'effet du semis direct était positif pour les sols de l'Ouest du pays. Cependant, le potentiel de cette pratique pour le stockage du C dans les sols de l'Est du Canada (i.e., l'Ontario et les autres provinces à l'est de l'Ontario) était nul, même avec une tendance négative, soit de l'ordre de -7 ± 27 g C/m² par année. Dans cette analyse, plusieurs données provenaient de l'étude d'Angers *et al.* (1997), qui avaient étudié l'effet du travail du sol sur plusieurs sites expérimentaux de longue durée, échantillonnés à quatre profondeurs fixes, soit 0 à 10, 10 à 20, 20 à 40 et 40 à 60 cm. Angers *et al.* (1997) avaient souligné le fait que l'absence de travail de sol diminuait les teneurs en MOS dans les couches de sol 20 à 40 et 40 à 60 cm, faisant en sorte que, de façon globale, en considérant le profil du sol en entier de 0 à 60 cm, les teneurs en MOS étaient plus ou moins identiques en absence de travail de sol ou sous labour conventionnel.

En conclusion, selon les connaissances actuelles et sous les conditions édaphiques et climatiques du Québec, le semis direct ne serait pas une pratique qui augmenterait le stock de MOS (du moins en considérant tout le profil du sol), par rapport au labour conventionnel. Malgré que le labour aère le sol et favorise la décomposition de la MOS en surface, il enfouit les résidus de culture en profondeur dans la couche de labour, réduisant ainsi la vitesse de leur décomposition et l'accumulation de MOS dans les sols humides et froids. Ces affirmations mériteraient toutefois d'être appuyées par davantage d'études de longue durée sous différentes conditions de sol du Québec. D'autres mesures avec des techniques d'échantillonnage améliorées pourraient amener d'autres conclusions, et il faut aussi souligner que les connaissances actuelles sur la dynamique du C en profondeur dans le sol (horizon B et C, par exemple) ne sont pas aussi importantes que celles documentant ce phénomène dans la couche de labour (horizon A). Ce dernier point est un aspect important qui devrait être amélioré dans les modèles utilisés pour prédire l'évolution de la MOS. Toutefois, du point de vue agronomique, il est évident que l'absence de travail de sol favorise un maintien ou même une augmentation de la MOS dans les couches de surface, pas nécessairement toujours dans toute la couche de labour, mais tout de même au moins dans les premiers 0 à 10 cm du sol. Ceci peut avoir plusieurs effets positifs, non seulement pour des aspects agronomiques mais aussi environnementaux. Entre autres, un niveau adéquat et suffisant de MOS en surface est important pour la nutrition des plantes puisqu'il fournit des éléments nutritifs tels N et P par l'intermédiaire de la minéralisation. Également, un couvert de résidus et un niveau adéquat de MOS à pour effet de diminuer l'érosion des sols en réduisant le ruissellement, en protégeant le sol contre la battance, en favorisant une meilleure structure du sol,

une meilleure cohésion des agrégats et des particules de sol, finalement une meilleure infiltration de l'eau.

3.1.2 Effet du retrait des résidus de culture sur la MOS

Il est reconnu depuis longtemps qu'il faut laisser au sol un minimum de 2,0 tm C/ha/an de résidus de culture pour maintenir la teneur en MOS stable dans la plupart des systèmes culturaux (Parton *et al.* 1996). Dans une analyse de la dynamique de la MOS au Québec sous différents systèmes culturaux, Bolinder *et al.* (1994) ont déterminé à l'aide du modèle Century les valeurs suivantes pour maintenir la teneur en MOS à 3,5% à moyen terme (15 ans). Pour un sol à texture lourde il faudrait des apports annuels de C au sol variant de 1,6 à 2,4 tm C/ha/an, alors que pour un sol à texture légère il faudrait des quantités environ 15 à 20% plus grandes. Entre autres, les simulations pour un système de monoculture de maïs-grain dans la région Richelieu/Saint-Hyacinthe sur une argile limoneuse avec un niveau initial de COS de 45 tm C/ha (3,5% MOS, *facteur de conversion de 2,24*) montrait qu'avec des apports annuels de C au sol d'environ 2,5 tm C/ha/an il y aurait une légère augmentation de COS.

Dans une étude de 13 ans au Minnesota, Clapp *et al.* (2000) ont observé qu'en retirant les résidus de culture de maïs en semis direct, la teneur en MOS est restée pratiquement inchangée, mais a augmenté de 14% dans les parcelles où les résidus étaient retournés. La teneur en MOS varie généralement selon le type de sol, les conditions climatiques et les régions de cultures, mais elle varie surtout en fonction des apports de matières organiques et des pertes engendrées par la minéralisation. Les principaux apports de MO proviennent des résidus de culture, des racines des plantes et des amendements organiques. La minéralisation est quand à elle accélérée par le travail intensif et répétitif du sol. Les rotations des cultures annuelles ne peuvent pas à elles seules maintenir un bilan humique des sols positif, d'autant plus lorsque le travail du sol est intensif (Gregorich *et al.* 2005).

D'après Blanco-Canqui et Lal (2007 2009a et 2009b) le retrait des résidus de culture de maïs entraîne une réduction linéaire de la teneur en COS (Figure 10). Les premières études réalisées sur le sujet en Iowa révélaient qu'un minimum de 5 tm/ha de retour en résidus de maïs (ou 2,9 tm C/ha) était nécessaire pour éviter des pertes trop importantes de COS en labour conventionnel (Larson *et al.* 1972). La Figure 10 indique comment la teneur en COS des premiers 10 cm de sols de l'Ohio a évolué sous le retrait des résidus de culture en semis direct après 4 années (Blanco-Canqui et Lal 2009a). D'après ces résultats, pratiquement aucun résidu de maïs ne pourrait être récolté sans affecter le bilan humique du sol, du moins dans les premiers 10 cm d'un sol en semis direct.

Dans la région de Québec, Bolinder *et al.* (1999) ont estimé à 2,06 tm C/ha la quantité de C retournée au sol annuellement par l'ensemble des résidus d'une monoculture de maïs-ensilage incluant la biomasse racinaire et ses exsudats pour un rendement en matière sèche de 12 tm/ha de maïs-ensilage. De cette masse de C retournée au sol, quelques 300 kg C/ha ont contribué à la masse totale de COS estimée à 53 tm C/ha dans les premiers 20 cm de profondeur ou à 81 tm C/ha dans les premiers 30 cm de profondeur. Le coefficient isohumique k_1 (masse de C intégrée à COS/masse de C apportée) des résidus de cette culture s'établissait donc à 0,15. Après 15 ans de monoculture de maïs-ensilage, le sol est passé d'une teneur initiale en COS de 33,0 g C/kg sous prairie vers une teneur

de 23,2 g C/kg sur une profondeur de 0-20 cm. Il apparaît donc que lorsqu'une prairie est labourée, le retrait subséquent des résidus de maïs (maïs-ensilage en monoculture) peut ne pas conduire à un bilan humique stable, même si les contributions en biomasse sont importantes de la part du maïs, en raison des teneurs initiales en COS élevées sous prairie, plus difficiles à maintenir.

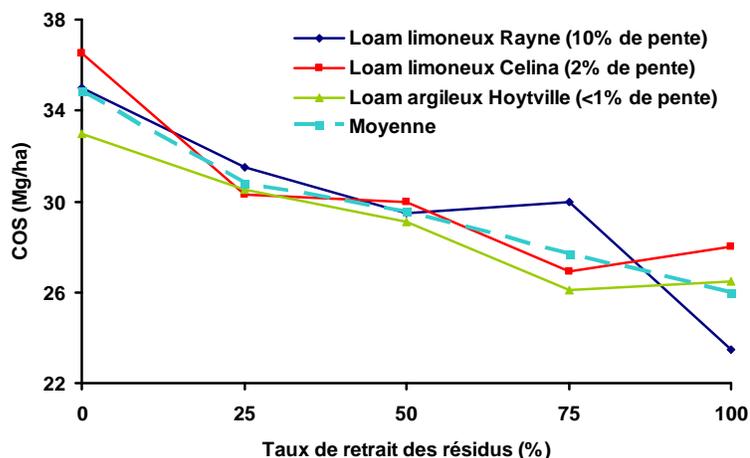


Figure 10 : Évolution de la teneur en carbone organique à la surface du sol (0 à 10 cm de profondeur) selon le taux de retrait des résidus de maïs (d'après Blanco-Canqui et Lal 2009a).

Dans une tentative pour estimer la quantité de résidus à retourner au sol pour maintenir la teneur en COS stable, Johnson *et al.* (2006a) ont calculé à partir d'une vingtaine de travaux de recherche, la quantité minimale de C à retourner annuellement au sol en provenance de biomasses aériennes et racinaires. En moyenne, sous production de maïs en labour conventionnel, $3,0 \pm 1,0$ tm C/ha ($n = 6$ publications) en provenance des résidus de culture sont nécessaires pour maintenir la teneur en COS stable, tandis que sous semis direct ou travail réduit avec chisel, $2,1 \pm 0,1$ tm C/ha ($n = 3$) sont nécessaires. Sous production de soya, $2,0 \pm 0,9$ tm C/ha ($n = 3$) sont nécessaires pour maintenir le bilan humique stable sous tout mode de travail du sol. Ces estimés ont été convertis en masses de résidus minimales à retourner au sol en assumant une teneur en C de 40% (Johnson *et al.* 2007, Wilhelm *et al.* 2007). Sous monoculture de maïs, la masse de résidus de maïs nécessaire pour maintenir un bilan humique stable en labour conventionnel équivaudrait à 7,58 tm/ha, tandis qu'en semis direct elle serait de 5,25 tm/ha. En rotation avec le soya, les auteurs estiment que la masse de résidus de maïs nécessaire pour maintenir un bilan humique stable augmenterait à 7,9 tm/ha en semis direct et à 12,5 tm/ha en labour conventionnel, mais les auteurs ne fournissent pas de détails sur les calculs utilisés pour estimer ces valeurs. Johnson *et al.* (2007) ont par la suite utilisé ces valeurs pour estimer la quantité de résidus récoltable pour maintenir un bilan humique stable, en fonction de la production de maïs atteinte (Figure 11).

La zone hachurée verte dans la Figure 11 illustre la quantité de biomasse qui peut être récoltée pour maintenir un bilan humique stable dans un sol cultivé en monoculture de maïs sous labour conventionnel. Selon cette figure, une production de 12 tm/ha de maïs (15,5% HR) cultivé en monoculture sous labour conventionnel permettrait d'exporter au plus 1,4 tm/ha de résidus de maïs sans affecter le bilan humique du sol. Par contre, un même niveau de production en monoculture de

maïs sous semis direct permettrait d'exporter un peu moins de 40% des résidus ou 3,8 tm/ha. Selon les auteurs, cette figure représente une des premières tentatives pour estimer les quantités absolues de résidus qui peuvent être exportées en tenant compte du mode de travail de sol, de la rotation utilisée et de la productivité des cultures. La plupart des travaux antérieurs dans le Mid-West américain reconnaissent habituellement un seuil relatif (30 % des résidus par exemple) des quantités de résidus qui pouvaient être exportées sans nuire au bilan humique ou à la productivité des sols (Johnson *et al.* 2007). Toutefois, certains sols (à structure instable ou fondante comme les loam sableux et les sables fins et très fins) nécessitent des apports constants en matière organique fraîche et il serait probablement préférable ne pas prélever de résidus sur ces sols ou du moins établir plus précisément quelle quantité de résidus peuvent être prélevés sans nuire à leur productivité.

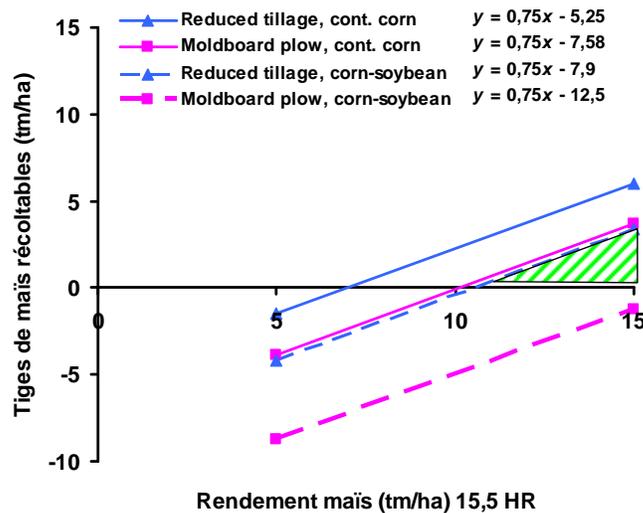


Figure 11 : Estimation des quantités de résidus de maïs qui pourraient être récoltées sans nuire au bilan humique du sol (D'après Johnson *et al.* 2006a, 2006b, 2007 et Wilhelm *et al.* 2007).

En 2007, le Ministère ontarien de l'agriculture (MAAARO) a publié sur internet un feuillet technique qui balise le retrait des résidus de culture en se basant sur la quantité minimale moyenne d'apports annuels en C (MSC) à retourner au sol pour maintenir le bilan humique stable (Tableau 8) (McKague *et al.* 2007). Les indices de récolte et les quantités minimales de C à retourner au sol dans ce tableau sont similaires à ceux rapportés dans les études américaines de Johnson *et al.* (2006a, 2006b et 2007) et Wilhelm *et al.* (2007). Dans le feuillet ontarien, il n'est pas clairement spécifié si les apports annuels de C au sol proviennent uniquement de la partie aérienne des plantes ou s'ils proviennent aussi des racines des cultures. Si ce feuillet est basé sur les études américaines, il ne tiendrait compte que des parties aériennes. Les auteurs reconnaissent aussi que ces valeurs pourraient varier avec les conditions climatiques, les teneurs initiales de COS, la fertilité du sol et les rotations de cultures.

Afin de valider les estimés proposés par Johnson *et al.* (2006a, 2006b, 2007) et MacKague *et al.* (2007), il importe de comparer les bases de leurs calculs dont les coefficients culturaux utilisés, le potentiel de production de biomasse sous nos conditions et les teneurs initiales en MOS ou COS.

Tableau 8 : Quantité minimale d'apports annuels en C au sol nécessaire afin de maintenir le COS à un niveau stable selon la culture et le mode de travail du sol (Mackague *et al.* 2007).

Culture	Indice de récolte	Travail du sol avec	
		charrue à versoir	Sans travail du sol
tm C/ha/an			
Maïs	0,53	3,0 ± 1,0	2,1 ± 0,1
Soya	0,46	2,2 ± 1,0	-
Blé d'automne	0,45	1,8 ± 0,4	-

3.1.3 L'importance de la biomasse racinaire

Johnson *et al.* (2006a) ont utilisé un indice de récolte (HI) de 0,53 (biomasse de grain/biomasse de grain+tige) et un indice de biomasse racinaire (racines+exsudats/ grain+tige) de 0,60. Dans le logiciel Bilan humique (disponible sur le site internet du MAPAQ), les mêmes indices de récolte et de biomasse racinaire sont de 0,50 et 0,29 respectivement, pour le maïs-grain (Clément *et al.* 2009). Bolinder *et al.* (1999), dans un article sur la contribution du maïs-ensilage au carbone du sol ont retenu un rapport tige+grain/racines de 5,3 comme valeur moyenne de valeurs publiées dans la littérature variant de 2 à 14. En supposant une biomasse équivalente de tige et de grain (HI de 0,50) et une biomasse d'exsudats racinaires équivalant à 0,65 fois celle des racines, ce rapport tige+grain/racines se traduirait par un indice de biomasse racinaire de 0,19 soit nettement en dessous de la valeur de 0,60 proposée par Johnson *et al.* (2006a). Une surestimation de l'indice de biomasse racinaire pourrait conduire à une surestimation du retour en C en provenance des résidus de culture.

3.1.3.1 La productivité du maïs-grain

Le modèle proposé par Johnson *et al.* (2006a, 2006b et 2007) et repris par le MAARO (McKague *et al.* 2007) tient compte de la productivité des cultures (le maïs-grain en particulier) pour estimer les quantités de résidus qui peuvent être retirées sans nuire au bilan humique du sol. Les rendements de références produits par la Financière agricole du Québec en maïs-grain étaient pour toutes les régions du Québec en 2009, inférieurs à 10 tm/ha (15% HR) en moyenne (Figure 12). Bien entendu, des rendements plus élevés sont souvent enregistrés dans les régions les plus productives. Toutefois, selon les moyennes régionales et selon le modèle de Johnson *et al.* (2006a, 2006b et 2007), le retrait des résidus de culture à moins de 10 tm/ha ne pourrait se réaliser que dans une séquence de maïs-maïs en semis direct, puisqu'en rotation avec le soya ou en labour conventionnel, il n'y aurait pas assez de résidus pour maintenir un bilan humique stable (Figure 11).

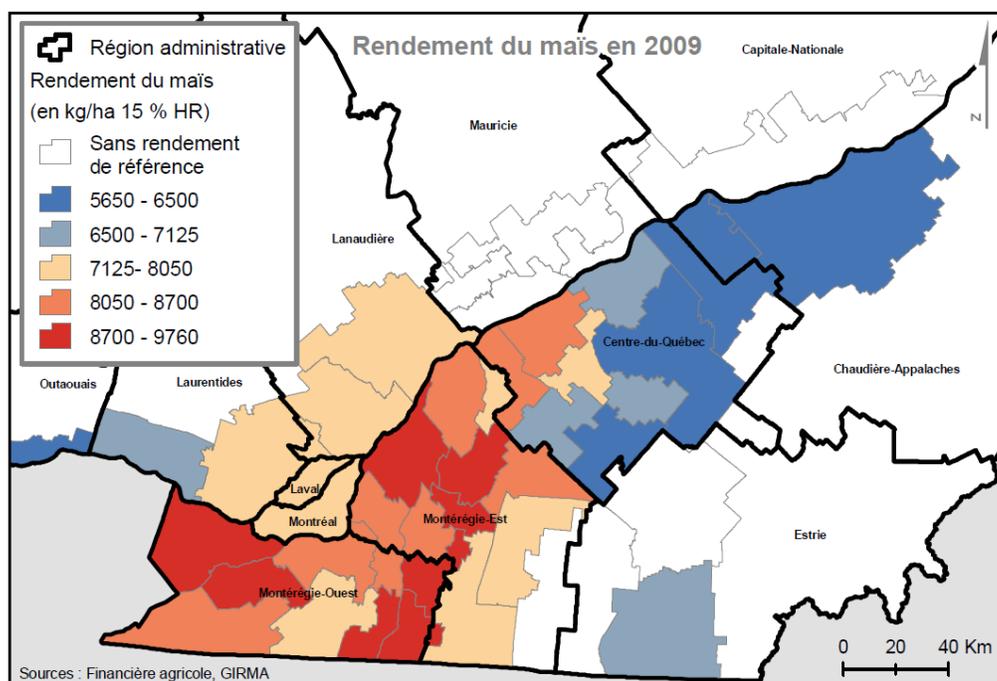


Figure 12 : Distribution spatiale des rendements de références du maïs-grain (Financière agricole du Québec).

3.1.3.2 La teneur initiale en MOS

Selon les différentes études américaines consultées par Johnson *et al.* (2006a) pour estimer la masse de résidus qui peut être retirée sans affecter le bilan humique des sols, les concentrations initiales en COS variaient de 10 à 55,5 g C/kg de sol (ou 1,7 à 9,6% de MOS). Cette concentration initiale est importante pour définir la masse initiale de COS qui est minéralisée et qui doit demeurer à l'équilibre. Bolinder *et al.* (1999) ont estimé à 80,8 tm C/ha la masse initiale de COS dans les premiers 30 cm et à 52 tm C/ha dans les premiers 20 cm d'un sol (23,2 g C/kg) de la région de Québec, après 15 ans de monoculture de maïs-ensilage produisant 12 tm/ha/année de MS en labour conventionnel. Par ailleurs, Carter *et al.* (1997) ont déterminé les quantités moyennes de COS stockées dans le profil de plusieurs (n = 69) sols gleysoliques, podzoliques, luvisoliques et brunisoliques, sous divers systèmes culturaux dans l'est du Canada. La masse moyenne de COS dans les premiers 20 cm était de 50 tm C/ha. Considérant la masse de COS mesurée sur une profondeur de 0 à 60 cm, la proportion moyenne de COS dans les 20 premiers cm était de 63 %.

Dans un essai comparant le semis direct au labour conventionnel sous une rotation maïs-soya de plus de 10 ans dans la région de Saint-Jean-sur-Richelieu, la masse de COS mesurée sur une profondeur de 0 à 60 cm était d'environ 95 tm C/ha et sensiblement similaire entre les deux modes de travail de sol (Poirier *et al.* 2009). De 0 à 20 cm de profondeur, la masse de COS était d'environ 67 tm C/ha sous semis direct et de 62 tm C/ha sous labour conventionnel, tandis qu'elle était de 14 tm C/ha sous semis direct dans la couche de sol à 20 à 30 cm de profondeur et de plus de 18 tm C/ha en labour conventionnel dans la même couche. Environ 85% du COS se retrouvait donc dans les 30 premiers cm de sol (tout mode de travail du sol confondu), tandis que 71% du COS se retrouvait dans les premiers 20 cm de sol sous semis direct et 65% en labour conventionnel. La concentration en COS dans ces

premiers 20 cm de sol était en moyenne de 22,8 g C/kg (3,93% de MOS), soit à l'intérieur de l'intervalle des teneurs en COS rapportées dans l'étude de Johnson *et al.* (2006).

Toutefois, selon l'analyse présentée à la section 1.4 dans le chapitre sur les Simulations, les sols argileux (>30% d'argile) devraient contenir au moins 4,5% de MOS, tandis que les autres sols (<30% argile), devraient en contenir 3,5%, pour être jugés d'une qualité acceptable. La plupart des sols dans la plaine du Saint-Laurent sur lesquels sont cultivés les plus grandes superficies de maïs-grain et de soya présentent des teneurs en MOS inférieures à 5% (Figure 13). De plus, plusieurs municipalités situées en périphérie de Joliette et de l'Assomption, ainsi qu'à l'ouest de Nicolet et le long des rivières Richelieu et Yamaska présentent des teneurs moyennes en MOS généralement inférieures à 4% et probablement sous le niveau acceptable de MOS étant donné que les sols de la plaine du Saint-Laurent sont plus souvent argileux (>30% d'argile).

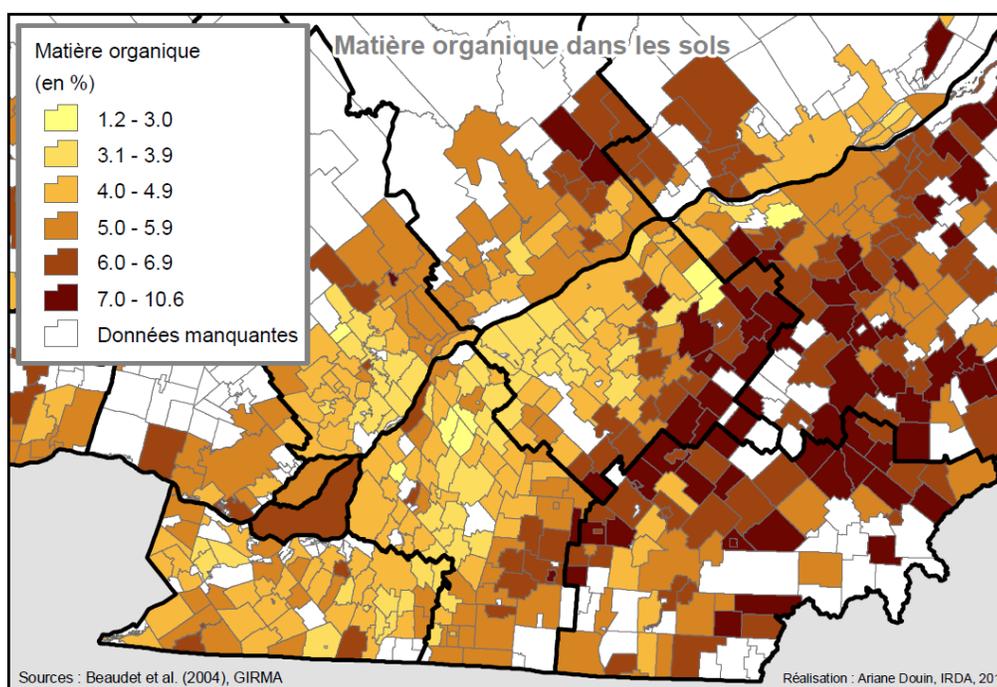


Figure 13 : Distribution spatiale de la MOS des sols agricoles du Québec (Beudet *et al.* 2004). <http://www.agrireseau.qc.ca/references/6/SOLS/index.htm>

Par ailleurs, de façon générale, les régions où la productivité est la plus élevée (8 à 10 tm/ha) (Figure 12) correspondent aux régions où les teneurs en MOS sont les plus faibles (Figure 13). Donc, même s'il existe un potentiel de produire un excédant de biomasse à partir du maïs-grain dans certaines de ces régions, il est fort probable que les teneurs en MOS des superficies cultivées de ces régions se situent sous les niveaux acceptables pour maintenir la productivité des sols.

En conclusion, sous culture de maïs-grain en conditions québécoises, la teneur moyenne en MOS serait plus souvent près de 4% et même inférieure dans certaines municipalités. La masse de COS présente de 0 à 30 cm de profondeur serait équivalente à près de 80 tm C/ha tandis qu'elle pourrait varier de 50 (Bolinder *et al.* 1999; Carter *et al.* 1997) à 65 tm C/ha (Poirier *et al.* 2009) de 0 à 20 cm de

profondeur dépendant du mode de travail de sol. Le calcul du bilan humique est sensible à la masse initiale de C présente dans le sol qui dépend de la profondeur et de la masse volumique apparente du sol sur laquelle elle est évaluée. En réalité, les processus de minéralisation/humification affectant les teneurs en COS ou MOS sont sensibles à la profondeur dans laquelle ils ont lieu. Le labour conventionnel peut mélanger le sol sur une profondeur de 20 à 30 cm, mais la respiration microbienne et racinaire diminue généralement à cette profondeur dans le sol, réduisant l'oxydation de la MO. Par ailleurs, l'impact des différents modes de travail de sol est souvent considéré comme étant limité aux 0 à 20 ou 30 premiers cm de sol (IPCC 2006). Sans connaître l'effet de la profondeur sur les processus de la minéralisation/humification, il importe de réaliser des simulations avec un large éventail de COS afin de tenir compte de l'effet de cette masse initiale de C, et aussi de tenir compte d'un niveau acceptable de MOS à atteindre ou à maintenir dans le sol.

3.1.4 Simulations du retrait des résidus de culture avec le logiciel Bilan Humique

Des simulations du bilan humique ont été réalisées en utilisant les coefficients cultureux et isohumiques publiés pour le modèle Bilan Humique (Clément *et al.* 2009). Les simulations ont été réalisées dans le but de comparer les résultats avec ceux de Johnson *et al.* (2006a et b) (*idem* pour l'approche ontarienne), qui ont tenté d'estimer la quantité minimale de biomasse qui doit être retournée au sol afin de maintenir la teneur en COS ou le bilan humique stable.

À l'instar des travaux de Poirier *et al.* (2009) réalisés sur les cultures de maïs-grain et de soya en rotation dans un loam argileux de la plaine de Montréal, nous avons fixé à 65 tm/ha la quantité de COS présente dans le sol de 0 à 20 cm de profondeur (3,93% de MO). Le coefficient de minéralisation du loam argileux a été fixé à 0,013 (argile limoneuse et autres) et le facteur climatique pour la région des basses terres du Saint-Laurent est équivalent à 1. Les résultats du modèle Bilan Humique présentés à la Figure 14b sont comparés à ceux présentés par Johnson *et al.* (2006a et b) (Figure 14a), en termes de quantités de tiges de maïs récoltables.

Les résultats entre les deux approches sont quelque peu divergents. Le modèle BH permettrait un retrait plus important de résidus de maïs surtout en monoculture sous labour conventionnel ou sous travail réduit, alors qu'en rotation avec le soya, le retrait des résidus de maïs ne serait possible qu'à partir d'une production de maïs-grain plus élevée par rapport à l'analyse de Johnson *et al.* (2006a et b). Les deux approches produisent des résultats similaires pour le maïs-grain en continu et en travail réduit du sol à l'intersection de leurs deux courbes respectives, soit lorsque les rendements sont de 8 tm/ha. À ce rendement, les deux approches permettent une récolte de moins de 10% de résidus ou 0,66 tm/ha tout en maintenant le bilan humique stable.

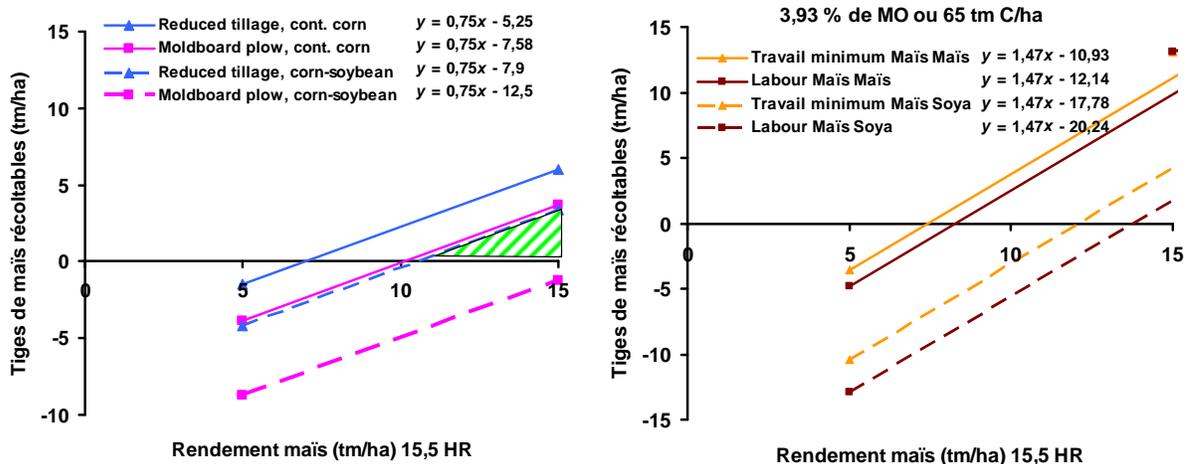


Figure 14 : Estimation des quantités de tiges de maïs récoltables en fonction de la productivité du maïs selon (a) Johnson *et al.* (2006 a et b) et (b) le logiciel Bilan Humique de Clément *et al.* 2009.

Les pentes produites par le modèle Bilan Humique (BH) sont le double de celles obtenues par Johnson *et al.* (2006a et b), c'est-à-dire que pour chaque accroissement de rendement, les résidus de culture du maïs (tiges, racines et exsudats) accumulent 2 fois plus de C dans la MOS que ce que prévoit le modèle de Johnson *et al.* (2006a et b). La pente de BH est principalement influencée par l'importance de la biomasse du grain (39% de la biomasse totale), le taux d'humidité du grain (15,5%) et les coefficients isohumiques (k_1) associés aux tiges (0,12) et aux racines+exsudats (0,15) du maïs-grain. Pour des coefficients isohumiques similaires entre les tiges et les racines+exsudats et le même pourcentage d'humidité relative du grain, la pente (0,75) de la Figure 14a de Johnson *et al.* (2006a) correspond à une biomasse de grain équivalente à 53% de la biomasse totale du maïs, donc largement supérieure à celle estimée par BH (39%). Pourtant Johnson *et al.* (2006a) ont présenté un indice de récolte (grain/tige) de 0,53 et un indice de biomasse racinaire (racines +exsudats/grain +tiges) de 0,60 pour la base de leur calcul. En combinant ces indices, la biomasse de grain équivaldrait à 0,33 de la biomasse totale et se rapprocherait des valeurs utilisées par BH (0,39). Johnson *et al.* (2006a et b) sembleraient donc utiliser l'indice de récolte (0,53) au lieu de la proportion de la biomasse totale (0,33) du grain pour obtenir la pente de 0,75 présentée dans leur Figure 14a. Ce qui impliquerait que dans le modèle de Johnson *et al.* (2006a et b), la contribution des racines à la MOS n'augmenterait pas avec la productivité du maïs.

La Figure 15 illustre l'importance de la quantité initiale de COS dans le sol sur la quantité de tiges de maïs qui peut être récoltée sans affecter le bilan humique du sol et selon les différents scénarios. Seule l'ordonnée à l'origine et non la pente de la réponse est affectée par la quantité initiale de COS (même effet que les facteurs affectant la minéralisation de ce COS : facteur climatique, coefficient k_2 relié au type de sol, travail du sol). Comme résultat, beaucoup moins de résidus de tiges peuvent être récoltés lorsqu'on tente de maintenir un taux plus élevé de matière organique (5%) ou un stock de carbone plus élevé (85 tm C/ha) dans le sol. À l'inverse, pour maintenir un faible stock de C à 50 tm C/ha ou 3% de MO, même la rotation maïs-soya maintiendrait un bilan humique stable tout en permettant le retrait des résidus de maïs.

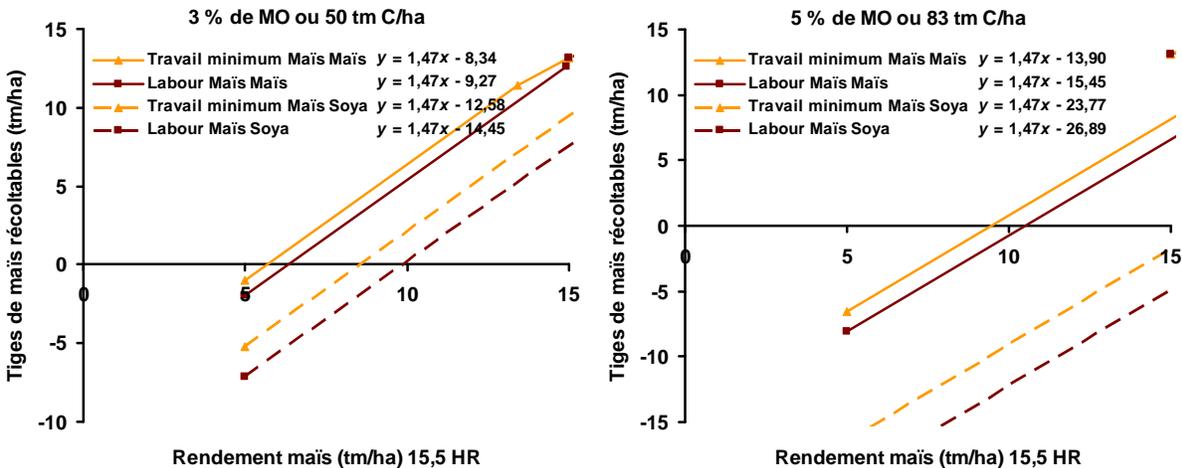


Figure 15 : Effet du taux de matière organique initiale de 3% (a) ou de 5% (b) (ou du stock de C dans le sol de 50 (a) ou 83 tm C/ha) sur la quantité de tiges de maïs récoltable.

Les simulations Johnson *et al.* (2006a et b) se rapprocheraient davantage de celles du BH lorsque la teneur en MOS est élevée (5% ou 83 tm C/ha) (Figure 15). À cette teneur, les deux approches produiraient des résultats similaires pour un rendement de 12 tm/ha de maïs-grain sous monoculture et en travail minimum du sol; une récolte d'au plus 26% des résidus de maïs ou 3,8 tm/ha serait réalisable sans affecter le bilan humique du sol. En labour conventionnel sous monoculture de maïs, des résultats similaires sont aussi obtenus avec les deux approches à 11 tm/ha de maïs-grain, mais seulement 5% des résidus ou moins de 1 tm/ha pourrait être retiré sans affecter le bilan humique. Finalement pour toute teneur inférieure en MOS, le modèle BH tend à être plus permissif pour le retrait des résidus de culture que ce que Johnson *et al.* (2006a et b) ont obtenu avec les essais américains.

Le même exercice de calcul a été réalisé pour le maïs-grain en continu avec le modèle ICBM (Andrén et Kätterer 1997). Le facteur de pondération lié à l'effet du travail du sol pour le travail minimum a été fixé à 0,90, comme avec le modèle du Bilan Humique (BH). Ceci implique qu'il faudrait un apport en matière organique (i.e., dans notre cas des résidus de culture provenant du maïs-grain) de 10% moins élevé pour maintenir le COS à un niveau stable avec le mode de travail minimum du sol, comparativement au labour conventionnel.

Nous avons considéré un rendement en maïs-grain de 10 tm/ha de grain (15,5% HR). Lorsque le niveau initial de COS est de 50 tm C/ha (3% MO), le modèle ICBM indique que les quantités de tiges récoltables sans que le niveau de COS change sont de 9,6 tm/ha pour le labour et de 10,1 tm/ha pour le travail minimum du sol. Pour le niveau initial de COS de 83 tm/ha (5% MO), les quantités de tiges récoltables sans que le niveau de COS change sont de 5,4 tm/ha pour le labour et de 6,5 tm/ha pour le travail minimum du sol. Comparativement au modèle BH (Figure 15a et Figure 15b), le modèle ICBM permettrait donc d'exporter plus de résidus. Pour un rendement de 10 tm/ha et à un niveau initial de COS de 83 tm/ha, le BH ne permet aucun retrait de tiges de maïs, et pour un niveau initial de COS de 50 tm/ha, le retrait permissible selon le BH n'est que d'environ 5 à 6 tm/ha de tiges de maïs récoltables.

Dans une étude antérieure sur la même problématique, Bolinder et Angers (1997) avaient utilisé le modèle Century pour déterminer l'impact sur le COS considérant que tous les résidus sont laissés au champ ou sont exportés pour la production d'éthanol. Ils avaient fixé à 45 tm/ha la quantité initiale de COS (0 à 20 cm) pour deux types de sols, soit pour une argile limoneuse et un loam limoneux. Ces teneurs en COS correspondent à des niveaux moyens de COS pour le loam limoneux et de pauvre pour l'argile limoneuse (Tabi *et al.* 1990). Les rendements de maïs-grain étaient fixés à environ 6 tm/ha (15,5% HR). Les résultats des simulations ont prédit une diminution de 17% de la COS après 35 ans en moyenne pour les deux sols lorsque tous les résidus (i.e., les tiges de maïs) étaient retirés pour la production d'éthanol. Par contre, Century avait prédit une légère augmentation de 18% de COS pour les deux sols si tous les résidus de récolte étaient laissés au sol. Une quantité intermédiaire de résidus pourrait donc être exportée, tout en maintenant le bilan humique stable, mais cette quantité n'a pas été déterminée dans cette étude.

En conclusion, selon BH et la plupart des modèles conceptuels sur la MOS, il est plus facile de maintenir à l'équilibre un sol ayant moins de matière organique qu'un sol en ayant davantage. En revanche, comme il a été mentionné précédemment, un niveau acceptable de MOS pour un sol argileux (>30% d'argile) se situerait à 4,5%. Les sols se situant sous des niveaux acceptables de MOS sont davantage sujets à des problèmes de dégradation (érosion, compaction, battance, déstructuration, etc.) et donc les apports en matières organiques et le retour des résidus de culture devraient être privilégiés pour rehausser leurs niveaux de MOS au lieu de les maintenir à des seuils inférieurs plus sujets à des problèmes de dégradation.

3.1.5 Limites des modèles

Plusieurs limites sont à souligner quant aux différentes approches utilisées pour le calcul du bilan humique ou de l'évolution du carbone du sol (i.e., Johnson *et al.* 2006, BH, ICBM et Century). Notamment, dans les approches utilisées pour estimer les résidus issus de la partie aérienne et ceux provenant des racines plus exsudats, on assume que les indices de récolte et de biomasse aérienne ne varient pas avec le rendement des cultures. On assume ainsi que la quantité de C retournée au sol avec les résidus de culture suit une relation linéaire avec les rendements, alors qu'elle pourrait avoir tendance à plafonner. De plus, on ne tient pas compte de l'influence de la fertilisation azotée sur ces paramètres qui a tendance à favoriser l'oxydation de la MOS (voir section sur la culture du maïs). Ceci est vrai pour toutes les approches utilisées dans cette section (i.e., Johnson *et al.* 2006, BH, ICBM et Century) et constitue une faiblesse majeure.

Le paramètre associé à l'effet du travail de sol sur la minéralisation du COS présente également un certain niveau d'incertitude et varie entre les approches de Johnson *et al.* (2006) (idem l'approche ontarienne) vs celles de BH et de ICBM. Johnson *et al.* (2006) attribuent une pondération de 0,70 (2,1/3,0 tm C/ha) pour l'effet du travail minimum de sol (sans travail du sol ou semis direct) par rapport au labour conventionnel, tandis que le facteur utilisé dans les modèles BH et ICBM est de 0,90 pour l'effet du travail minimum.

Pour évaluer l'effet du travail minimum, Johnson *et al.* (2006) ont basé leur estimation sur neuf études du Midwest américain, tandis que pour BH et ICBM, il s'agit d'une approximation basée sur

des résultats de l'Est du Canada. Pour BH et ICBM, l'effet du travail minimum serait mitigé, mais selon la revue de littérature les augmentations attribuées au travail minimum sous nos conditions pourraient même être nulles ou négatives par rapport au labour conventionnel, dépendamment de la profondeur à laquelle les mesures sont réalisées. Le travail minimum pourrait accumuler davantage de MOS en surface, tandis que des accumulations substantielles de MOS pourraient être réalisées en profondeur en labour conventionnel sous l'effet de conditions de minéralisation réduites de la MOS.

Johnson *et al.* (2006) et McKague *et al.* (2007) (l'approche ontarienne) reconnaissent que les apports minimums de C au sol (MSC) pour maintenir le bilan humique stable peuvent varier avec les conditions climatiques, les niveaux de COS initiaux, la fertilité du sol et les rotations des cultures. Néanmoins, leurs estimés ne tiennent pas compte de ces effets (sauf pour la rotation maïs-soya) comme dans BH et ICBM. De plus, l'approche de Johnson *et al.* (2006a et b) ne semble pas tenir compte de l'importance des résidus racinaires du moins la faire varier en fonction de la productivité de la culture. D'après le coefficient utilisé (égale à l'indice de récolte), seules les tiges de maïs semblent affecter le bilan humique du sol. Le feuillet technique Ontarien (McKague *et al.* 2007) semble avoir emprunté les valeurs de Johnson *et al.* (2006a et b) pour estimer les quantités de résidus de maïs qui pourraient être retirées sans affecter la MOS.

Les modèles BH, ICBM et CENTURY tiennent davantage compte de ces effets, mais semblent tous un peu plus permissifs que ce qu'ont estimé Johnson *et al.* (2006) surtout à des teneurs en MOS inférieures à 5% ou 83 tm C/ha et surtout en monoculture de maïs. Une des principales raisons pour ces différences pourrait provenir de l'influence de la productivité de la biomasse racinaire qui est négligée dans les estimés de Johnson *et al.* (2006).

En conclusion, la revue de littérature et les modèles de simulation tendent à démontrer que le bilan humique des sols ou la teneur en MOS peuvent être maintenus à l'équilibre sous des conditions particulières de productivité des cultures et de travail du sol même si une certaine quantité de résidus de culture est prélevée. Ces conditions seraient notamment rencontrées dans la monoculture de maïs lorsque la productivité dépasse 10 tm/ha de grain (15,5% HR) et davantage sous travail réduit du sol. Toutefois, plusieurs prémisses utilisées, tel le coefficient lié au semis direct, la relation entre la productivité et la quantité de biomasse restituée au sol et la détermination de la teneur minimale en MOS à maintenir pour éviter les problèmes de déstructuration, de battance, de compaction et d'érosion, etc. demeurent discutables. Ainsi, même si le maïs en continu semble permettre

Par conséquent ces modèles pourraient engendrer des biais dans les conclusions.

Par exemple, il n'a pas été établi sous nos conditions que le travail minimal engendre une accumulation de MOS par rapport au labour conventionnel. Le travail minimal conduit plutôt à une accumulation en surface de résidus de culture alors que le labour a tendance à accumuler la MOS en profondeur. Par ailleurs, la contribution des racines en lien avec la productivité des cultures est importante, mais il n'est pas clair si cette contribution augmente de façon linéaire avec la productivité. Finalement, dans les zones de production intensive du maïs, les niveaux de MOS sont généralement plus faibles qu'en régions périphériques et bien souvent sous le seuil acceptable pour maintenir la qualité des sols. Les bilans humiques doivent non seulement tendre à maintenir les

niveaux actuels de MOS, mais dans bien des cas à les augmenter à des niveaux acceptables pour maintenir la productivité et la conservation des sols.

3.2 Effet sur les éléments N, P, K, Ca, Mg, la CEC, etc. du sol

Très peu d'études rapportent l'effet du retrait des résidus de culture sur la disponibilité des éléments dans les sols et leur fertilité. Selon l'étude de Blanco-Canqui et Lal (2008), le retrait des résidus de culture peut affecter la teneur en N total du sol, mais dépendrait du taux de retrait des résidus et du type de sol. Dans leurs essais, une réduction significative en N total de près de 25% a été observée dans les premiers 10 cm des loams limoneux Rayne et de Celina avec un retrait complet des résidus (Figure 16). Dans une autre étude, Karlen *et al.* (1994) ont observé une forte baisse en COS et en N total causée par le retrait complet des résidus dans un loam limoneux.

Au niveau du P disponible, l'étude de Blanco-Canqui et Lal (2008) ne rapporte un impact significatif du retrait des résidus que dans le loam limoneux de Rayne où la teneur en P disponible s'est affaïssée de 40% dans le sol en surface de 0 à 10 cm de profondeur. Au niveau du K échangeable, le retrait des résidus a engendré des différences significatives dans tous les sols avec un taux de retrait des résidus égal ou supérieur à 75% (Blanco-Canqui et Lal 2008).

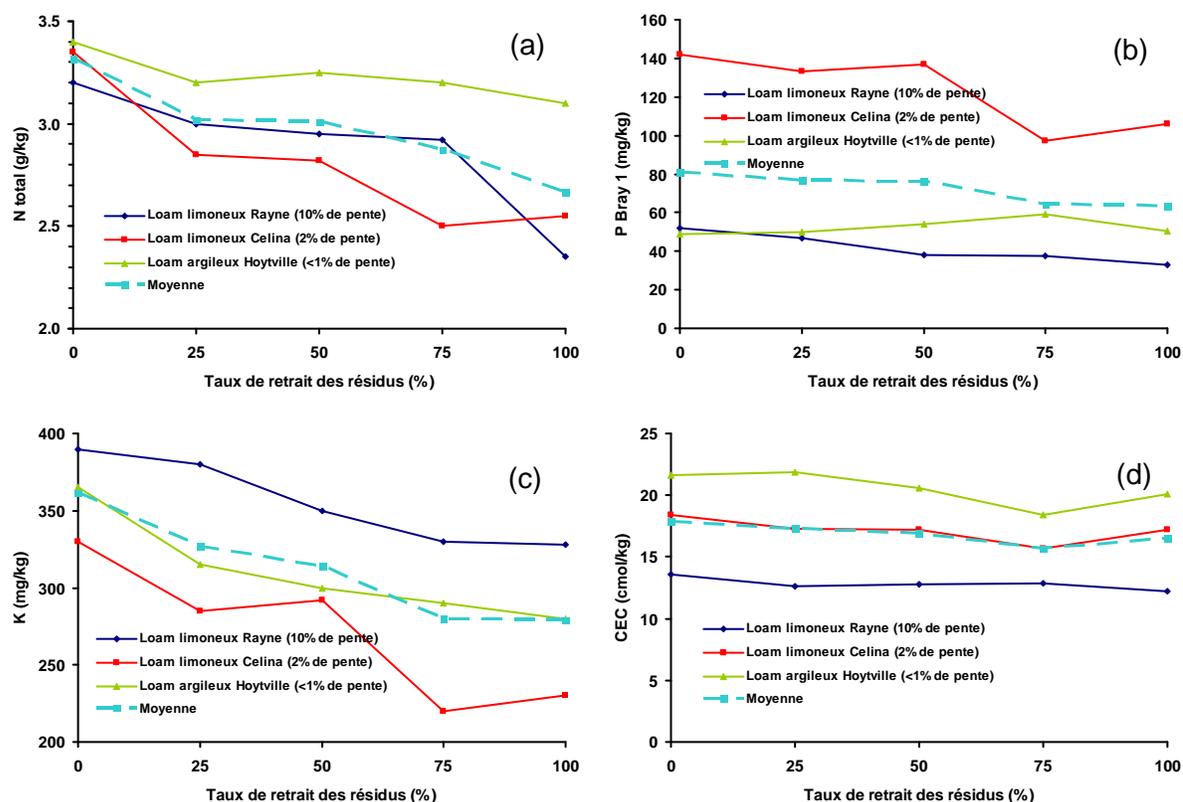


Figure 16 : Évolution de la teneur en N total (a), P disponible (b) K échangeable (c) et de la CEC (d) à la surface du sol (0 à 10 cm de profondeur) selon le taux de retrait des résidus de maïs (d'après Blanco-Canqui et Lal 2009a).

Pour les autres paramètres observés, les teneurs en Ca et Mg échangeables et la CEC diminuaient alors que le pH et la CE (conductivité électrique) augmentaient avec des taux de retrait des résidus plus élevés, mais ce ne sont pas des différences significatives pour les trois sols à l'exception de Ca et Mg dans le loam limoneux Rayne (Blanco-Canqui et Lal 2008). Karlen *et al.* (1984) n'ont pas observé de différence significative au niveau de P, K, Ca, Mg, Mn, ou Zn extractibles dans un loam-sableux avec des retraits de 0, 66 et 90% des résidus de culture.

3.3 Effets sur la biodiversité (microfaune et microflore du sol)

Les résidus de maïs contiennent diverses quantités de polysaccharides, sucres simples, acides aminés, protéines, phénols, cires, etc. Les résidus de maïs sont composés d'environ 29% de composés organiques solubles, 27% d'hémicellulose, 28% de cellulose, 6% de lignine, 9% de cendres et 10% d'azote (Buyanovsky *et al.* 1997). Certains de ces composés se décomposent assez rapidement, d'autres se décomposent plus lentement, certains sont transformés en d'autres composés et certains deviennent de la "colle" biologique à partir de microbes ou d'excréments de vers de terre qui combinent les particules minérales et organiques en agrégats plus gros. Les quantités d'éléments nutritifs, particulièrement celles de l'azote, qui peuvent être conservées dans le sol ainsi que la disponibilité de ces éléments nutritifs et des besoins en engrais pour la production de maïs sont également affectées par la composition chimique de la matière organique du sol. Les agrégats formés par l'activité des vers de terre peuvent contenir des composés qui sont plus résistants à la décomposition que les agrégats formés par les bactéries et les champignons seuls (Marinissen et Hillenaar 1997). Ainsi, la récolte des résidus de culture pourrait avoir des effets indirects sur la stabilité des agrégats par le biais de la baisse de la population de vers de terre. Le carbone organique de la population microbienne peut représenter jusqu'à 20% du COS total. Collins *et al.* (1997) et Karlen *et al.* (1994) ont constaté que de doubler les quantités de résidus de maïs sur un site de l'Iowa pendant 10 ans, a abouti à long terme à une augmentation de la teneur en C d'origine microbienne, ainsi qu'à une augmentation de la stabilité des agrégats et de la teneur totale en COS.

Les espèces biotiques du sol des champs de maïs ont également une incidence sur la dynamique du COS (Holland et Coleman 1987; Edwards 1997) et il a été démontré qu'elles sont affectées par la présence de résidus à la surface (Mann *et al.* 2002). En outre, Karlen *et al.* (1994) ont constaté une diminution de la biomasse fongique et de la population de vers de terre suite à l'enlèvement des résidus de culture et l'utilisation du semis direct. Les vers de terre sont habituellement plus abondants dans les champs de maïs où le travail réduit est pratiqué et de manière générale, il y a une augmentation de l'abondance et de la diversité au fil du temps sans travail du sol (Edwards 1997; Mann *et al.* 2002).

L'étude de Blanco-Canqui et Lal (2007) a également démontré que le retrait des résidus de culture dans de larges proportions entraînait un déclin de la population de vers de terre et une baisse des rendements agronomiques des cultures. Les vers de terre sont impliqués dans la fertilité ainsi que dans les mouvements de gaz et d'eau dans les sols. Dans les cas où la totalité des résidus était retirée, aucun vers de terre n'a été retrouvé (Blanco-Canqui et Lal 2007). Sans vers de terre, la porosité du sol, le contenu en matière organique, la structure du sol et l'infiltration d'eau étaient réduits.

En labour conventionnel du sol, il existe une relation directe (abrasion mécanique et absence de résidus de culture) et une relation indirecte (destruction de l'habitat) entre l'intensité du travail de sol et la baisse ou l'absence de la macrofaune du sol. Cette dernière est donc généralement plus importante en travail réduit du sol qu'en labour conventionnel. L'absence de travail de sol entraîne une plus grande complexité biologique dans le profil du sol en impliquant davantage la macrofaune du sol dans les processus de décomposition microbienne de la biomasse et de formation biogénique des agrégats du sol (Govaerts *et al.* 2009).

3.4 Effets sur le ruissellement et l'érosion des sols

Les érosions éolienne et hydrique sont des phénomènes universels pouvant entraîner des pertes économiques importantes au niveau agricole. En effet, l'érosion cause une diminution de la productivité en arrachant les particules de sol arable riches en matière organique (Wilhelm *et al.* 2004). Les différents facteurs influençant l'érosion sont les conditions climatiques (intensité, durée et fréquence des précipitations; vitesse et quantité d'eau relie à la fonte des neiges), la pente et sa longueur, les propriétés de surface du sol (granulométrie, présence de résidus de culture et quantité de MOS), les conditions de surface du sol (état de drainage et d'égouttement du sol, conditions de gel) la couverture végétale et finalement les pratiques culturales et l'aménagement de surface.

Dans un contexte agricole, les facteurs plus facilement modifiables sont la couverture végétale et les pratiques culturales. En ajustant ces facteurs, il est possible d'avoir un impact sur un autre facteur : les précipitations. Les précipitations seront toujours présentes, mais leur effet sera fonction de la couverture végétale et des pratiques culturales. Des experts de la «Soil and Water Conservation Society» ont souligné le fait qu'il y aurait une augmentation de l'érosion causée par les changements climatiques notamment par l'incidence d'orages plus fréquents et plus violents (Andrews 2006).

L'érosion du sol affecte différentes propriétés associées à la productivité des sols comme la capacité de rétention en eau, les nutriments, la masse volumique apparente, la MOS, etc. La diminution de la capacité de rétention en eau est le principal facteur contribuant à la perte de productivité (Kort *et al.* 1997). Dans une étude du Wisconsin, un sol faiblement érodé retenait jusqu'à 14% plus d'eau dans le premier mètre de profondeur comparativement à un sol sévèrement érodé et lorsque la quantité d'eau disponible à la plante est tombée sous 55 à 60% de la capacité de rétention en eau du sol, l'évapotranspiration du maïs et ses rendements ont significativement diminué dans le sol sévèrement érodé (Andraski et Lowery 1992). Des études aux champs réalisées sur 3 à 10 ans en Indiana rapportent que jusqu'à 34% de baisses de rendement en maïs sont attribuables à l'érosion en relation avec une baisse de 75% de la disponibilité en eau sur les sites sévèrement érodés (USDA-NRCS 1998 cité dans Andrews 2006).

Se basant sur des moyennes régionales de rendement établies sur des périodes variant de 21 à 89 ans dans le Corn Belt américain et des simulations à l'aide de NTRM (Nitrogen tillage residue management), des réductions de rendement en maïs de l'ordre de 10% ont été attribuées à des sols sévèrement érodés par rapport à des parcelles témoins (Shaffer *et al.* 1995). Cette réduction de rendement s'expliquerait par une baisse de la capacité des sols à emmagasiner l'eau disponible pour

les plantes, une moins grande profondeur d'enracinement (sols moins profonds) et une augmentation de la masse volumique apparente.

La présence de résidus de culture à la surface du sol agit comme couverture protectrice en réduisant l'impact des précipitations à la surface du sol et son érosion. De fait, la présence de résidus de culture à la surface du sol réduit l'incidence du ruissellement de l'eau et de l'érosion des sols. Gilley *et al.* (1985) et Lindstrom (1986) ont mesuré le ruissellement en fonction de la quantité de résidus de maïs laissée au sol. Sur la Figure 17, on observe la même tendance dans les deux études, soit une diminution du ruissellement associée à une plus grande quantité de résidus laissée sur le sol. Ainsi, selon Gilley (1985) une couverture du sol de 10% (1,12 tonnes de résidus à l'hectare) entraîne une diminution du ruissellement d'environ 43% par rapport au sol nu, tandis qu'une couverture de 51% (6,73 tm/ha) réduit le ruissellement de plus de 95% par rapport au sol nu.

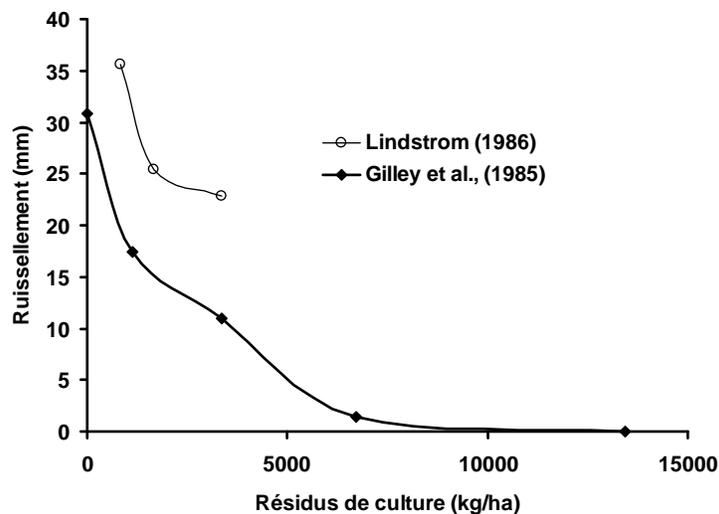


Figure 17 : Effet des résidus de culture sur le ruissellement. Adapté de Andrews d'après Gilley *et al.* (1985) et Lindstrom (1986).

Selon Lal (2007), une masse de résidus de culture de l'ordre d'environ 4 à 6 tm/ha suffirait pour prévenir l'impact des gouttes de pluie et réduire la vitesse et la force de cisaillement résultant du ruissellement de l'eau et du balayement du vent. Mais l'efficacité de cette masse de résidus est aussi affectée par le mode de travail de sol (Andrews 2006; McCool *et al.* 1995). Pour réduire le ruissellement et l'érosion, les résidus laissés en surface avec le semis direct sont plus efficaces que lorsqu'ils sont enfouis avec le labour conventionnel (Figure 18).

En termes de protection du sol contre les pertes par érosion, le couvert de résidus végétaux encouru avec le semis direct ou le travail réduit du sol (sans retrait des résidus) ainsi que dans une moindre mesure le semis direct avec un retrait partiel des résidus permettraient de réduire l'érosion des sols susceptibles, surtout si on les compare aux sols presque nus que génère le travail conventionnel de sol (avec ou sans retrait des résidus) et du travail réduit avec retrait des résidus (Burgess *et al.* 1996 ; Mann *et al.* 2002). En revanche, en absence de résidus de culture, le travail réduit et le semis direct

contrôlent mal l'érosion parce que le ruissellement sur sol nu peut être plus grand sur un sol lisse en semis direct qu'en travail conventionnel (Baker (1987) dans Burgess *et al.* (1996)).

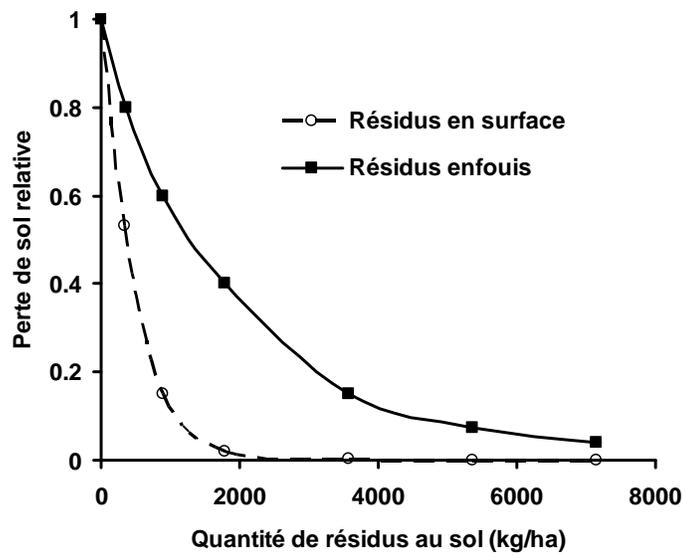


Figure 18 : Relation entre la quantité de résidus laissée au sol en surface ou enfouie et les pertes de sol relatives. Adapté de Andrews (2006) d'après McCool *et al.* (1995).

Les modes de travail de sol ont aussi un effet important sur la quantité de résidus laissée en surface. Si le labour conventionnel ne laisse que 5% des résidus à la surface du sol, que le chisel en laisse entre 40 et 60% et que le semis direct en laisse 100%, le retrait de la moitié des résidus de culture de maïs en semis direct serait comparable en termes de contrôle d'érosion exercé par les résidus de culture à la surface du sol, à l'utilisation du chisel ou du chisel à disque (Mann *et al.* 2002).

Une étude américaine plus ancienne prétendait cependant que jusqu'à 30% des résidus de maïs pouvait être retiré des sols en travail réduit sans engendrer d'impact significatif sur l'érosion et le ruissellement, (Lindstrom 1986) (Figure 19). Ce qui laissait supposer que pour un rendement de 3356 kg /ha de maïs-grain (100% de matière sèche), environ 2350 kg /ha de résidus devaient être laissés au sol en supposant un indice de récolte de 0,50.

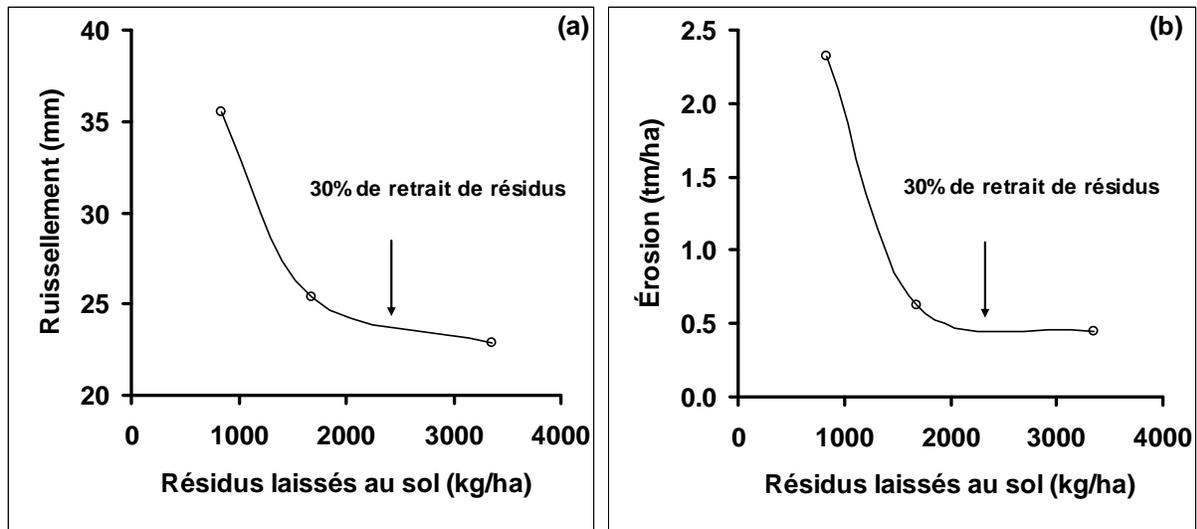


Figure 19 : Impact des quantités de résidus de maïs laissés au sol sur le ruissellement (a) et l'érosion des sols (b) de parcelles en semis direct au Minnesota. Tiré de Lindstrom (1986).

La couverture créée par les résidus dépend des opérations de travail du sol, des quantités et du type de résidus laissés au sol selon les cultures. Ainsi, une couverture de résidus d'au moins 30% de la surface de sol après semis est jugée nécessaire pour qualifier l'ensemble des opérations culturales d'une année de culture comme pratique de conservation des sols (CPVQ 2000). Ainsi, la somme des opérations culturales incluant le travail primaire et secondaire du sol, le semis ainsi que la décomposition des résidus durant l'hiver auront chacun des impacts sur la couverture de résidus présente après le semis, qui peut être calculée à l'aide de pourcentage de résidus restant après chaque opération (Odette Ménard, MAPAQ comm. pers. dans CPVQ 2000).

Soulignons toutefois que sous les conditions climatiques du Québec, le ruissellement en période de fonte des neiges peut être aussi important sinon plus que le ruissellement hortonien (lors de pluie intensive) en saison de croissance. Ces deux formes de ruissellement opèrent différemment, mais la couverture de résidus est autant importante dans ces deux circonstances.

La relation entre la quantité de résidus présente sur le sol et le pourcentage de sol couvert par ces résidus est toutefois non-linéaire et dépend des cultures (Figure 20). Elle est linéaire au départ, mais tend à plafonner après une certaine accumulation de résidus au sol. Les résidus de maïs et de céréales offrent généralement une meilleure protection au sol, que des résidus plus fragiles de canola, haricots, pois ou soya qui se dégradent plus vite. Par ailleurs, les résidus de céréales offrent une protection supérieure à celle du maïs en ce qui a trait à la quantité de résidus laissée au sol.

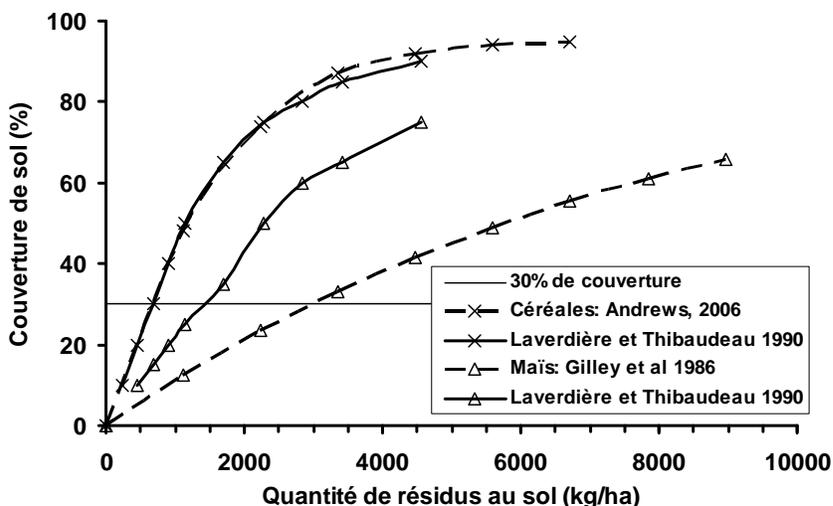


Figure 20 : Relation exponentielle entre la couverture de sol et la quantité de résidus de céréales (adapté de McCool *et al.* 1995; Laverdière et Thibaudeau 1990) et de maïs (adapté de Gilley *et al.* 1986; Laverdière et Thibaudeau 1990) laissée au sol.

Ainsi, une couverture de sol de 30% pourrait être maintenue en semis direct avec seulement 800 kg/ha de résidus de céréales présents au sol après semis, tandis que 1500 à 3000 kg/ha de résidus de maïs seraient nécessaires pour maintenir une couverture adéquate dans les mêmes conditions. Selon l'outil fourni dans CPVQ (2000) pour calculer la quantité de résidus à laisser au sol à l'automne pour avoir la couverture désirée après les semis, la quantité adéquate sous semis direct et en monoculture, serait de :

- $800 / 0,65$ (facteur de décomposition estimé) / $0,83$ (semoir à semis direct de céréales)
= 1500 kg/ha de résidus de céréales
- $1500 \text{ à } 3000 / 0,65$ (facteur de décomposition estimé) / 70 (semoir à maïs avec tasse-résidus)
= 3300 à 6600 kg/ha de résidus de maïs.

Toutes les autres pratiques de conservation (Chisel, pulvérisateur à disques lourd, etc.) ainsi que les passages additionnels pour le travail secondaire (herse, vibroculteur, etc.), auraient pour effet de réduire la couverture de résidus et donc de nécessiter des quantités supérieures de résidus laissées au sol à l'automne.

En conclusion, le maintien d'une couverture de résidus acceptable pour protéger le sol contre le ruissellement et l'érosion nécessite un travail réduit du sol et un minimum de résidu laissé en surface. En céréales, un minimum de 1500 kg/ha de résidus serait nécessaire à la récolte pour maintenir une couverture adéquate après le semis. Un rendement moyen de 3 t/ha (15% HR) d'orge produirait environ 2600 kg/ha de résidus de paille avec un indice de récolte de 53% (Clément *et al.* 2009). Un excédant de 1100 kg/ha de pailles serait donc disponible par rapport au minimum de résidus nécessaire. Un rendement moyen de 7,6 t/ha (15% HR) de maïs-grain produit 6500 kg/ha de résidus

de tiges. Ces résidus laisserait entrevoir un excédant de 2200 à 0 kg/ha de tiges par rapport au 3300 à 6600 kg/ha nécessaires pour protéger le sol contre l'érosion.

3.5 Effets sur la structure : teneur en eau disponible, macro et micro agrégats et température du sol

Les résidus de culture peuvent réduire l'évaporation à la surface du sol et en conserver l'humidité, réduisant ainsi le stress hydrique des cultures en conditions de sécheresse. L'amélioration des propriétés physiques du sol en relation avec les résidus de culture telle une masse volumique apparente du sol plus faible et une plus grande stabilité structurale, engendre également une meilleure infiltration et rétention de l'eau (Andrews 2006). Karlen *et al.* (1994) ont démontré dans une étude de longue durée de 10 ans, qu'en doublant la quantité de résidus de maïs laissée au sol la stabilité des agrégats augmentait à long terme.

La stabilité structurale du sol est aussi corrélée de façon positive avec la MOS et de façon négative avec la teneur en limon et en sable très fin (Grønsten et Børresen 2008). Ces mêmes propriétés affectent aussi l'érodibilité des sols, tel que modélisée dans l'Équation universelle de perte de sol. En général, les sols avec des teneurs élevées en limon et en sables fins et très fins présentent une faible stabilité structurale, des problèmes de battance et des risques accrus d'érosion. Ces sols sont aussi particulièrement sensibles à la dégradation et à la perte de MOS. Le retour des résidus de culture est donc particulièrement important dans ces sols à structure «fondante» ou instable pour apporter de la matière organique fraîche au sol, stimuler la vie microbienne et finalement maintenir une cohésion de différents niveaux entre les particules de sol.

En semis direct, le retrait ou l'ajout de résidus de culture de maïs (0, 50, 100 et 150% de la biomasse de résidus) ont eu un effet marqué sur les teneurs en eau disponible (entre -0,03 et 1,5 Mpa) dans le sol entre 0 et 1,8 m de profondeur, de même que sur les rendements en grain et en résidus de maïs (Figure 21) (Wilhelm *et al.* 1986). De fait, les rendements en grain et en résidus de maïs étaient linéairement reliés aux quantités de résidus laissées au sol, et de façon encore plus marquée avec la disponibilité en eau (positivement) et la température au sol (négativement) résultant des quantités de résidus laissées au sol. Blanco-Canqui et Lal (2007) suggèrent que la présence de résidus de culture permet de modérer la température du sol et de stocker plus d'eau pour l'utilisation par les plantes, ce qui se traduit par une augmentation du rendement des cultures.

Dans une étude menée pendant 3 ans dans le maïs sous irrigation au Nebraska, des interactions complexes ont été trouvées entre la fertilisation azotée, le retrait des résidus de culture, la température du sol et les rendements (Sims *et al.* 1998). Cette étude suggère que lors de printemps froid se réchauffant lentement, les rendements étaient réduits lorsque les résidus n'étaient pas enlevés à moins qu'une forte fertilisation azotée n'ait été apportée. Pour les printemps plus chauds, les rendements étaient plus élevés lorsque les résidus étaient laissés au sol. Alors qu'au contraire, une étude sur 3 ans au Minnesota rapporte que le retrait des résidus cause un gel plus profond des sols lors de l'hiver et donc un dégel printanier plus tardif (Sharratt *et al.* 1998).

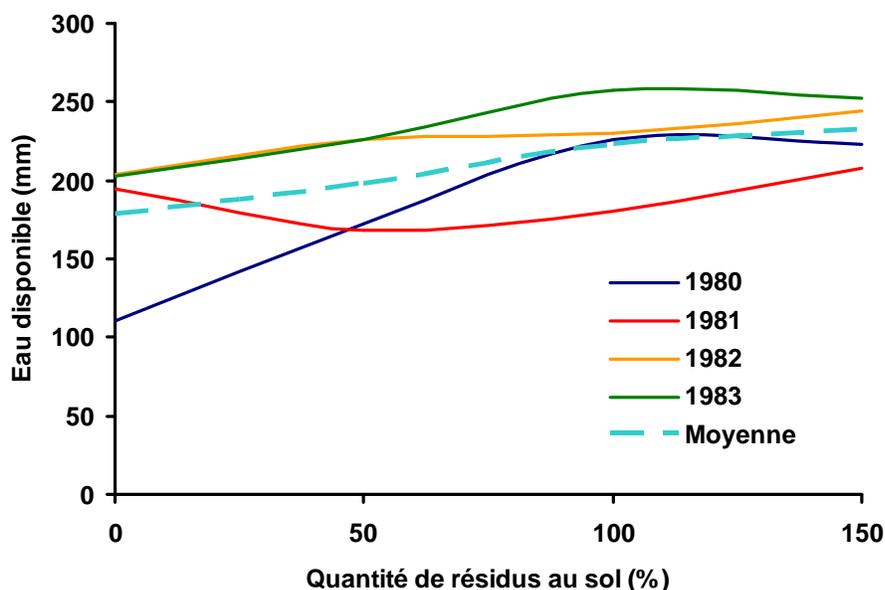


Figure 21 : Eau disponible selon la quantité de résidus au sol. Adapté de Wilhelm *et al.* 1986.

En climat froid, un excès de résidus de culture en semis direct peut réduire les rendements en abaissant la température du sol et en réduisant le taux de germination. Au Québec, l'émergence du maïs après 2 à 3 semaines était plus faible en semis direct sans retrait des résidus et ce, trois années sur trois, tandis que les rendements ont été affectés deux années sur trois en semis direct sans retrait des résidus par rapport aux autres pratiques (Burgess *et al.* 1996). Cela s'expliquerait par le contact faible entre le sol et la semence lorsqu'il y a présence d'une grande quantité de résidus au sol (le coutre peut avoir de la difficulté à traverser les résidus) (Burgess *et al.* 1996). Ces auteurs préconisent en conclusion la rotation des cultures et la modification des semoirs afin de prévenir un excès de résidus sous les semences tout en permettant le travail réduit du sol. D'autres travaux réalisés en Ontario ont comparé le semis direct au travail réduit sur la zone de semis (zone tillage) et le retrait partiel des résidus sur le rang de maïs (Beyaert *et al.* 2002 ; Fortin 1993). Sans observer d'effets significatifs au niveau des rendements, des améliorations ont été notées sur l'environnement de la semence, au niveau de la température du sol avec le travail réduit de la zone ou le retrait partiel des résidus, tandis que la teneur en eau dans le sol était généralement plus élevée sous semis direct avec ou sans résidus de culture.

Dans l'étude de Blanco-Canqui et Lal (2008), le retrait des résidus de culture a eu pour effet de réduire le pourcentage des macro-agrégats (>4,75mm) de 2,3 à 2,7 fois dans trois loams limoneux ou argileux ainsi que de doubler la proportion de micro-agrégats (<0,25mm) dans les trois sols.

3.6 Effets sur la compaction des sols

La récolte des résidus entraîne une augmentation du nombre de passage de la machinerie au champ. Différents scénarios de récolte de la fibre de maïs sont envisageables avec diverses incidences sur la compaction des sols. Voici les scénarios proposés par Savoie (2005) :

-
- Traitement des résidus avec une déchiqueteuse après le battage des grains, suivi d'un râtelage après un séchage préalable et finalement ramassage des andains soit avec une presse ou une fourragère. (Représente 3 passages supplémentaires de machinerie au champ après le battage; les résidus sont récoltés secs.)
 - Formation d'un andain directement à la sortie de la batteuse en arrêtant le système de dispersion de la paille et ramassage des andains avec presse ou fourragère. (1 passage supplémentaire; les résidus sont récoltés humides)
 - Modification de moissonneuse-batteuse pour combiner la récolte de la fibre et du grain simultanément. (Aucun passage supplémentaire mais exige deux tracteurs-wagons pour récolter le grain et la fibre séparément).

Le mode de récolte des résidus dépendra aussi de la filière vers laquelle ils sont destinés, soit pour la production d'éthanol cellulosique ou pour une plateforme thermo-chimique (Johnson *et al.* 2007). Dans des systèmes à passage unique, la hauteur de récolte des tiges et des épis peut être ajustée vers le haut pour optimiser la vitesse d'avancement, la qualité du matériel cellulosique et le maintien d'une biomasse suffisante pour le contrôle de l'érosion. En revanche, même si cette hauteur peut sembler optimale, dans une rotation maïs-soya en semis direct, la quantité de biomasse nécessaire pour maintenir le bilan humique du sol à un niveau acceptable peut demeurer insuffisante selon les calculs avancés par Johnson *et al.* (2006a et b) et la productivité actuelle du maïs-grain sous nos conditions.

3.7 Effets sur les rendements

Quelques études américaines rapportent des effets négatifs à long terme du retrait des résidus de culture de maïs sur les rendements du maïs-grain (Wilhelm 1986; Blanco-Canqui *et al.* 2009), tandis que Karlen *et al.* (1984 et 1994) rapportent des effets mitigés du retrait de ces résidus (Figure 22).

Dans une étude de longue durée conduite dans le maïs-grain au Minnesota, Linden *et al.* (2000) ont comparé trois modes de travail de sol (semis direct, chisel, labour conventionnel), trois niveaux de fertilisation azotée (0, 100, et 200 kg N/ha) et le retrait ou non des résidus de maïs. L'utilisation du semis direct sur une longue période (13 ans) a démontré une baisse de rendement à partir de la cinquième année par rapport au labour conventionnel avec la charrue à versoirs (rendement supérieur) et le chisel (rendement intermédiaire). Dans cette expérience, le retrait des résidus ne semble pas avoir affecté les rendements au cours des ans, mais le retour des résidus au sol a toutefois eu un effet bénéfique lors des années sèches en préservant la réserve en eau utile du sol (Linden *et al.* 2000). L'effet du retrait des résidus de culture sur les rendements peut donc dépendre du climat et des conditions hydriques au sol. Au Québec, l'eau est généralement excédentaire au printemps et à l'automne et quelques épisodes de sécheresse peuvent survenir durant l'été.

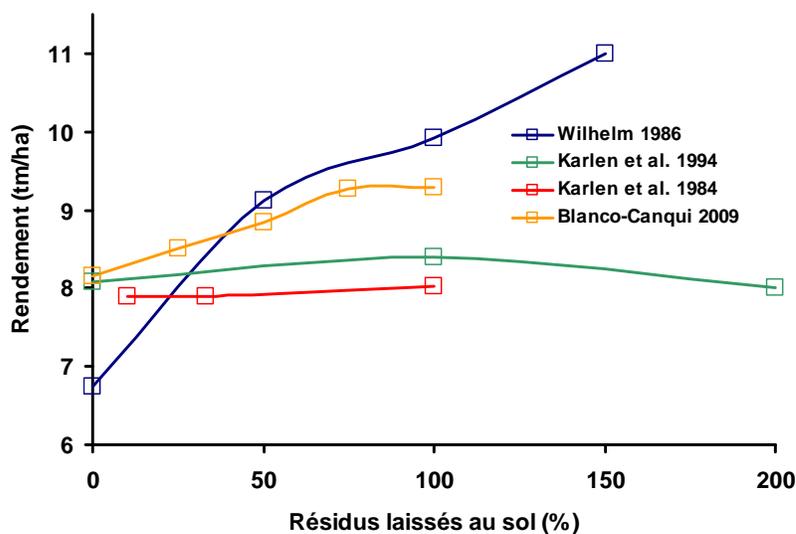


Figure 22 : Rendements moyens observés selon la quantité de résidus laissée au sol. Adapté de Blanco-Canqui 2009, Karlen *et al.* 1984, Karlen *et al.* 1994 et Wilhelm 1986.

Sous le climat tempéré froid du nord est de l'Amérique du Nord, les résidus de tiges de maïs accumulés à la surface du sol peuvent causer un ralentissement du développement et de la croissance du maïs en début de saison en raison des températures plus froides du sol sous couvert de résidus (Beyaert *et al.* 2002 ; Burgess *et al.* 1996 ; Fortin 1993), mais l'impact au niveau des rendements n'est pas toujours perceptible. En comparant le labour conventionnel, le semis direct et les retraits partiels ou totaux des résidus de culture dans l'allée d'un semis direct, Fortin (1993) n'a pas noté de différence significative au niveau des rendements en fin de saison, malgré certaines conditions de croissance inférieures (température du sol, émergence, apparition des feuilles, hauteur des plants) enregistrées en semis direct avec les résidus de culture laissés à la surface du sol. Burgess *et al.* (1996) rapportent dans une étude menée au Québec, une interaction importante deux années sur trois, entre le mode de travail de sol (semis direct, travail réduit et labour conventionnel) et le retrait ou non des résidus de culture. Sous travail conventionnel, les résidus de culture améliorent les rendements en grain et totaux du maïs (grain et tiges), tandis qu'ils réduisent ces rendements sous semis direct (Figure 23).

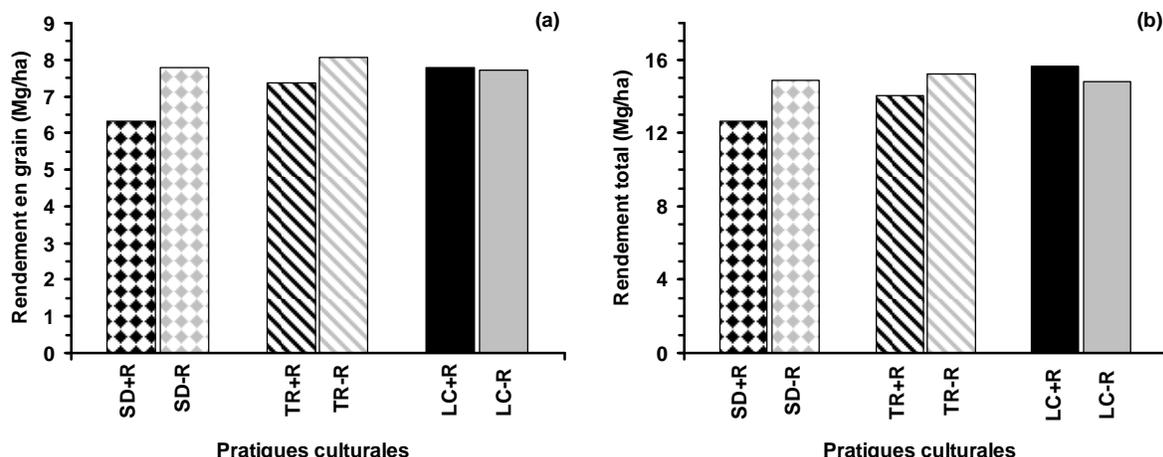


Figure 23 : Rendement en grain (a) et total (grain + tiges) (b) selon les pratiques culturales (SD = semis direct, TR = travail réduit, LC = labour conventionnel, + R = avec résidus, - R = sans résidus). Adapté de Burgess *et al.* 1996.

Burgess *et al.* (1996) expliquent que sous les résidus de culture accumulés en semis direct, le faible taux d'émergence et le retard dans l'émergence des plantules étaient reliés à la difficulté de semer à travers les résidus de culture de même qu'aux températures plus fraîches du sol sous résidus. Néanmoins, les auteurs prônent une meilleure rotation des cultures plutôt qu'un retrait des résidus de culture sous semis direct en sols de texture fine à moyenne. Dam *et al.* (2004) rapportent pour le même site que Burgess *et al.* (1996), les effets des mêmes traitements de travail du sol et de retrait des résidus de culture durant 12 années consécutives de culture de maïs-grain sans observer d'effets significatifs sur les rendements. Des retards importants ont toutefois été observés dans l'émergence du maïs dans les parcelles en semis direct où les résidus de culture étaient maintenus en place, mais sans affecter les rendements.

Beyaert (2002) ont aussi noté un abaissement des températures au sol sous le couvert des résidus de culture en semis direct ainsi que quelques retards au niveau de l'émergence du maïs, mais les différences au niveau des rendements entre le labour conventionnel, le semis direct et le travail en bande de la zone de semis (zone tillage) étaient non significatives deux années sur trois. Toutefois, l'humidité du grain était systématiquement plus élevée les trois années d'essai sous semis direct, soit 8% plus élevée que sous labour conventionnel, indiquant un retard au niveau de la maturité du grain.

3.8 Conclusion sur le retrait des résidus de culture

De nombreuses études témoignent des bénéfices que procurent les résidus de culture laissés au sol. En fournissant de la matière organique fraîche, les résidus de culture contribuent à maintenir la matière organique du sol à des niveaux suffisants pour soutenir plusieurs fonctionnalités importantes du sol, soit l'activité microbienne pour la mise en disponibilité des éléments nutritifs à la plante, la formation d'agrégats et la structure du sol qui conditionnent l'infiltration et la rétention en eau dans le sol. Les résidus de culture agissent aussi comme barrière physique surtout en travail réduit de sol, lorsqu'ils sont laissés à la surface, en protégeant le sol contre l'impact des précipitations et du

ruissellement de l'eau. Finalement, les résidus de culture temporisent les échanges thermiques entre le sol et l'atmosphère. Sous nos conditions froides au printemps, cette dernière fonctionnalité pourrait ralentir le réchauffement du sol ou encore nuire au placement de la semence et son contact avec le sol.

Plusieurs études ont démontré des impacts négatifs du retrait des résidus sur la teneur en matière organique du sol et sur plusieurs des fonctionnalités qui lui sont associées, et de façon plus marquée lorsque ce retrait dépasse un seuil minimal de résidus laissés au sol. Par exemple, le retrait des résidus de culture augmenterait les risques de ruissellement et d'érosion des sols lorsque la couverture que procurent les résidus est inférieure à 30% de la surface du sol après le semis. Le retrait des résidus aurait aussi des effets négatifs sur la compaction des sols, la stabilité des agrégats et la disponibilité des éléments nutritifs dans le sol. Sur les rendements, les effets du retrait des résidus pourraient être plus mitigés. Une accumulation trop importante de résidus de maïs par exemple, pourrait nuire au réchauffement du sol ou au placement de la semence. La culture du maïs-grain en continu sous semis direct occasionne une telle accumulation de résidus et commande l'usage de tasse-résidus sur les semoirs. Dans des successions culturales où le maïs n'est pas cultivé en continu, cette accumulation de résidus de maïs causerait moins de problèmes.

Comme règle générale, un minimum de 2 tm C/ha/an en provenance des résidus de culture a souvent été avancé pour maintenir un bilan humique stable et les autres fonctionnalités du sol. Une analyse d'études américaines a cependant établi à 3 tm/ha la quantité minimale de C à laisser au sol lorsque le maïs est cultivé en labour conventionnel et à 2,1 tm/ha lorsqu'il est cultivé en semis direct. Théoriquement, sous semis direct et dans des conditions de productivité élevée aux États-Unis, une certaine quantité de résidus pourrait donc être retirée sans nuire au bilan humique, surtout lorsque le maïs est cultivé en continu. Et à ces niveaux de retour, la couverture du sol serait généralement suffisante pour contrer les problèmes d'érosion et rencontrer les critères d'une pratique de conservation des sols. Par contre, il est généralement reconnu que la culture du maïs en continu ne permet pas de soutenir des rendements aussi élevés qu'en rotation avec le soya et d'autres cultures.

En général, la monoculture de maïs entraîne des effets négatifs sur la qualité des sols et de l'eau qui ne permettent pas de maintenir ou de produire de hauts rendements de façon durable. À ce moment, le problème doit plutôt être abordé sous l'angle de l'intensification de la culture du maïs dans une perspective régionale, tel que présenté à la section 2 sur l'impact des cultures annuelles à grand interligne. En effet, le revenu additionnel tiré du retrait des résidus de culture de maïs pourrait inciter les producteurs à intensifier la production de cette culture dans leur rotation et finalement au niveau régional.

Par ailleurs, sous nos conditions froides et humides, il n'a pas été démontré que le semis direct conduise à des accumulations supérieures de matière organique dans le sol par rapport au labour conventionnel, du moins lorsqu'une profondeur de 0 à 60 cm de sol est considérée. Certes, le semis direct conduit à des accumulations de MOS en surface de 0 à 10 cm de profondeur, mais le labour conduit à des accumulations de MOS en profondeur sous la couche de labour. Sous nos conditions, ces deux modes de travail du sol s'équivalent en termes de séquestration du carbone. Le semis direct peut causer certains problèmes d'accumulation de résidus en surface sous culture de maïs en

continu, mais cette pratique ne garantirait pas plus le maintien du bilan humique que le labour conventionnel si une partie des résidus de culture est prélevée du champ sans considération ni du rendement la culture, ni de la teneur initiale en MOS.

Le niveau minimal de MOS est un des aspects majeurs à tenir compte lors de l'évaluation de l'effet du retrait des résidus de culture sur la qualité du sol ou de son bilan humique. Un examen grossier de la situation au Québec nous révèle que les sols sont généralement moins bien pourvus en matière organique dans les régions où les cultures annuelles et celle du maïs en particulier sont prépondérantes. Les sols de plusieurs municipalités où les rendements moyens seraient à la limite suffisants pour permettre un retrait d'une partie des résidus de culture, se trouveraient déjà sous le seuil qualifié d'acceptable ou de niveau minimal de 4,5% de MOS pour les sols argileux (30% d'argile), lesquels se retrouvent majoritaires dans la plaine du Saint-Laurent.

L'utilisation de modèles de simulation du bilan humique ou du bilan de carbone nous révèle premièrement que le retrait des résidus de culture serait possible à mesure que la productivité des cultures augmente. Deuxièmement, il serait plus facile de maintenir à l'équilibre des faibles teneurs en MOS que des teneurs plus élevées et donc le niveau minimal de MOS à maintenir pour avoir un sol de qualité est critique. Ces modèles sont aussi à la hauteur de nos connaissances en ce qui concerne la contribution des résidus aériens et racinaires des cultures à la MOS, à l'effet du travail réduit sur la MOS et à la vitesse de minéralisation de la MOS sous nos conditions. Finalement, même si les modèles permettent de calculer la quantité de résidus qui pourrait être retirée sans nuire au bilan humique lorsque les rendements sont élevés, il n'en demeure pas moins important de considérer à la fois le niveau actuel de MOS et la qualité du sol, avant d'envisager une telle pratique. Par exemple, lorsque le niveau de MOS serait de 5% ou légèrement supérieur au niveau minimal de 4,5% pour un sol argileux, un rendement de 12 tm/ha de maïs en continu ne permettrait qu'un retrait de 5 et 25% des résidus sous labour conventionnel et semis direct respectivement.

Les niveaux actuels de MOS des régions les plus productives dans lesquelles le retrait des résidus de maïs pourrait être envisagé sont d'ailleurs près des limites acceptables, ce qui implique que dans certains champs les niveaux de MOS pourraient permettre le retrait des résidus tout en maintenant la productivité et les fonctionnalités du sol, tandis que dans d'autres champs voisins, ils ne le pourraient pas.

3.9 **Recommandations**

Étant donné l'incertitude demeurant autour de l'impact du retrait des résidus de culture, les recommandations suivantes sont émises.

1- Le retrait des résidus de culture devrait au moins faire l'objet d'un encadrement et d'un suivi rigoureux par un professionnel, en l'occurrence un agronome. Cet encadrement devrait inclure une analyse du niveau actuel de MOS dans les sols, de la productivité des cultures mesurée à la ferme et aussi une appréciation de la qualité des sols en termes de problème de dégradation liés à un manque de matière organique (déstructuration, battance, compaction, érosion). Des recommandations sur la quantité de résidus récoltable devraient être émises par champ en tenant compte des rendements

moyens mesurés au champ, des apports externes de matières organiques et des analyses de sol. Ces quantités pourraient être calculées à l'aide d'un logiciel comme le Bilan Humique dans le cas où les sols seraient jugés suffisamment pourvus en MOS au départ.

Un suivi devrait par ailleurs être mis en place pour vérifier à moyen (5 ans) et long terme (plus de 10 ans), si la pratique conduit à un appauvrissement en MOS ou à une détérioration de la qualité des sols, notamment au niveau de la compaction engendrée par les passages supplémentaires liés à la récolte de résidus dans des conditions non idéales, de la déstructuration du sol, de la baisse de disponibilité des nutriments, etc. Ce suivi nécessiterait l'élaboration et l'utilisation d'un protocole rigoureux pour mesurer dans les champs visés, l'évolution temporelle des différents indicateurs liés à la MOS du sol. À notre connaissance, aucun protocole de la sorte n'a été validé en termes de rentabilité, de faisabilité et d'efficacité à détecter des différences significatives de ces indicateurs chez les producteurs.

2- Un protocole de suivi de la teneur en MOS chez les producteurs devrait être élaboré et validé. Tel que rapporté dans la section suivante sur le bilan de la matière organique, la mesure d'une variation de stock de MOS au champ implique des mesures de profondeur et de masses volumiques apparentes en plus des concentrations en MOS. Il n'est pas prouvé qu'un simple suivi de la concentration de MOS ne permette de détecter des différences significatives de stock. Par ailleurs, la variabilité de la teneur en MOS dans les champs implique un échantillonnage intensif qui pourrait ne pas être rentable dans le cadre d'un protocole de suivi. La mise en place d'un suivi chez des producteurs demande également des ententes de collaboration qui doivent être respectées à moyen et long terme.

3- Nous avons tenté de définir dans la section sur le bilan de la matière organique les niveaux minimaux de MOS qu'il faut maintenir dans les sols légers et les sols lourds pour maintenir leur fonctionnalité. Tel que rapporté dans cette section, ces niveaux minimaux de MOS peuvent servir de point de repère, mais devraient faire l'objet d'une étude plus approfondie pour évaluer si de tels niveaux minimaux peuvent être déterminés pour les différentes conditions pédoclimatiques du Québec.

4 Les impacts environnementaux liés aux cultures en émergence

4.1 Cultures intensives sur rotations courtes (CIRC) de saule et de peuplier hybride

Le peuplier hybride (*Populus* spp.) et le saule (*Salix* spp.) à croissance rapide sont communément utilisés au Canada pour des courtes rotations forestières (CRF) d'environ 10 ans et de plus en plus en cultures intensives sur courtes rotations (CIRC) de 2 à 3 ans (Labrecque et Theodorescu 2001; Samson *et al.* 1999). Leur rendement potentiel (sur base annuelle) est le plus élevé en Colombie-Britannique, avec une valeur de 9 à 12 tm/ha de matière sèche (MS) pour le peuplier et de 10 à 15 tm/ha de MS pour le saule. Le rendement potentiel au Québec et en Ontario varie de 2,5 à 7 tm/ha de MS pour le peuplier hybride et de 7 à 12 tm/ha de MS pour le saule (Samson *et al.* 1999). Dans un sol mal drainé du sud-ouest de Montréal, Labrecque et Theodorescu (2003) rapportent une production (sur base annuelle) de 15 tm/ha de MS lors du premier cycle de trois ans dans une CIRC de saule (*Salix viminalis*) fertilisée avec des boues municipales et une production de plus de 23 tm/ha de MS lors du deuxième cycle de production. Dans une argile Saint-Rosalie de la région de Lanaudière, une production annuelle de 16 tm/ha de MS a également été mesurée sur un cycle de deux ans dans une CIRC de saule (*Salix miyabeana* SX64) fertilisée avec des engrais minéraux ou du lisier de porc (Cavanagh *et al.* 2010). Dans des essais de comparaison de 12 clones de saules et de peuplier dans le sud-Ouest de Montréal, *Salix miyabeana* (SX64) et *Salix sachalinensis* (SX61) ont produit sur un cycle de deux ans des rendements de 17 et 16 tm/ha de MS respectivement (Labrecque et Theodorescu 2005). En conditions plus froides et sur des sols moins fertiles, les rendements pourraient être beaucoup plus bas, mais des résultats préliminaires obtenus lors de la 3^{ième} année d'une CIRC de saule sur sol argileux en Abitibi indiquent un bon potentiel de rendement pour cette région (Charles Provost, comm. pers.).

Ces plantes ont des besoins en eau très importants avec une capacité d'évapotranspiration allant jusqu'à 18 litres par plante par jour (Martin et Stephens 2006). Dans une plantation de 18 000 plants/ha, cette évapotranspiration équivaldrait à 25 mm par jour. Dans des conditions de sécheresse, ce facteur peut donc limiter les rendements. Par exemple, Samson *et al.* (1995) ont estimé qu'au Québec, avec des précipitations moyennes d'environ 1000 mm, quelques 400 mm seraient disponibles pour la croissance du saule (i.e., 40% des précipitations), et le rendement potentiel serait alors plafonné aux environs de 10 tm/ha de MS. Tel qu'indiqué par une étude de Abrahamson *et al.* (1994) dans l'état de New York, l'irrigation du saule a des effets majeurs ; avec une production de 27,5 tm/ha de MS sous irrigation et seulement 8,9 tm/ha sans irrigation. Le saule peut s'adapter à différents types de sols, mais il performe mieux dans les sols argileux et mal drainés alors que le peuplier exige préférentiellement un sol loameux ou argileux, riche et profond, possédant un bon drainage (Sigouin et Gaussiran 2006). De façon générale, la plupart des études indiquent que les CRF et les CIRC peuvent avoir un effet positif sur l'environnement, si elles sont bien gérées, par exemple, en améliorant les propriétés des sols, en favorisant la nidification et en augmentant la biodiversité (e.g., Börjesson 1996 1999 ; Jonsson 1992 ; Bergman *et al.* 1994 ; Kort *et al.* 1998 ; Bouwman 1990 ; Makeschin 1994 ; Rijtema et Vries 1994 ; Andersson 1990 ; Samson *et al.* 1999; Kahle *et al.* 2007; Rowe *et al.* 2009). Cependant, durant l'année d'établissement, lors de la récolte et après celle-ci, des

impacts négatifs peuvent se produire sous forme de pertes de couverture végétale, de minéralisation de la matière organique du sol et de la biomasse accumulée, d'érosion des sols et de dégradation de l'habitat faunique, par exemple.

4.1.1 Effet sur le carbone organique du sol (COS)

Saule à croissance rapide

Le saule en CIRC contribue à un bilan positif du COS avec le recyclage des feuilles, des racines et des troncs sénescents, tandis que les tiges sont régulièrement récoltées et exportées à tous les deux ou trois ans. Dans une étude au Québec, Zan (1998) et Zan *et al.* (2000) ont estimé que la quantité de C dans les racines de salix en fin de saison représentaient environ 370 g C/m², jusqu'à une profondeur de 60 cm. De cette quantité, environ 60% étaient des racines fines (< 2 mm), 50% de ces racines fines se retrouvaient dans les 15 premiers cm du sol, tandis que 40% de ces racines se retrouvaient dans les 15 à 30 cm de la surface du sol. Il est bien documenté que les racines du saule sont dominées par des racines fines et sont surtout localisées dans les couches de sol supérieures, avec 60 à 80% des racines dans les 30 premiers cm du sol (Rytter et Hansson 1996 ; Rytter 1997 ; Barkley 1983). Cependant, comparativement à la plupart des cultures agricoles, le saule a aussi un système racinaire dont les racines plus grossières (> 2 mm) pénètrent plus en profondeur (Zan 1998). Heinsoo *et al.* (2009) ont mesuré des biomasses de racines fines variant de 1,8 à 3,8 tm/ha de MS, principalement influencées à la baisse par la fertilisation et dont environ 40% étaient concentrées dans les premiers 10 cm de sol.

Samson *et al.* (1999) ont compilé les données suivantes, provenant d'études européennes sur la biomasse racinaire de *salix* : 90 à 140 g C/m² durant les trois premières années de plantation en Suède (Ericsson 1984) ; 140 g C/m² durant la première année en Écosse (Cannell *et al.* 1987) ; 140 à 230 g C/m² durant la 4^{ième} année de plantation et 180 à 270 g C/m² pour la 6^{ième} année de production en Angleterre (Matthews *et al.* 1994). Ils ont conclu qu'en moyenne, la biomasse des racines représentait approximativement 20% de la biomasse aérienne (Samson *et al.* 1999).

Dans d'autres études en Suède, il a été estimé que pour un rendement en matière sèche de 10,0 tm/ha, il y a un apport annuel de C au sol d'environ 200 à 450 g C/m² (Sjödahl *et al.* 1994). De cette quantité environ 65 à 150 g C/m² proviennent des racines (soit 1/3), et 135 à 300 g C/m² (i.e., 2/3) proviennent du feuillage. Les estimés des apports annuels de C au sol utilisés par Ågren *et al.* (2008) étaient par contre plus faibles. Ils ont en effet considéré que la culture de saule en Suède laissait environ 125 g C/m² sous forme de feuilles et de racines fines pendant une année de production. Toutefois, ils ont considéré un rendement en matière sèche un peu plus faible que celui de Sjödahl *et al.* (1994). Ces derniers estimés étaient basés sur une étude de Grelle *et al.* (2007), qui considère que les apports sous forme de racines et feuillage sont approximativement égaux à 50% du rendement de la biomasse aérienne.

Deux études d'envergures ont été menées au Québec avec des mesures en parcelles expérimentales qui permettent d'estimer les changements de COS sous le saule. Il s'agit de deux études comparatives effectuées près du campus MacDonald à Sainte-Anne-de-Bellevue par Zan (1998) et Mehdi *et al.*

(1999). L'objectif était de comparer le stockage de COS pour le saule sur un site fertile et un site moins fertile. Les niveaux de COS étaient comparés à ceux observés dans un sol sous forêt mature et en état stable, dans un champ abandonné depuis une vingtaine d'années, ainsi que dans un champ en maïs. Pour le site fertile, le saule avait un niveau plus élevé en COS. Cependant, pour le site moins fertile les différences étaient beaucoup moins importantes et celles-ci n'étaient pas significatives entre les écosystèmes.

Afin de comparer les quantités annuelles de C apportées au sol par le saule avec celles apportées par des cultures conventionnelles, nous avons considéré que la quantité moyenne de racines de saule serait de l'ordre d'environ 225 g C/m^2 (en se basant sur les valeurs mentionnées ci-haut). À cette quantité s'ajouterait une quantité deux fois plus élevée qui proviendrait du feuillage, soit 450 g C/m^2 , pour un apport total de 675 g C/m^2 . En guise d'exemple, ces valeurs sont comparables à celles prévues par les modèles Bilan Humique (BH) ou ICBM pour un rendement en maïs-grain de 11 tm/ha de MS, soit 247 g C/m^2 sous forme de biomasse racinaire et exsudats et 422 g C/m^2 sous forme de tiges pour un apport total de 669 g C/m^2 .

Cependant, nous ne pouvons pas déterminer la quantité de C en provenance du saule qui sera intégrée à la matière organique du sol (MOS) comme nous l'avons fait pour le maïs-grain avec les modèles Bilan Humique (BH) ou ICBM, parce que ces deux modèles n'ont pas été validés sous des conditions agroforestières. Entre autres, nous ne pouvons pas utiliser les mêmes coefficients isohumiques, ni pour les racines ni pour les résidus aériens (i.e., le feuillage du saule). Par exemple, les racines fines du saule ont un taux de décomposition différent de celles des plantes agricoles (Dr. Ågren, *Swedish University of Agricultural Sciences*, comm. pers.). De plus, le taux de minéralisation dans une plantation de saule est sans doute différent de celui d'un champ agricole, notamment en raison des différences dans le régime hydrique et au niveau de la température du sol. Par conséquent, le paramètre k_2 (i.e., taux de minéralisation de la MOS) du BH n'est probablement pas adapté pour une plantation de saule.

Il existe des modèles qui ont été spécifiquement conçus pour simuler le bilan du COS sous conditions agroforestières. Des analyses environnementales ont été réalisées avec quelques-uns de ces modèles en Suède à titre expérimental sur de très longues périodes de simulation. Toutefois, comme il n'existe pratiquement pas de données de terrain d'une telle durée, ces modèles n'ont pas nécessairement été validés pour réaliser de telles simulations. Par exemple, dans son analyse environnementale, Börjesson (1999) estime que le saule augmenterait le COS de l'ordre de 50 g C/m^2 par année durant une période de 50 ans dans les sols minéraux, après quoi ceux-ci atteindraient un nouvel équilibre en COS. Nous n'avons pas d'expertise propre sur la dynamique du COS en sols agroforestiers donc il nous est difficile de porter un jugement sur la validité de tels résultats.

Une autre étude impliquant des simulations de longue durée (300 ans), a été réalisée en Suède par Ågren *et al.* (2008) avec deux modèles: le modèle Q et The cup Model. Les résultats ont montré que, lorsque le saule était cultivé sur des champs agricoles, il n'y avait pas de changements majeurs sur le stock de COS, quoique l'effet puisse être légèrement positif. Ils ont également examiné le scénario où le saule était implanté sur un site forestier. Dans ce cas, la production de résidus de culture était

élevée au début, mais la contribution de ces résidus à la MOS était faible en raison de leur décomposition élevée. Ainsi, le stock de COS a diminué lentement pendant une cinquantaine d'années. Après cette période de temps, la qualité des résidus de culture a diminué, de sorte que leur taux d'humification a augmenté. Le stock de COS a alors commencé à augmenter, mais très lentement. Les auteurs ont donc conclu, qu'à long terme, il n'y aurait pas d'effet majeur si le saule était implanté sur des sols agricoles ou forestiers. Cependant, les auteurs ont souligné la relativement grande incertitude entourant ces estimés.

Peuplier hybride

Comme pour le saule à croissance rapide, il est bien documenté que les racines du peuplier hybride sont aussi dominées par des racines fines, et sont surtout présentes (60 à 80% des racines) dans les 30 premiers cm du sol (Samson *et al.* 1999). Ces auteurs ont compilé les données suivantes sur la biomasse racinaire du peuplier hybride : 320 à 430 g C/m² à la 7^{ième} année de plantation en Ontario (Barkley 1983) ; 90 à 140 à la 2^{ième} année ; 230 à la 4^{ième} année et 270 g C/m² à la 11^{ième} année de production en Angleterre (Matthews *et al.* 1994). En moyenne, tout comme pour le saule à croissance rapide, on peut considérer que la biomasse racinaire représente approximativement 20% de la biomasse aérienne (Samson *et al.* 1999).

Les résultats rapportés dans la littérature sur la séquestration du COS sont assez variables. La plupart des études ont été effectuées aux États-Unis. Par exemple, dans une étude sur 11 sites situés dans un gradient à travers les états de Dakota du Nord, Minnesota, Iowa et Wisconsin, Hansen (1993) a trouvé que les plantations de peuplier hybride peuvent augmenter significativement le COS. Il y avait une légère diminution de COS lors de l'établissement des plantations, mais par la suite (après 12 à 18 ans) le COS dans les plantations de peuplier était plus élevé, comparativement aux sites adjacents sous prairie ou avec des cultures agricoles annuelles à interlignes. Cependant, cet auteur a également observé une diminution de COS dans la couche de sol 0 à 30 cm, en début de plantation. Le taux de séquestration du COS pour les plantations âgées de 12 à 18 ans dans la couche de sol 0 à 100 cm était estimé à 163 ± 16 g C/m² par année. Pour une plantation plus âgée de 30 ans, le taux de séquestration de COS était plutôt de l'ordre de 320 g C/m² par année.

Cependant, dans une autre étude menée dans les mêmes états (Minnesota, Wisconsin, Iowa et Dakota du Nord), sur 27 sites cultivés en peuplier hybride sur des périodes allant jusqu'à 12 ans, Coleman *et al.* (2004) ne rapportent aucun effet positif du peuplier sur le COS, comparativement aux sites agricoles adjacents. Dans une étude similaire à celle de Hansen (1993), Grigal et Berguson (1998) avaient constaté qu'avec des apports annuels de C au sol aussi faibles que 120 g C/m² provenant des racines, il n'était pas possible de mesurer des augmentations significatives de COS. Sartori *et al.* (2007) ont tiré les mêmes conclusions dans une étude réalisée en Oregon.

Grigal et Berguson (1998) ont proposé le modèle suivant (Figure 24) pour expliquer l'évolution du COS dans la couche 0 à 25 cm, lorsque le peuplier hybride est établi sur des champs agricoles. Ils ont posé l'hypothèse que le COS des sols agricoles de référence était approximativement en équilibre (i.e., apports de C au sol = minéralisation du COS) lors de l'établissement des plantations de peuplier.

De plus, ils ont seulement considéré les apports annuels de C au sol provenant des racines fines et du feuillage. Tel qu'indiqué, il y a d'abord une perte de COS lors des cinq premières années. Par la suite, les apports de C au sol des résidus de culture deviennent plus grands que la minéralisation du COS et le niveau du COS atteint ainsi son niveau initial après environ quinze ans. Ce modèle était en accord avec les observations faites par Hansen (1993). Cependant, si on considère également les apports annuels de C au sol provenant des racines plus grossières, donc en considérant une couche de sol plus profonde (i.e., 0 à 100 cm), Grigal et Berguson (1998) ont conclu qu'un taux de séquestration du COS représentatif pour le peuplier hybride sur une période de 10 à 15 ans serait de l'ordre de 1000 à 2500 g C/m². Ceci représenterait donc un taux de séquestration annuel variant de 67 à 167 g C/m² (10 ans) à 100 à 250 g C/m² (15 ans).

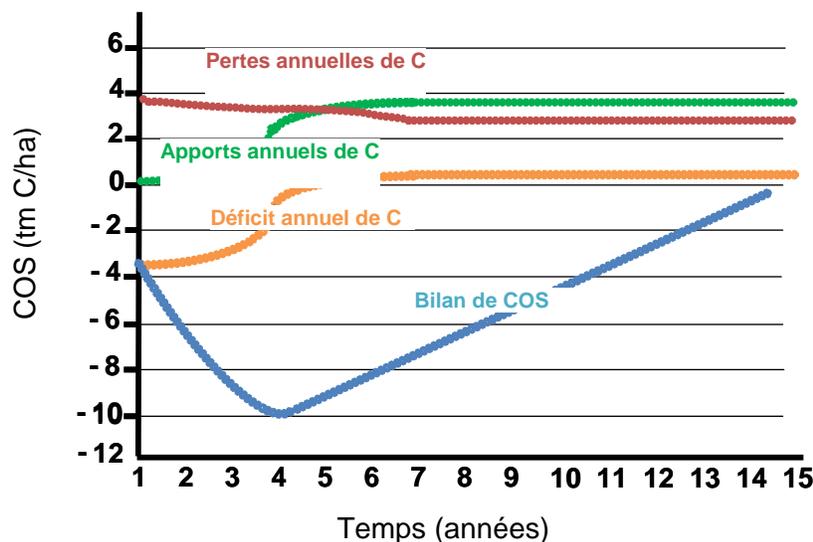


Figure 24 : Schéma de l'évolution du carbone organique des sols (COS) en surface (0 à 30 cm) suite à l'implantation du peuplier hybride sur des champs agricoles (Adaptée de Grigal et Berguson 1998).

4.1.2 Impacts sur l'érosion et la fertilité du sol

L'érosion peut être importante pour le saule et le peuplier pendant l'année d'établissement et après la première coupe, surtout lors de pluies importantes, parce que la couverture végétale n'est généralement pas encore adéquate (Heilman et Norby 1998 ; Kort *et al.* 1998 ; Kuch et Crosswhite 1998). Si on cultive le saule et le peuplier sur des terres marginales, il faut être particulièrement vigilant face aux phénomènes d'érosion, étant donné que ces sols sont souvent très facilement sujets à l'érosion (Turhollow *et al.* 1985 ; Kort *et al.* 1998).

Saule à croissance rapide

Dans son analyse environnementale pour les plantations de saule en Suède, Börjesson (1999) avait conclu que des effets positifs sur l'érosion et la fertilité du sol devraient être escomptés. Cette affirmation était surtout basée sur des conclusions tirées de quelques études suédoises (e.g., Jonsson 1992 ; Bergman *et al.* 1994) supportées par des études américaines et d'ailleurs (e.g., Kort *et al.*

1998 ; Bouwman 1990). En effet, il a été démontré que le potentiel d'érosion d'une plantation de saule est similaire à celui de pâturages ou d'un champ sous production de fourrages (U.S. Congress ; 1993 ; Hadders et Olsson 1996 ; Jorgensen 1996). Il est bien connu que les pratiques agricoles actuelles avec une proportion élevée de cultures annuelles associées à un travail du sol généralement assez intensif ont contribué à la dégradation des sols dans plusieurs pays industrialisés (Bouwman 1990; Tabi *et al.* 1990).

4.1.3 Impacts sur la qualité de l'eau

Pendant l'année d'établissement, lors de la récolte et après, les risques d'impacts sur la qualité de l'eau sont plus importants, mais ceux-ci ne semblent pas majeurs (Samson *et al.* 1999). Pendant les années de production, les CRF ou les CIRC auraient un potentiel de réduire le lessivage des nutriments. Comparativement aux plantes agricoles annuelles, le saule et le peuplier ont une saison de croissance plus longue, requièrent moins de fertilisants, ont un système racinaire important et profond et procurent une couverture du sol en permanence. Tous ces facteurs contribuent à réduire l'érosion et le lessivage des nutriments (Tolbert *et al.* 1997 ; Ledin et Willebrand 1996 ; Heilman et Norby 1998). Dans les plantations en CRF, il a été estimé que le lessivage d'azote peut être réduit de 30 à 50% (Makeschin 1994 ; Rijtema et Vries 1994 ; Andersson 1990). Les réductions sont plus importantes dans les sols à texture légère, étant donné que dans les sols à texture fine les pertes par lessivage sont presque deux fois moins élevées (Andersson 1990). Dans son analyse environnementale pour les plantations de saule en Suède, Börjesson (1999) avait considéré que le lessivage d'azote serait réduit de 50% sous une plantation de saule, équivalant à 10 kg N/ha par année. La capacité filtrante du saule en saison végétative est par ailleurs exploitée en Suède pour réduire les charges en N des eaux usées (Dimitriou et Aronsson 2004) et en Allemagne sur les sites contaminés pour réduire la percolation de l'eau (Kahle *et al.* 2002). Comme mentionné précédemment, cette capacité filtrante élevée du saule est liée à sa capacité d'évapotranspiration élevée, à la production élevée de biomasse et à sa saison de croissance plus longue.

4.1.4 Effets sur les pesticides

L'utilisation d'herbicides s'avère surtout nécessaire lors de l'année d'établissement des CRF ou des CIRC, et souvent en combinaison avec des traitements mécaniques. De plus, la présence de mauvaises herbes ou de maladies fongiques n'affecte pas les rendements de façon significative, excepté dans des cas extrêmes (Sage 1998). Par conséquent, l'utilisation de pesticides dans les CRF ou les CIRC est relativement restreinte, comparativement aux cultures agricoles. Il n'y a pas d'étude ayant comparé directement le risque de pollution de l'eau par les pesticides entre une plantation de saule versus des cultures agricoles annuelles (Börjesson 1999). Toutefois, en considérant que la quantité de pesticides appliquée sur cette culture est environ cinq fois plus faible, la culture de saule devrait éventuellement avoir un effet positif à ce sujet.

4.1.5 Effets sur la biodiversité

Les effets sur la biodiversité rapportés dans la littérature sont assez variables. Dans leur revue de littérature sur la biodiversité, Samson *et al.* (1999) soulignent le fait que les effets sur la biodiversité

des CRF ou des CIRC dépendent en grande partie de la gestion et de la localisation de ces écosystèmes. Les effets pourraient être négatifs ou positifs. Par exemple, des effets négatifs pour la faune peuvent survenir lors des activités de la récolte, ou après la récolte. En effet, le sol est alors laissé sans couverture végétale, ce qui entraîne moins de protection durant l'hiver, moins de protection contre les prédateurs potentiels, et les nids peuvent être endommagés. Cependant, cette revue a également fait ressortir de nombreuses études qui indiquent plutôt des effets positifs sur la biodiversité. Une revue plus récente de Rowe *et al.* (2009) fait aussi ressortir l'apparent conflit entre l'intensité de la régie de coupe des CIRC et la densité des populations aviaires.

Plusieurs auteurs ont trouvé un effet positif du peuplier hybride et du saule sur la diversité de la faune, qui serait dû à une meilleure structure du paysage suite à l'introduction du peuplier sur le territoire agricole (Göranson et Jeppsson 1989 ; Twedt *et al.* 1999 ; Bergström 2001 ; Berg 2002). Également, une étude suédoise rapporte que des jeunes plantations relativement denses de peuplier hybride et de saule ont eu un effet positif sur la diversité de la flore, comparativement aux forêts de conifères et aux champs agricoles (Gustafsson 1987 ; Weih *et al.* 2003). Ces deux cultures peuvent aussi avoir un effet bénéfique pour la diversité des oiseaux en raison de la présence accrue d'insectes (Sage 1998).

Dans une étude comparative entre le peuplier hybride et des champs agricoles sur 21 sites en Suède, Karacic (2005) a conclu que sur des petites parcelles (i.e., de 0,1 à 0,13 ha), le peuplier peut avoir un effet bénéfique sur la diversité de la flore. Ceci est principalement attribuable au fait que les plantations de peuplier donnaient lieu à des conditions favorables de croissance pour les espèces qui préfèrent des habitats ombragés et humides. Toutefois, il avait également conclu que c'était important d'améliorer la technique d'évaluation de la biodiversité dans les études afin d'avoir des comparaisons plus justes entre les différents écosystèmes.

En Suède, Börjesson (1999) considère que l'impact sur la biodiversité serait minime si le saule remplaçait une culture annuelle et qu'il pourrait même être positif, surtout dans des paysages agricoles ouverts (e.g., comme ceux des plaines de Montréal au Québec). Le ministère Suédois de l'Environnement avait tiré des conclusions similaires à ceux de Börjesson (1999) au début des années 1990 (NSEPB 1993). En Angleterre, Rowe *et al.* (2009) ont réalisé une revue exhaustive d'études traitant de l'impact des cultures émergentes sur la biodiversité. Les CIRC de saule et de peuplier ont été beaucoup plus étudiées sous cet aspect que les cultures de graminées pérennes, les sujets traités allant de la diversité florale, à l'occupation par les mammifères, les amphibiens et les reptiles en passant par la réintroduction de fleurs sauvages, la diversité aviaire, l'occupation par le gibier à plumes, la diversité des invertébrés, des papillons et des insectes pollinisateurs.

4.1.6 Effets sur les émissions de N₂O dans les sols minéraux

En général, comparativement aux cultures agricoles annuelles, le saule a de faibles besoins en fertilisation azotée soit inférieurs à 50 kg N/ha par année (Börjesson 1999). En se basant sur une corrélation entre les émissions de N₂O et l'application d'engrais azoté provenant d'une étude de

Bouwman (1990), Börjesson (1999) a estimé que les plantations de saule avaient un potentiel de réduction des émissions de l'ordre de 0,3 kg N₂O-N/ha par année par rapport aux cultures annuelles.

4.1.7 Effets sur les métaux lourds

Saule à croissance rapide

Étant donné que les prélèvements en Cd du saule sont normalement beaucoup plus élevés comparativement aux autres plantes agricoles, il est possible d'utiliser les plantations de saule afin de réduire la quantité de métaux lourds dans les sols (Börjesson 1999). Par exemple, le prélèvement en Cd dans la partie aérienne du saule est de 35 à 70 fois plus élevé que celui des plantes fourragères ou de la paille des céréales. Le contenu en Cd dans la partie aérienne du saule varie de 0,4 à 3,9 mg/kg de matière sèche (Eriksson et Ledin 1995). Pour un rendement en matière sèche de 10,0 tm/ha, le saule pourrait ainsi exporter jusqu'à 20 g de Cd/ha par année. Les mêmes considérations s'appliquent également pour le Zn (Keller *et al.* 2003, citée par Heinsoo *et al.* 2009).

4.1.8 Effets sur le système de drainage

Saule à croissance rapide

Étant donné que le saule a un système racinaire très profond, les plantations de saule peuvent endommager les systèmes de drainage artificiel notamment en envahissant les drains agricoles (Frank 1992). En Suède, on recommande de ne pas installer de plantations de saule sur des sols qui ont été drainés récemment (Börjesson 1999).

4.2 **Panic érigé et alpiste roseau**

Le panic érigé (*Panicum virgatum* L.), l'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*), le Miscanthus (*Miscanthus x giganteum*) et la canne de provence (*Arundo donax* L.) sont les graminées pérennes rhizomateuses qui ont été le plus souvent retenues aux États-Unis et en Europe pour leur potentiel de production de biomasse énergétique (Lewandowskia *et al.* 2003). De ces graminées, le panic érigé et l'alpiste roseau seraient plus adaptés aux conditions agro-climatiques du Québec, tandis que le Miscanthus et la canne de Provence le seraient moins, mais des essais pourraient prouver le contraire. Le panic érigé et le Miscanthus sont des plantes en C4, offrant un meilleur potentiel de production en conditions chaudes, tandis que l'alpiste roseau en C3 pourrait être mieux adapté aux conditions plus froides du Québec. Toutefois, des essais réalisés en diverses stations pédo-climatiques du Québec permettraient de mieux définir ces potentiels de production.

L'alpiste roseau est une plante qui s'établit facilement dans nos conditions et qui produit une couronne dense avec un réseau bien développé de rhizomes souterrains vigoureux. Ceci en fait une espèce végétative se répandant rapidement. Le panic érigé est une graminée pérenne de climat chaud mais qui s'adapte assez bien aux conditions de l'Ontario et du Québec. Des essais semi-commerciaux sur le panic érigé à Ste-Anne-de-Bellevue durant les années 1994 à 1998 ont démontré des rendements annuels variant de 10,1 à 11,3 tm/ha de matière sèche. Le panic érigé est

normalement récolté seulement une fois par année au printemps, afin d'accroître ses chances de survie à l'hiver. Des études en Amérique du Nord ont démontré que le panic érigé s'établit mieux sur les sols sableux et les loams, comparativement aux sols plus fins. Cette plante peut rester en production pendant 10 ans, ou plus (Girouard *et al.* 1999).

4.2.1 Effets sur le bilan du COS

D'une façon générale, les plantes fourragères pérennes ont un effet positif sur le bilan du COS. Ce qui est souvent attribuable au fait que les plantes fourragères pérennes réduisent les risques d'érosion puisqu'elles assurent un maintien de la couverture végétale. Le travail du sol est considérablement réduit, ce qui diminue le taux de décomposition de la COS. Ces cultures laissent également de grandes quantités de résidus de culture avec leur système racinaire, et ce en proportion plus élevée que les plantes annuelles (e.g., Cole *et al.* 1993; Paustian *et al.* 1997).

Par ailleurs, la reconversion des écosystèmes vers leur état naturel sous forme de prairies permanentes constitue une option qui est souvent proposée afin d'augmenter le stock de C des sols. Toutefois, l'ampleur de ce potentiel de stockage de C est assujettie à beaucoup d'incertitude (Freibauer *et al.* 2004; Smith *et al.* 2004; Vleeshouwers et Verhagen 2002, cités par Kätterer *et al.* 2008). Par exemple, Follett *et al.* (2009) ont démontré que la reconversion d'une terre agricole en prairie permanente aux États-Unis, avait augmenté la teneur en COS jusqu'à 86% de celle présente à l'état naturel (considérant la couche de 0 à 30 cm). Selon IPCC (2000), ce potentiel est de l'ordre de 0,8 tm C/ha par année. Une utilisation impliquant une plus grande fréquence de plantes fourragères dans les rotations est aussi connue pour avoir un effet bénéfique sur la teneur en MOS. Par exemple, des rotations d'une ou deux années de céréales suivies de trois à huit ans de plantes fourragères sont des pratiques relativement communes dans les régions agricoles du Saguenay-Lac-Saint-Jean ou de l'Abitibi-Témiscamingue (Bolinder et Angers 1993). Toutefois, cette option résulte en une augmentation de la MOS qui a été estimée à environ seulement la moitié de celle obtenue avec la conversion en une prairie permanente (i.e., 0,4 tm C/ha par année) (Soussana *et al.* 2004).

Panic érigé

Zan (1998) et Zan *et al.* (2000) ont mesuré un rapport biomasse aérienne/biomasse racinaire (BA/BR) pour le panic érigé à deux sites (SF et ECO) dans une étude menée près du campus MacDonald à Sainte-Anne-de-Bellevue. La quantité totale de biomasse racinaire (0 à 60 cm) était de 807 pour le site SF et de 597 g/m² de matière sèche pour le site ECO. La proportion de racines dans les premiers 30 cm du sol était d'environ 75%. Les rapports BA/BR étaient de 3,0; 2,1 et 1,8 pour les couches de sol de 0 à 15, 0 à 30 et 0 à 45 cm respectivement pour le site SF, et de 5,2 ; 3,7 et 2,8, pour le site ECO. En considérant toute la couche de sol échantillonnée pour les racines, soit 0-60 cm, les rapports BA/BR étaient de 1,6 pour le site SF et 2,4 pour le site ECO. L'objectif des études menées par Zan (1998) et Zan *et al.* (2000) était de comparer le stockage de COS sous panic érigé sur un site fertile et un site moins fertile. Les niveaux de COS étaient comparés à ceux observés dans un sol sous forêt mature et stable ainsi que dans un champ abandonné depuis une vingtaine d'années. Un champ en maïs était également considéré pour fins de comparaison. Sur le site fertile, le panic érigé avait effectivement

un niveau plus élevé en COS. Cependant, sur le site moins fertile, il n'y avait aucune différence significative entre les écosystèmes.

Dans une étude de Frank *et al.* (2004) comparant deux cultivars de panic érigé (cv. Sunburst et Dacotah) aux États-Unis («northern Great Plains»), les quantités de racines ont été évaluées pendant trois années consécutives (2000 à 2002), et un suivi de l'évolution du COS a aussi été effectué. Les résultats ont montré que la biomasse racinaire dans la couche de sol 0 à 110 cm pour ces deux cultivars était en moyenne de 654, 595 et 767 g/m² de matière sèche en 2000, 2001 et 2002, respectivement. De cette biomasse totale de racines, 47,5% en moyenne (46 à 49%) se retrouvaient dans les premiers 30 cm du sol. Considérant seulement la couche de sol 0 à 30 cm, les rapports BA/BR en 2000, 2001 et 2002 étaient de 6,0; 7,8 et 5,9, respectivement. En revanche, en considérant la quantité de racines présentes dans tout le profil de sol (0 à 110 cm de profondeur), ces mêmes rapports BA/BR étaient de 2,9; 3,7 et 2,8. En utilisant une analyse de régression, ces auteurs ont estimé que l'effet positif sur le COS dans la couche de sol 0 à 90 cm serait de l'ordre de 10 g C/m² par année.

Bolinder *et al.* (2002) ont aussi mesuré la biomasse racinaire pour le panic érigé (cv. Trailblazer) pendant deux années consécutives (1995 et 1996) sur la ferme expérimentale d'Agriculture et Agroalimentaire Canada à Frédéricton (N.B.). Les mesures réalisées sur trois profondeurs, soit 0 à 15, 15 à 30 et 30 à 45 cm ont révélés que la quantité totale (0 à 45 cm) de biomasse racinaire était de 574 g/m² de matière sèche pour la première année de production, et de 1197 g/m² de matière sèche pour la deuxième année de production. Environ 95% des racines se retrouvaient dans les premiers 30 cm du sol. Les rapports BA/BR considérant la couche de sol 0 à 15 cm étaient de 2,15 en 1995 et 0,71 en 1996, alors que ces mêmes rapports considérant la couche de sol 0 à 30 cm étaient de 1,31 en 1995 et 0,58 en 1996.

D'autres chercheurs rapportent des biomasses racinaires supérieures à 2 000 g/m² pour une biomasse aérienne maximale inférieure à 1 200 g/m² après trois ans de cultures de panic érigé et différentes régies de semis et de fertilisation azotée (Ma *et al.* 2002). Dans toutes les régies, les rapports BA/BR étaient inférieurs à 1, variant de 0,2 à 0,6 pour cette culture. Nous avons procédé à une estimation de cette biomasse dans une parcelle de panic érigé (cv. Cave-In-Rock) cultivée depuis six ans à la station expérimentale de Saint-Lambert-de-Lauzon (M.-O. Gasser, comm. pers.). La biomasse racinaire concentrée à plus de 87% dans les premiers 20 cm de sol représentait plus de 2300 g/m² de matière sèche dans les 60 premiers cm de sol, tandis que la biomasse aérienne équivalait à près de 1500 g/m² de MS. Le rapport BA/BR était aussi inférieur à 1, soit de 0,6. Ces résultats expriment la divergence qu'il existe dans la littérature au niveau des masses de biomasses racinaires produites et des rapports BA/BR. Cette divergence pourrait en partie être reliée à un accroissement de la biomasse et du système racinaire avec le temps. La croissance initiale des graminées pérennes est caractérisée par une production élevée de sa biomasse aérienne, équivalente à près du double de sa biomasse racinaire, pour tenir les plantes compétitrices à l'ombre pendant son établissement (Reinhardt et Galatowisch 2005). Par la suite, en vieillissant, le rapport BA/BR de la plante passe de plus de 1,4 à moins de 0,5 pour assurer l'assimilation des nutriments (Wrobel *et al.* 2009).

4.2.1.1 Estimation des contributions en COS à partir de modèles

À titre d'essai, la contribution du panic érigé au bilan humique du sol pourrait être estimée avec les modèles BH ou ICBM en utilisant les coefficients associés à une prairie en production de plantes fourragères pérennes. Pour un rendement de 10 tm/ha de matière sèche de panic érigé, considéré représentatif pour une année de production au Québec et une teneur de 0,45 g C/g de résidus de culture, la biomasse aérienne (BA; collets des plantes et autres résidus) apporterait 68 g C/m² au sol tandis que la biomasse racinaire (BR; racines et exsudats) apporterait 215 g C/m² pour un apport annuel total de 283 g C/m². À titre de comparaison, un même rendement de 10 Mg MS/ha de maïs-grain apporte presque la même quantité de carbone au sol à partir de sa biomasse racinaire, soit 225 g C/m². Toutefois, l'apport total de 283 g C/m² est seulement équivalent à celui qu'on obtient avec un rendement de 5 tm/ha pour le maïs-grain avec son retour de tiges (i.e., 304 g C/m²).

Selon les études consultées ci-haut, la biomasse racinaire (BR) du panic érigé pourrait représenter de 236 à 2100 g C/ m² dans la couche de sol de 0 à 30 cm. Dans le modèle BH, on assume qu'environ 65 % de la biomasse racinaire des plantes fourragères pérennes meurt après chaque coupe ou paissance, et aussi durant l'hiver sous nos conditions climatiques. En appliquant ce coefficient, l'apport en C provenant de la BR du panic érigé pourrait varier de 153 à 1400 g C/m².

Avec les coefficients actuels, il est possible que les modèles BH et ICBM sous-estiment les apports annuels en C provenant de la biomasse racinaire du panic érigé et mêmes de la partie aérienne des prairies en général. Par exemple, une partie de la repousse des prairies après la dernière coupe meurt à la suite de l'hiver et laisse donc des résidus au sol le printemps suivant.

De plus, il est difficile de quantifier l'effet de l'absence de travail du sol sous culture de plantes fourragères pérennes sur les taux de décomposition de la MO apportée et ceux de la minéralisation de la MOS. Des travaux supplémentaires seraient nécessaires pour définir ces taux et il est possible qu'on sous-estime l'accumulation de MOS dans les sols sous prairie avec les modèles BH et ICBM (les deux modèles utilisent les mêmes facteurs) (Drs. Andrén et Kätterer, *Swedish University of Agricultural Sciences*, comm. pers.). Dr. Bolinder étudie actuellement cette problématique avec les chercheurs suédois dans le cadre d'un projet de recherche en collaboration, financé en partie par «the Swedish Farmer's Foundation for Agricultural Research» («The impact of perennial leys in crop rotations on soil carbon balances»). Nous pensons que les résultats qui seront bientôt disponibles, seront transférables aux conditions climatiques et pédologiques du Québec. Ainsi, nous pourrions les inclure dans le logiciel du BH.

Alpiste roseau

Bolinder *et al.* (2002) rapportent également des mesures de la biomasse racinaire de l'alpiste roseau (cv. Palaton) réalisées à trois profondeurs (0 à 15, 15 à 30 et 30 à 45 cm) pendant deux années consécutives (1995 et 1996) sur la ferme expérimentale d'Agriculture et Agroalimentaire Canada à Fredericton (N.B.). La quantité totale (0-45 cm) de biomasse racinaire était de 1064 g/m² de matière sèche en première année de production et de 1910 g/m² de matière sèche en deuxième année de

production. Environ 95% des racines étaient présentes dans les premiers 30 cm de sol. Les rapports BA/BR considérant la couche de sol 0 à 15 cm étaient de 1,88 en 1995 et de 0,78 en 1996, alors que ces mêmes rapports considérant la couche de sol 0 à 30 cm étaient de 1,14 en 1995 et 0,58 en 1996. Reinhardt et Galatowitsch (2005) ont aussi noté que la composante racinaire de cette espèce pérenne prend de l'importance avec le temps pour assurer l'assimilation des nutriments; le rapport BA/BR passant de plus de 1,7 les premières années à moins de 0,5 les années subséquentes.

En Europe du nord, l'alpiste roseau est devenu populaire dans les années 1990 comme culture dédiée à la production de bioproduits industriels, notamment en Scandinavie (Ericson *et al.* 1995). Le rhizome formé par l'alpiste roseau requiert davantage de photosynthétats comparativement aux autres plantes fourragères pérennes communément utilisées (Kätterer et Andrén 1999). Dans le but de quantifier la distribution du C dans les différentes parties de la plante pour cette culture, et d'estimer les apports de C provenant de la BR, Kätterer et Andrén (1999) ont effectué une étude détaillée au champ s'étendant sur deux années consécutives en Suède. Les résultats ont montré que la quantité totale (0 à 100 cm) de biomasse racinaire présente était de 492 g/m² de matière sèche en première année, et de 706 g/m² de matière sèche en deuxième année. Environ 85% des racines étaient présentes dans les premiers 25 cm de sol. En moyenne, le rapport BA/BR était estimé à 1,8.

4.2.2 Impacts sur l'érosion et la fertilité du sol

Il est généralement reconnu que les plantes fourragères pérennes réduisent les risques d'érosion puisqu'elles assurent un maintien de la couverture végétale, un prélèvement en eau et nutriments durant une plus longue période de l'année comparativement aux cultures annuelles et qu'elles ont un effet positif sur la MOS et les propriétés physiques des sols en général (Cole *et al.* 1993; Paustian *et al.* 1997).

Les sols du Québec montrent généralement des teneurs élevées en matière organique. Cependant, dans le cadre de l'Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles, il a été démontré que la diminution de la MOS constitue un phénomène d'envergure, particulièrement dans les sols en monoculture (Tabi *et al.* 1990). Comparativement à des agroécosystèmes sous prairie (i.e., témoins), cet inventaire a démontré une diminution de la teneur en COS pour plus de 50% des sols sous monoculture (cultures annuelles en continu) (i.e., 485 790 ha). Ceci confirme l'effet positif des plantes fourragères sur la MOS des sols agricoles au Québec. Cette même étude avait aussi fait ressortir qu'il y avait de l'érosion hydrique sur 10% et de l'érosion éolienne sur 6% des superficies en monoculture. Par conséquent, pour minimiser l'érosion dans les zones plus à risques, le maintien de la couverture végétale avec des cultures pérennes est généralement recommandé au Québec.

Le panic érigé est actuellement utilisé couramment dans le «Conservation Reserve Program» afin de freiner l'érosion (Girouard *et al.* 1999). Dans son analyse environnementale pour la Suède, Börjesson (1999) avait conclu que les effets escomptés sur l'érosion et la fertilité du sol étaient positifs avec l'alpiste roseau. Ceci était soutenu par des études menées aux États-Unis et ailleurs (e.g., Kort *et al.* 1998 ; Bouwman 1990).

4.2.3 Impacts sur la qualité de l'eau

Tout comme pour le saule à croissance rapide et comparativement aux plantes agricoles annuelles, les plantes fourragères pérennes ont une saison de croissance plus longue, requièrent moins de fertilisants et ont un système racinaire important et profond. Il a été estimé que le lessivage d'azote peut être réduit de 75% avec les plantes fourragères pérennes (Makeschin 1994 ; Rijtema et Vries 1994 ; Andersson 1990). Les réductions pour ce type de culture sont également plus importantes dans les sols à texture légère, étant donné que dans les sols à texture fine, les pertes par lessivage sont presque deux fois moindres.

Avec son système racinaire profond, le panic érigé peut aller chercher des nutriments à travers une grande partie du profil du sol. Pendant les années de production, les besoins en azote varient de 50 à 60 kg/ha, appliqué après la récolte. Il y a également lieu de bien suivre les besoins en P et K, surtout lors des trois premières années (Girouard *et al.* 1999). Ainsi, comparativement aux cultures annuelles exigeantes en azote (e.g., maïs-grain et pommes de terre), le panic érigé présente un couvert végétal à l'année et il est moins exigeant en engrais. Par conséquent, le potentiel de lessivage des nitrates est probablement moindre, tout comme pour les autres plantes fourragères pérennes. Dans son analyse environnementale pour l'alpiste roseau en Suède, Börjesson (1999) a considéré que le lessivage d'azote a été réduit de 50%, équivalent à 10 kg N/ha par année (i.e., la même efficacité rapportée pour le saule).

4.2.4 Effets de l'usage des pesticides

L'usage de pesticides dans les cultures pérennes est restreint à quelques applications d'herbicides à l'implantation. En général, une fois les plantes pérennes bien établies, l'usage de pesticides est pratiquement nul. En considérant que la quantité de pesticides appliquée sur l'alpiste était environ cinq fois plus faible par rapport aux cultures annuelles, cette culture aurait un effet positif pour diminuer le risque de pollution de l'eau par les pesticides (Börjesson 1999).

4.2.5 Effets sur la biodiversité

À l'inverse des cultures sur courtes rotations d'espèces arborées, peu de travaux permettent de conclure à une amélioration de la biodiversité dans les cultures pérennes de graminées (Samson 1999). La biodiversité dans ces cultures devrait ressembler à celle des autres prairies de plantes fourragères étant donné la même complexité structurale et des pressions similaires qu'on y exerce au moment de la récolte annuelle. En revanche, le caractère potentiellement envahissant de ces espèces ne doit pas être négligé et est abordé à la section 4.4 dans ce chapitre.

4.2.6 Effets sur les émissions de N₂O dans les sols minéraux

En se basant sur le fait que les besoins en N de l'alpiste roseau et du saule sont moins exigeants comparativement aux plantes agricoles annuelles, soit de 50 kg N/ha/an en moyenne, Börjesson (1999) estime que les émissions de N₂O de ces deux cultures seraient réduites de 0,3 kg N₂O-N/ha par année. Mis à part le fait que les cultures pérennes nécessitent moins d'engrais azotés pour assurer

leur croissance, les risques d'émissions de N₂O sont aussi plus faibles parce que la présence de N minéral dans le sol est généralement plus faible sous cultures pérennes, que la période végétative est généralement plus longue et que le système racinaire est plus développé que dans les cultures annuelles.

Comparées à la culture de maïs-grain, les cultures de graminées pérennes dédiées (panic érigé, miscanthus, alpiste roseau) et les prairies de graminées indigènes ont un meilleur coefficient d'utilisation de l'azote en raison d'un prélèvement plus efficace sur une plus longue période de l'année et des possibilités de réduire les apports en azote. Au moment de la sénescence de ces cultures pérennes, une partie de l'azote est transloquée vers les racines où elle est entreposée durant l'hiver. Une partie de l'azote est également recyclée et immobilisée temporairement dans le sol au moment de la décomposition de la biomasse sénescente (feuilles et racines). Des études indiquent que la production de panic érigé nécessiterait 25 à 50% moins de N qu'une culture de maïs-grain conventionnelle, quoique le taux d'application de N recommandé dépende des régions et des rendements escomptés (Williams *et al.* 2009). Les cultures pérennes représentent donc un net avantage en termes de réduction des émissions de N₂O dans la mesure où elles ne sont pas surfertilisées en N.

4.3 Millet perlé sucré, sorgho sucré et triticales

Le millet perlé sucré (*Penisetum glaucum* L. R.Br.), le sorgho sucré (*Sorghum bicolor*) et le triticales (*Triticosecale* spp) sont trois graminées annuelles ayant un potentiel de développement comme cultures pour la production de biomasses dédiées au Québec.

Le millet perlé sucré est une graminée cespiteuse tropicale et annuelle en C4 qui est robuste, dressée, à pollinisation croisée dont la croissance est rapide et qui peut atteindre 3 m de haut. Elle est adaptée aux sols légers et acides, et elle est relativement résistante à la sécheresse. Le sorgho sucré est aussi une graminée tropicale annuelle en C4 qui profite davantage des conditions chaudes et humides durant l'été pour produire. Les tiges entières de ces deux plantes doivent être récoltées afin d'en extraire la sève sucrée qui servira à la production d'éthanol. Dans un contexte de mécanisation industrielle, il est peu probable que les résidus de tiges retournent au sol. Toutefois, si la première extraction est réalisée à la ferme, les résidus des tiges pourraient retourner directement au champ ou servir de fourrage en alimentation animale et retourner en partie au champ sous forme de fumier (M.F. Clément, MAPAQ, comm. pers.).

Ces deux cultures présentent une bonne compétitivité envers les mauvaises herbes lorsqu'elles sont bien implantées au printemps en conditions chaudes. En revanche, en conditions froides et humides au printemps, leur implantation risque d'être compromise par la compétition des adventices. La régie des mauvaises herbes ainsi que la disponibilité d'herbicides homologués peuvent ainsi causer un frein à leur implantation et réduire leur productivité.

Le triticales est un hybride artificiel entre le blé et le seigle qui offre l'avantage de combiner les caractéristiques de productivité du blé et la rusticité du seigle avec une résistance au froid

intermédiaire entre celle du blé et du seigle et une certaine résistance aux maladies. Comme céréale dans l'alimentation porcine, le triticale possède des atouts intéressants par rapport au maïs, la teneur en lysine y est plus élevée, le phosphore est plus digestible et la teneur en protéines est plus élevée pour une quantité d'énergie assimilable légèrement inférieure (L. Robert, MAPAQ 2009). Le grain et la paille du triticale pourraient être utilisés comme biomasses industrielles. Les variétés d'automne présentent quelques avantages agroenvironnementaux intéressants par rapport aux céréales de printemps en offrant (1) un meilleur contrôle de l'érosion du sol comparativement à un sol à nu et (2) un bon succès d'implantation en semis direct et finalement, (3) en démarrant plus rapidement leur croissance au printemps par rapport aux autres cultures annuelles.

4.3.1 Effet sur le bilan du COS

Le modèle Bilan Humique (BH) permet d'estimer les apports annuels en C au sol provenant des résidus de culture. Les paramètres utilisés dans le modèle BH pour le triticale sont basés sur l'étude de Bolinder *et al.* (1997). Cette étude a considéré un indice de récolte (IR) de 0,34 et un rapport BA/BR de 5,4 pour le triticale. Nous n'avons pas trouvé d'autres valeurs pour le triticale dans la littérature, à l'exception d'une étude de Ford *et al.* (1984) sur l'IR, où ces valeurs étaient quelque peu supérieures à celles déterminées par Bolinder *et al.* (1997) (Tableau 9). Nous n'avons pas jugé nécessaire d'ajuster les coefficients.

Tableau 9 : Indices de récolte (IR) et rapports biomasse aérienne / biomasse racinaire (BA/BR) rapportés dans la littérature pour le blé, le triticale, le sorgho et le millet perlé.

<i>Culture</i>	<i>IR</i>	<i>BA/BR</i>	<i>Références</i>
Blé	0,40	6,8	Bolinder <i>et al.</i> (1997) ^c
Triticale	0,46	---	Ford <i>et al.</i> (1984) ^b
	0,34	5,4	Bolinder <i>et al.</i> (1997) ^c
Sorgho	0,44	---	Olson (1971) ^a
	0,45	---	Unger et Wiese (1979) ^a
	0,50	---	Eck et Taylor (1969) ^a
	0,47	---	Johnson <i>et al.</i> (2006)
	---	11,1	Huang <i>et al.</i> (2007)
	---	11,6	Piper et Kulkakow (1994)
Millet perlé sucré	0,50	5,6	Valeur du maïs-fourragère

a : cité par Prince *et al.* (2001); b : cité par Hay (1995); c : moyenne de deux cultivars.

Pour le sorgho, nous avons trouvé des informations additionnelles à celles rapportées par Bolinder *et al.* (2007), i.e., l'étude qui est à la base des coefficients utilisé dans le modèle BH pour la plupart des cultures. En effet, un IR de 0,25 avait été utilisé pour le sorgho dans Bolinder *et al.* (1997), alors que les études que nous avons consultées dernièrement (Tableau 9) semblent plutôt indiquer un IR entre 0,44 et 0,50 pour le sorgho. Ainsi, nous préconisons l'utilisation d'un IR de 0,45 dans le BH et un rapport BA/BR de 11,4 pour le sorgho.

Pour le millet perlé sucré, peu de données prises en conditions nord-américaines permettent de statuer sur son rapport BA/BR. Une étude en conditions hydroponiques rapporte des valeurs variant

de 1,5 à 6,7 pour le rapport BA/BR de cette culture (Faye *et al.* 2006). Toutefois, le millet perlé sucré est une plante qui s'apparente au maïs fourrager. Par conséquent, si le millet perlé sucré est récolté en son entier en fin de saison de croissance, il serait plausible d'utiliser les coefficients du maïs fourrager afin d'estimer les apports annuels de C au sol provenant des racines et résidus de surface (M.-F. Clément, MAPAQ, comm. pers.).

Afin d'illustrer l'effet de récolter, soit le grain ou la plante entière du sorgho et le triticale sur les apports annuels de C au sol, nous avons calculé la quantité de C laissée au sol provenant de la biomasse racinaire et de ses exsudats (Tableau 10). Nous avons également effectué ces mêmes calculs pour une culture de blé et de millet perlé sucré (basés sur les coefficients du maïs-fourrager) pour fins de comparaison.

Les apports annuels de C au sol provenant des tiges de sorgho sont légèrement inférieurs à ceux de la paille du blé, mais très inférieurs à ceux du triticale (Tableau 10). En revanche, le sorgho semble laisser très peu de résidus sous forme de biomasse racinaire et d'exsudats, comparativement au blé et au triticale. Dans tous les cas, si on utilise toute la biomasse aérienne de la plante pour faire des bioproduits (i.e., le grain et la paille), il y aura peu de C laissé au sol. En effet, si on considère que le chaume laissé au sol dans un tel cas représente environ 20% de la paille totale produite, le triticale et le sorgho laisseront presque toujours des quantités inférieures à 2,0 tm C/ha/an au sol, dans les conditions actuelles de productivité, avec des rendements généralement inférieurs à 7 et 14 tm/ha respectivement. Tel que discuté précédemment dans ce document, il est généralement reconnu qu'il faut un retour au sol d'au moins 2,0 tm C/ha/an dans la plupart des systèmes culturaux afin de maintenir la MOS.

Tableau 10 : Apports annuels de C au sol provenant des racines et des résidus de culture par tonne de rendement (15% HR) pour une culture de blé, triticale, sorgho et millet perlé sucré et rendements minimaux (tiges récoltées ou laissées au sol) à obtenir pour garantir un retour au sol de 2,0 tm C/ha/an.

Culture	Biomasse racinaire et exsudats (A)	Tiges (B)	Biomasse		Rendement minimal (15% HR) ^a	
			racinaire + chaume (A+20% B)	racinaire + tiges (A+B)	Tiges récoltées	Tiges laissées
			kg C /tm		tm/ha	tm/ha
Blé	233	573	347	805	6.8	2.9
Triticale	208	743	357	951	6.6	2.5
Sorgho fourrager	75	468	168	542	14.0	
Millet perlé sucré	225	383	302	608	7.8	

a : rendement minimal à obtenir pour garantir un retour au sol de 2,0 tm C/ha/an.

4.3.2 Effets des cultures annuelles émergentes sur l'érosion ainsi que la qualité de l'eau et de l'air

Malgré qu'il existe peu de documentation sur l'impact des cultures de millet perlé sucré, de sorgho sucré ou de triticale sur l'érosion du sol et la qualité de l'eau et de l'air, il est fort probable que ces cultures annuelles émergentes auront des impacts similaires aux cultures apparentées et produites

dans les mêmes conditions. Par exemple, les impacts des cultures de millet et de sorgho, des plantes annuelles en C4, pourraient être similaires à ceux de la culture de maïs si elles sont produites dans les mêmes conditions à risque, c'est à dire dans des sols propices à l'érosion ou à la battance (pente élevée du terrain, teneur élevée en limon et sable très fin, faible retour de résidus au sol et sans couverture importante de résidus), dans des sols saturés en P, ou avec des apports élevés en engrais azotés (>100 kg N/ha). À l'inverse, si ces cultures sont implantées dans des sols plus légers en terrain plat et que les sols ne sont pas travaillés en fin de saison, les impacts sur la qualité des sols et les risques d'érosion et de lessivage des nutriments devraient être moindres qu'une culture de pommes de terre, par exemple. De même les besoins en engrais azotés de culture de millet perlé ou de sorgho sucré devraient être inférieurs à ceux du maïs.

Des essais réalisés au Québec sur la fertilisation azotée du millet perlé sucré tendent à démontrer que les doses optimales seraient inférieures à 100 kg N /ha. Le rendement optimal en biomasse (environ 13 t/ha) et en sucres a été atteint à St-Augustin-de-Desmaures pour une dose de 78 Kg N/ha, tandis qu'à Ste-Anne-de-Bellevue, un rendement optimal en biomasse (environ 20 t/ha) et en sucres a été atteint à une dose de 90 kg N/ha (Anne Vanasse, comm. pers.). Dans ces essais, des doses supérieures à 100 kg N/ha engendraient des problèmes de verse. La réponse du sorgho sucré à la fertilisation azotée pourrait varier selon les sites d'essais, mais dans cinq sites d'essais sur sept au Nebraska, cette culture ne répondait pas à la fertilisation azotée (Wortmann et al. 2010). Des essais récents au Québec tendent aussi à démontrer que cette culture répondrait encore moins à l'engrais azoté que le millet perlé sucré (Anne Vanasse, comm. pers.).

Il est reconnu depuis longtemps que les cultures annuelles présentent des risques plus élevés d'érosion hydrique ou éolienne que des cultures pérennes ou les couvertures végétales permanentes (Mehuys *et al.* 1981). Les techniques de conservation des sols qui visent à augmenter la présence de résidus à la surface en réduisant le travail du sol peuvent en revanche réduire l'incidence des facteurs érosifs (pluie, fonte des neiges, vent). Cependant, la récolte des tiges de cultures à sève sucrée (millet perlé sucré, sorgho sucré) pourrait ne laisser que peu de résidus au sol, similaire à ce que laisse le maïs-ensilage par exemple. Le peu de résidus laissés à la surface rend le sol susceptible à l'érosion et réduit les apports de matière organique au sol (Anderson-Teixeira *et al.* 2009). Le retour des drêches de tiges une fois la sève sucrée extraite ou l'apport d'autres formes de résidus organiques pourraient être envisagés pour palier à ce problème. Toutefois, l'apport d'engrais organiques peut poser un problème en travail réduit du sol dans les cultures annuelles et même dans les cultures pérennes, en concentrant les éléments fertilisants à la surface du sol, les rendants plus à risque pour contaminer les eaux de surface. Donc, dans des conditions à risque (pente élevée et longue, sol érodable) les cultures annuelles laissant peu de résidus à la surface du sol favorisent l'érosion des sols, et même avec des pratiques de conservation des sols, les risques pour la qualité de l'eau demeurent lorsque des apports d'engrais organiques sont réalisés.

Propheter *et al.* (2010) rapportent des performances plus élevées en termes de rendement et de prélèvement en N, P et K pour des cultures annuelles de maïs et de sorgho comparativement à des cultures récemment implantées (2 ans) de miscanthus, de panic érigé et de barbon de Gérard. Pour l'azote, les prélèvements totaux (grains + tiges) des cultures annuelles (maïs et sorgho) étaient très

proches des doses de N apportées, soit de l'ordre de 175 kg/ha de N apportés et de N prélevés pour des rendements annuels en biomasse aérienne de l'ordre de 20 à 30 tm/ha de matière sèche (MS), selon les cultivars. Dans les cultures pérennes, des apports de 45 kg N/ha ont été réalisés en deuxième année, tandis qu'environ 30 à 45 kg N/ha ont été exportés annuellement pour des rendements évoluant de 4 tm MS/ha en première année à près de 10 tm MS/ha en deuxième année.

Comme pour le maïs, l'usage d'importantes quantités d'azote pour la production de biomasse dédiée à la production de biocombustibles pourrait invalider la réduction des gaz à effet de serre escomptée par le remplacement des carburants fossiles; cela en raison des émissions de N₂O liées à l'usage d'engrais azotés, qui pourraient être plus élevées (3 à 5 % des apports de N) que présentement anticipées (1%) par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) (voir section 2.6.4). Cependant, plusieurs études rapportent de faibles réponses des cultures de millet perlé ou de sorgho sucré à la fertilisation azotée et les apports en engrais azotés dans ces cultures devraient être inférieurs à 100 kg N/ha (Vanasse, comm. pers.; Wortmann et al. 2010).

4.4 Caractère potentiellement envahissant des cultures dédiées à la production de biomasse industrielle

Avertissement

L'établissement du caractère envahissant de plantes nouvellement introduites et vouées à la production de biomasse industrielle nécessite une expertise complète et spécifique que nous n'avons pas au moment de la production de cette revue de littérature. Par contre, plusieurs articles (Lavoie 2005; Raghu *et al.* 2006; Jacob *et al.* 2009; Barenly et DiTomaso 2008; Lavergne *et al.* 2010) récemment parus sur le sujet soulèvent des inquiétudes par rapport aux risques d'introduction d'espèces envahissantes dans des écosystèmes fragiles et nous renseignent sur les mesures à prendre pour réduire ces risques.

4.4.1 Introduction

L'article de Raghu *et al.* (2006) paru dans *Science* présente les grandes lignes des enjeux écologiques reliés à l'introduction d'espèces envahissantes (surtout des graminées) en Amérique du Nord. En exemple de plantes introduites ayant eu des répercussions économiques et environnementales aux États-Unis, les auteurs rapportent le cas de *Sorgho halepense*, (Sorgho d'Alep), une graminée fourragère qui est devenue envahissante dans 16 des 48 états américains, mais qui est seulement présente dans quelques comtés du sud-ouest de l'Ontario. L'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*) qui est indigène des zones tempérées de l'Europe, de l'Asie et de l'Amérique du nord, est reconnu pour avoir envahi des milieux humides surtout dans le Nord-Ouest des É.-U. et avoir affecté les habitats fauniques. La graminée hybride *Miscanthus x giganteus* (indigène d'Asie) et le panic érigé (*Panicum virgatum*; indigène du centre et de l'est des États-Unis) sont des graminées en C4 en vue en Europe et aux É.-U.

Plusieurs espèces de *Miscanthus* sont envahissantes ou en ont le potentiel, en particulier les parents de *M. x giganteus*. Ce dernier est un allopolyploïde qui ne produit pas de semences viables et qui se reproduit végétativement. Toutefois l'allopolyploïdie ne garantit pas la stérilité continue et la propagation végétative est souvent associée à l'envahissement ou y contribue directement. Plusieurs autres traits qui font de *M. x giganteus* une espèce à potentiel élevé pour la culture pourraient aggraver son caractère envahissant, soit son habilité à retiger de ses rhizomes, son efficacité photosynthétique et son taux de croissance rapide.

Le panic érigé partage plusieurs traits du *Miscanthus* et peut aussi produire des semences, lui conférant un potentiel envahissant encore plus grand. Les auteurs soulignent d'ailleurs que des plantes originaires d'une région peuvent devenir envahissantes dans une autre, lorsqu'elles échappent aux compétiteurs et aux ennemis naturels, comme le serait le panic érigé dans certaines régions.

Internationalement, le contrôle ou l'éradication d'une graminée pérenne envahissante a connu très peu de succès. Les herbicides sont utilisés pour leur contrôle dans les cultures, mais ils sont trop

onéreux ou inappropriés pour les utiliser dans les «Rangelands», les parcs nationaux et les réserves fauniques. Le développement d'agents de contrôle biologiques a été écarté en raison des risques perçus que ces nouveaux ennemis s'attaquent à des cultures commerciales, dont le blé, le maïs, l'orge et le riz qui font partie de la même famille de graminées.

Finalement, les auteurs soulignent que la sécurité de ces nouvelles cultures doit être basée sur des analyses agronomiques et écologiques. Ces types d'analyse sont déjà obligatoires pour les agents de contrôle biologiques et les plantes transgéniques.

Parmi les moyens proposés pour contrer l'invasion de nouvelles espèces, quelques protocoles basés sur un ensemble de critères ont été mis de l'avant pour évaluer le risque. Barney et DiTomaso (2008) présentent une telle étude de risques (WRA : Weed risk assesment) dans laquelle l'introduction de panic érigé a été évaluée en Californie et le *Miscanthus x giganteus*, à la grandeur des États-Unis. Même s'il n'y a pas eu d'observations indiquant que le panic érigé aurait échappé à son aire de culture dans la plupart des régions où il a été nouvellement introduit en Europe, en Australie ou dans le Nord-Ouest des États-Unis, leur outil indiquait des besoins additionnels d'évaluation avant de promouvoir l'introduction de cette culture en Californie. Le panic érigé possède la plupart des caractéristiques lui permettant de se propager dans les zones non endémiques de la Californie, notamment sa production élevée de graines, son habilité à se régénérer à partir de fragments végétaux, son taux de croissance rapide et sa capacité d'adaptation à plusieurs environnements. Toutefois, selon leur outil, en utilisant des génotypes stériles de panic érigé, l'introduction de cette culture deviendrait acceptable en Californie. La stérilité du *M. x giganteus* réduit également les risques de son envahissement dans l'ensemble des États-Unis pour les mêmes raisons, malgré la capacité envahissante et de dégradation du milieu qu'un de ses parents, *Miscanthus sinensis* a à son actif. Par ailleurs, aucun cas d'invasion à l'extérieur de la zone cultivée n'a été rapporté suite à 30 ans de travaux de recherche en parcelles à travers l'Europe. En conclusion, les auteurs ont comparé les propriétés agronomiques de ces graminées cultivées pour la biomasse avec celles de graminées envahissantes. La plupart des traits de caractère pour lesquels nous voudrions sélectionner ces graminées sont aussi présents dans les espèces envahissantes, probablement en raison du fait qu'elles ne sont plus sélectionnées pour le grain ou une partie reproductive, mais pour optimiser la production de biomasse tout en réduisant les besoins en intrants.

Selon Jakob *et al.* (2009), les connaissances actuelles en sélection et en manipulation génétique ainsi que sur le génome de plusieurs des céréales apparentées aux graminées pérennes en C4 (panic érigé, *Miscanthus*, *Sorghum bicolor*) destinées à la production de biomasse devraient permettre d'obtenir des cultivars aux propriétés envahissantes mieux contrôlées, tout en maximisant la production de biomasse. L'absence ou le retard de la floraison ainsi que l'absence de production de graines sont des traits de caractère à sélectionner. Ceux-ci pourraient augmenter le rendement de la biomasse tout en réduisant les risques de transfert de gènes non désirés et le caractère envahissant de ces cultures. D'autres traits, comme la croissance agressive des rhizomes et celle des tiges nodales doivent aussi être réduits ou éliminés dans le processus de sélection. Le développement par rhizome est généralement souhaité pour remplir les espaces entre les plants, mais il ne devrait pas être agressif

au point de s'étaler hors des parcelles. Par exemple, dans le cas de *M. x giganteus*, la croissance des rhizomes est restreinte localement et sa stérilité procure une protection contre les croisements externes.

Plus près de nos intérêts, l'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*) a fait l'objet d'une revue récente de son potentiel comme culture de biomasse énergétique (Wrobel *et al.* 2009). Y est décrit entre autres le caractère envahissant de cette plante dans les milieux humides des régions du centre-ouest et du nord-ouest des États-Unis. Cette plante est déclarée envahissante dans neuf états américains parce qu'elle domine les milieux humides et qu'elle bloque les cours d'eau. Toutefois, elle n'est pas considérée un problème dans le reste des États-Unis. Sa croissance peut être réprimée dans les endroits où des espèces indigènes sont déjà présentes (Reinhardt et Galatowitsch 2005). Pourtant l'alpiste roseau présente une grande diversité génétique qui lui permet de s'adapter, de survivre et de croître sous une grande variété de conditions environnementales. Plusieurs travaux suggèrent d'ailleurs que les populations envahissantes d'alpiste roseau sont originaires de cultivars européens ou sont composées d'hybrides entre des génotypes européens et nord-américains (Lavergne *et al.* 2010). D'autres suggèrent plutôt que c'est l'enrichissement des milieux humides en nutriments qui a contribué au développement et à la croissance des populations d'alpiste roseau. Ainsi, Lavoie *et al.* (2005) relie l'envahissement de l'alpiste roseau dans le sud du Québec à la pollution par les nitrates, la construction routière et les niveaux fluctuants du fleuve Saint-Laurent, tous des phénomènes reliés à l'activité humaine.

4.4.2 Caractère envahissant des cultures présentant un intérêt pour la production de biomasse industrielle

- Alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*)

L'alpiste roseau produit une couronne dense avec un réseau bien développé de rhizomes souterrains vigoureux qui en fait une espèce végétative se répandant rapidement (Coops *et al.* 1996 ; Kätterer et Andrén 1999). C'est une plante qui s'établit facilement et qui persiste très bien. Elle a aussi la particularité de très bien répondre aux nutriments et démontrerait une réponse en rendement jusqu'à des niveaux de fertilisation aussi élevés que 920 lbs/acre (1031 kg/ha) d'azote (Schmitt *et al.* 1999). Selon Galatowitsch *et al.* (1999), une fois établi, le *Phalaris arundinacea* est très compétitif et envahissant dans les régions tempérées de l'Amérique du Nord et sa vigueur peut éliminer les autres espèces de plantes (Apfelbaum et Sams 1987). Cette espèce est envahissante en Amérique du Nord où elle est considérée comme une menace majeure pour la végétation naturelle des milieux humides et pour les lieux de reproduction des oiseaux (Lavergne et Molofsky 2006). La propagation par rhizome est importante et agressive, mais la propagation par semences manque de vigueur et est très sensible à la compétition. L'alpiste roseau peut être utilisé comme pâturage et peut même tolérer des périodes de paissance fréquentes (aux deux semaines) sans effet important sur la vigueur de la plante. Les variétés étrangères sont considérées très envahissantes par le Service canadien de la faune d'Environnement Canada (White *et al.* 1993) et la situation serait jugée peu ou modérément préoccupante, particulièrement en Ontario et au Québec.

Il a été récemment démontré que le caractère envahissant de cette espèce en Amérique du Nord serait relié à l'introduction et à la recombinaison subséquente de multiples souches européennes qui ont permis la sélection rapide de nouveaux génotypes ayant un meilleur potentiel pour coloniser les milieux humides étudiés (Lavergne *et al.* 2010).

- *Andropogon hallii* (Sand Bluestem)

Andropogon hallii est une plante souvent utilisée pour le contrôle de l'érosion dans certains sols sableux et peut également être cultivé en association avec d'autres plantes pérennes pour créer un pâturage (représente un fourrage bon à excellent grâce à un taux élevé de protéines brutes, une bonne palatabilité ainsi qu'un haut rendement). Cette plante reste debout pendant l'hiver et est jugée comme peu envahissante (Broyles 2004). En conditions optimales, *Andropogon hallii* peut atteindre plus de 2 mètres de hauteur. Cette plante pérenne indigène à l'Amérique du Nord ne se retrouve généralement pas dans les sols contenant une grande quantité d'argile et où les précipitations sont inférieures à 35 cm ou supérieures à 75 cm. Elle est adaptée aux régions du Midwest et des Grandes Plaines et aux sols sableux, sables limoneux et loams sableux et elle requiert une application de chaux si le pH est inférieur à 5,5. Cette plante, se propageant principalement par rhizomes, produit des semences peu vigoureuses, comparativement aux mauvaises herbes, et son établissement nécessite un bon contrôle de la compétition.

- Aulne (*Alnus spp*) → Aulne noir européen (*Alnus glutinosa* L.)

Alnus glutinosa est une espèce à croissance rapide introduite d'Europe. Elle a la capacité de fixer l'azote atmosphérique, ce qui est rare pour les espèces autres que les légumineuses (Molhenbrock 1995). L'aulne noir répond bien à la fertilisation phosphatée surtout en sols acides (Molhenbrock 1995). Il est adapté à une grande variété de types de sols : possédant soit un bon ou un mauvais drainage et des textures fines à modérées. Il est considéré comme une espèce envahissante par le Réseau canadien pour la conservation de la flore. Ce statut est principalement observé en Ontario, Nouvelle-Écosse et Terre-Neuve (White *et al.* 1993). On ne le retrouve généralement pas dans les zones de rusticité 4 ou plus froides (Molhenbrock 1995).

- Barbon de Gérard (*Andropogon gerardii*)

Le Barbon de Gérard est une plante indigène à l'Amérique du Nord qui se retrouve du Sud canadien à la Floride. C'est une plante vigoureuse se propageant efficacement par rhizomes ou par semences. Elle est adaptée principalement aux sols humides de type sableux à argile limoneuse, mais est intolérante à l'argile lourde. La propagation par semences est plus efficace si les semences ont subi une stratification préalable au froid (4 à 5°C, 35% d'humidité). Cette plante est considérée comme envahissante dans certaines régions et peut potentiellement envahir la végétation en place si elle n'est pas gérée adéquatement (Anderson 2002).

- *Calamovilfa longifolia* (Prairie Sandreed)

Le *Calamovilfa longifolia* est une plante indigène au Canada que l'on retrouvait à l'origine du Manitoba au Québec. Elle offre une bonne résistance à la sécheresse lorsqu'elle est bien établie, mais elle est intolérante aux crues printanières (Duckwitz et Wynia, année inconnue). Cette plante ne pose pas de problèmes d'envahissement (Duckwitz et Wynia, année inconnue) et elle est difficile à récolter en grande quantité à cause de sa maturité tardive et de l'égrenage des semences.

- Caméline (*Camelina sativa*)

La caméline est une oléagineuse originaire d'Europe. Elle peut être semée avec le soya comme culture de couverture afin de réduire l'envahissement du champ par les mauvaises herbes (Leduc 2008). C'est une plante peu exigeante au niveau de la fertilité du sol. Elle n'est pas considérée comme une espèce envahissante.

- Chanvre (*Cannabis sativa*)

Les plants de chanvre cultivés pour la fibre peuvent atteindre de 2 à 4 m de haut. Les tiges récoltées après que les graines soient formées sont très ligneuses (Baxter 2000). Il est donc préférable de faucher au stade début floraison. Cette plante n'est pas considérée comme étant envahissante. Évidemment, sa culture fait l'objet d'une réglementation stricte et quiconque voulant la cultiver doit obtenir une licence délivrée par Santé Canada.

- Chiendent intermédiaire (*Agropyron intermedium*)

Le chiendent intermédiaire a été introduit d'Europe et d'Asie dans les années 1930. C'est une plante bien adaptée aux endroits recevant plus de 30 cm d'eau. Si la culture est bien régie, elle peut produire durant une cinquantaine d'années. Elle s'adapte à une grande variété de sols, mais performe mieux sur des sols d'une profondeur d'au moins 40 cm; elle peut produire des racines atteignant jusqu'à 2 m. Elle se multiplie lentement de manière végétative et très peu par semences. Cette plante fait par contre partie de la liste de plantes envahissant les milieux naturels des États-Unis (invasive.org).

- Faux sorgho penché (*Sorghastrum nutans*)

Le faux sorgho penché est une graminée haute de saison chaude pouvant atteindre une hauteur de 2 m. Elle peut devenir envahissante dans certains habitats si sa culture n'est pas gérée de façon adéquate (USDA 2002).

- Kénaf (*Hibiscus cannabinus*)

Le Kénaf est une plante annuelle de la famille des malvacées. Elle se trouve principalement dans les zones continentales humides et peut mesurer jusqu'à 3,7 m. Elle n'est pas considérée comme une espèce envahissante.

- Millet japonais (*Echinochloa frumentacea*)

Peu d'informations ont été trouvées au sujet de cette plante annuelle, mais elle ne représenterait pas de problème d'envahissement selon l'USDA.

- Millet perlé sucré (*Pennisetum glaucum*)

Le millet perlé est une graminée cespiteuse tropicale et annuelle qui est robuste, dressée, à pollinisation croisée, dont la croissance est rapide et qui peut atteindre 3 m de haut. Elle est adaptée aux sols légers et acides en plus d'être résistante à la sécheresse. Elle n'est pas considérée comme une espèce envahissante.

- Miscanthus (*Miscanthus x giganteus*)

Le miscanthus est une plante pérenne d'origine asiatique atteignant de 2 à 3 m de hauteur. Elle est peu exigeante en intrants et s'adapte à une grande variété de sols. Sa multiplication se fait généralement par rhizomes, mais ceux-ci sont très sensibles au froid (si la température du sol atteint -3,5°C). Sa durée de vie est d'environ 20 ans. Le miscanthus ne présente pas de risques de propagation non-contrôlée.

- Panic érigé (*Panicum virgatum* L.)

Le panic érigé est une plante indigène à l'Amérique du Nord. Elle n'est pas considérée par l'USDA comme une espèce envahissante.

- *Panicum amarum* (« Bitter panicgrass »)

Le *panicum amarum* est une plante indigène pérenne produisant des rhizomes. Elle peut croître sur des sols peu fertiles et est tolérante à la sécheresse. Elle n'est pas considérée comme une espèce envahissante.

- Peuplier hybride (*Populus* spp)

La culture du peuplier exige préférablement un sol loameux ou argileux, riche et profond possédant un bon drainage (Sigouin et Gaussiran 2006). Il préfère les zones recevant 40 cm de pluie ou plus par année. Les peupliers hybrides ne seraient pas envahissants : « Les hybrides ayant au moins un parent exotique sont considérés espèces exotiques. Les hybrides sont typiquement stériles, et donc non envahissants » (Bélangier 2008). Les peupliers « non hybrides », notamment le peuplier blanc, sont considérés comme envahissants.

- Phragmite (*Phragmites australis/communis*)

Il existerait deux variétés de phragmites : une variété indigène (peu envahissante) et une variété européenne qui serait plus envahissante. Cette plante pousse par de longs rhizomes ou de longs stolons aériens rampant à la surface du sol qui peuvent atteindre de 4,5 à 6 m de long. C'est une plante qui est jugée très envahissante, notamment le long des cours d'eau, des marais, des canaux de

drainage et des talus d'autoroute (Lavoie 2008). Elle forme des colonies très denses pouvant menacer la flore déjà en place.

- Robinier faux-acacia (*Robinia pseudoacacia*)

Le robinier faux-acacia provient des montagnes appalachiennes des États-Unis et est adapté à une grande variété de sols (Dickerson, année inconnue). Même si cette plante peut se propager par semences, son principal mode de propagation s'effectue par des drageons qui peuvent se projeter très loin sous la surface du sol. Le robinier produit également des rejets de souche. C'est donc une espèce très envahissante (Dickerson, année inconnue). Selon Arbres Canada (2007), le robinier faux-acacia empêche les semis d'arbres indigènes de pousser parce qu'il fournit trop d'ombre. Comme le *Robinia pseudoacacia* fait partie de la famille des Fabacées, il a la capacité de fixer l'azote atmosphérique, ce qui faciliterait l'invasion par d'autres espèces exotiques (Arbres Canada 2007). Il est important de noter que les graines, l'écorce et les feuilles contiennent des protéines toxiques qui peuvent empoisonner et tuer des bovins, des chevaux, des volailles, des moutons et des humains (Munro 2009).

- Saule à croissance rapide (*Salix ssp*)

Le saule peut s'adapter à des sols de différentes natures, mais il performe mieux dans les sols argileux et mal drainés. Les saules sont considérés comme envahissants par l'USDA.

- Sorgho sucré (*Sorghum bicolor*)

Le sorgho sucré est considéré comme envahissant par l'USDA.

- Spartine pectinée (*Spartina pectinata*)

La spartine pectinée est une graminée rhizomateuse de climat chaud. Elle peut croître sur une grande variété de sols, sauf le sable. Elle préfère les sols humides mais peut tout de même tolérer une sécheresse occasionnelle (grâce à son métabolisme en C4). Elle n'est pas considérée comme une espèce envahissante.

- Topinambour (*Helianthus tuberosus*)

Cette plante herbacée est indigène à l'Amérique du Nord et peut atteindre de 1 à 3 m de hauteur. C'est une espèce qui se reproduit végétativement et produit de nombreux tubercules. Le topinambour est jugé comme une espèce envahissante par l'USDA.

- *Tripsacum dactyloides* (« Eastern Gamagrass »)

Il est intéressant de noter que le maïs (*Zea mays*) est une espèce très apparentée et sexuellement compatible avec le *Tripsacum dactyloides* (ACIA 1994). Les croisements entre ces deux espèces sont possibles, mais seulement à la suite d'une intervention humaine.

- Triticale (*Triticosecale ssp*)

Le triticale est une espèce créée par l'homme à partir du blé et du seigle. Elle est adaptée aux sols pauvres et acides. Rien n'indique que c'est une plante envahissante.

4.5 Une comparaison des impacts environnementaux reliés aux cultures annuelles et aux cultures pérennes

De manière générale, les cultures annuelles commandent année après année des pratiques culturales plus intensives et des apports en intrants agricoles plus élevés que des cultures pérennes de graminées ou d'arbustes. Les cultures annuelles impliquent à chaque année des opérations pour réaliser les semis, des applications d'engrais et de pesticides et finalement des opérations de récolte. Une préparation préalable du lit de semence sera nécessaire, si la culture annuelle n'est pas implantée en semis direct. Pour les cultures pérennes de panic érigé, d'alpiste roseau ou de saules, les opérations de semis et de préparation du lit de semence seront limitées à la première année sur une période de production qui pourrait varier de 10 à 20 ans. Pour les cultures intensives en courte rotations (CIRC) de saule, les opérations de récolte seraient limitées à une année sur deux ou trois selon la productivité. Dans les courtes rotations forestières, cette opération serait réalisée à tous les 10 à 20 ans.

Selon la littérature précédemment citée, les cultures pérennes permettent de produire de la biomasse avec moins d'engrais et de pesticides, durant leur phase d'entretien une fois qu'elles sont implantées. Plusieurs recherches ont démontré que des cultures de panic érigé ou de saule ont été capables de soutenir une production de biomasse avec des apports nuls ou faibles d'engrais, en sollicitant davantage des mécanismes de recyclage des éléments nutritifs à partir de leur biomasse foliaire et racinaire non récoltée. Par contre, il est bien connu que la plupart de ces espèces pérennes répondront également à des apports d'engrais leur permettant d'atteindre leur plein potentiel de rendement, lorsque certains éléments deviennent limitant. Malgré la capacité du panic érigé et du saule à produire de la biomasse avec de faibles apports en engrais azotés, ces deux espèces devraient répondre favorablement à long terme à de tels apports en azote et même de potassium et de phosphore, à mesure que le système sol-plante s'épuise avec les exportations de biomasse. Vu la faiblesse du marché à l'heure actuelle pour ce type de biomasse, les apports en engrais de synthèse sont fort probablement peu rentables dans ces cultures. Toutefois, peu de recherches permettent pour l'instant de définir les doses économiques optimales d'engrais à apporter dans ces cultures sous nos conditions.

Cet usage plus restreint des engrais par les cultures pérennes pourrait aussi varier ou dépendre de l'usage de ces cultures pour valoriser des effluents d'élevage, des effluents municipaux ou d'autres matières résiduelles fertilisantes. Les cultures pérennes visées offrent par rapport aux cultures annuelles, à la fois des avantages et des inconvénients pour valoriser de tels engrais qui dépendent des éléments concernés. Par exemple, pour des éléments volatils comme l'azote ammoniacal qui représente souvent une bonne part de l'azote des effluents agricoles ou municipaux, les possibilités d'enfouissement ou d'incorporation des engrais au sol sont plus limitées dans les cultures pérennes.

Même si ces dernières offrent un couvert végétal qui puisse augmenter la couche limite de l'air et les émissions de substances volatils, les cultures annuelles offrent la possibilité d'enfouir et d'incorporer plus facilement les engrais au sol et ainsi de réduire les émissions ammoniacales. En revanche, une fois l'azote intégré au sol dans une culture pérenne, les flux d'azote non fixé (autre que N_2) vers l'atmosphère ou l'eau seront relativement faibles. Par exemple, les flux de nitrates dans les sols et les eaux de drainage ou de percolation sont habituellement très faibles sous cultures pérennes en raison de leur système racinaire très bien développé et présent durant toute l'année. De très faibles flux de nitrates ont été mesurés dans des eaux percolant sous prairie à la fois dans des sables sans drains agricoles et dans des loams drainés, comparativement aux cultures annuelles de maïs, de céréales ou de canola (Gasser *et al.* 2002).

Des épandages répétés d'engrais à la surface du sol sans travail subséquent ont aussi pour effet d'élever à la surface du sol les teneurs en certains éléments fertilisants moins mobiles, comme le phosphore. Comme dans le cas des cultures annuelles en semis direct, l'épandage répété d'engrais organiques sans incorporation dans des cultures pérennes pourraient entraîner des exportations de P, ainsi que d'autres éléments ou molécules vers les eaux de surface, lorsque ceux-ci sont solubilisés et entraînés dans les eaux de ruissellement. Par ailleurs, contrairement aux nitrates, le phosphore exporté vers les drains agricoles est peu affecté par le type de culture pérenne ou annuelle, mais davantage par le niveau de saturation en P atteint dans le sol. Sur certains sols régulièrement amendés avec des engrais organiques, les prairies pourraient même occasionner des exportations de P vers les drains agricoles supérieures aux cultures annuelles, probablement en favorisant des voies préférentielles d'écoulement de l'eau, en lien avec leur système racinaire plus développé (Michaud *et al.* 2009). Toutefois, les cultures pérennes dédiées à la production de biomasse industrielle seront vraisemblablement réalisées sur des terres moins productives et plus souvent sans système de drainage artificiel qui d'ailleurs pourrait s'avérer incompatible avec la plupart des cultures pérennes envisagées.

Les cultures pérennes offrent un couvert végétal permanent permettant de réduire de beaucoup les risques d'érosion des sols par rapport aux cultures annuelles qui généralement laissent le sol à nu une fois la récolte terminée. Les cultures pérennes de graminées en bas de pente ou dans des baissières offrent par ailleurs la possibilité de filtrer les matières en suspension dans l'eau ruisselée en ralentissant les vitesses d'écoulement et en favorisant la déposition des sédiments. Une réduction des risques d'érosion des sols dans les CIRC de saules par rapport aux cultures annuelles n'a pas encore été démontrée, le sol demeurant à nu entre les rangs de saule et moins bien protégé en dehors de la saison végétative.

L'usage de pesticides dans les cultures pérennes est généralement plus faible que dans les cultures annuelles. Quelques applications d'herbicides sont parfois nécessaires à l'implantation des cultures pérennes, mais une fois les plantes pérennes bien établies, l'usage de pesticides est pratiquement nul. Vu la possibilité d'apporter moins d'engrais azotés et la meilleure efficacité de prélèvement de ces engrais par les plantes pérennes dédiées par rapport aux cultures annuelles, les pertes d'azote par voie de lessivage des nitrates ou d'émissions de N_2O devraient être inférieures à celles sous culture annuelles.

Les cultures pérennes préconisées pour la production de biomasse (panic érigé, alpiste roseau, saule à croissance rapide) sont plus souvent mieux adaptées avec leur couvert végétal et leur système racinaire permanent, que les cultures annuelles pour réaliser des services écologiques (*Ecosystem services*) (Roberston *et al.* 2008; Limoges 2009). Parmi ceux-ci, soulignons l'usage de plantes pérennes:

- dans les bandes riveraines et les bandes engazonnées pour ralentir le ruissellement, capter les matières en suspension et réduire les charges élémentaires dans l'eau,
- dans la stabilisation des talus sur les cours d'eau ou dans les terrains en pente,
- en phytoremédiation pour améliorer, stabiliser ou décontaminer des sols contaminés ou dégradés,
- dans la valorisation des rejets agricoles, municipaux et industriels, notamment le polissage des eaux usées tertiaires,

L'utilisation de plantes pérennes dans ces conditions fournit indirectement d'autres bénéfices aux écosystèmes, notamment en séquestrant du carbone et en améliorant la qualité des sols et de l'eau, l'habitat faunique et la biodiversité. D'ailleurs, les services écologiques incluant ceux basés sur la biodiversité sont une des trois priorités de recherches ciblées par Robertson *et al.* (2008) afin d'apporter l'information nécessaire pour le développement et la mise en application d'interventions sur le terrain qui soutiennent plusieurs finalités.

4.6 Conclusions sur les cultures en émergences

Le saule à croissance rapide et le peuplier hybride retournent une bonne quantité de C au sol sous forme de résidus de culture, et ne devraient pas avoir d'effet négatif sur le bilan de la MOS à long terme. L'effet serait légèrement positif, mais l'ampleur de cet effet est toujours assujettie à beaucoup de variation et d'incertitude. Il faut cependant souligner le fait qu'il y a souvent une diminution de MOS à l'implantation (i.e., pendant environ les cinq premières années), dans les 30 premiers cm du sol. De plus, lorsqu'on parle d'effet positif sur le COS que peuvent avoir ces deux types de culture, on considère la plupart du temps le profil du sol jusqu'à 100 cm de profondeur. Les impacts sur l'érosion et la fertilité du sol devraient surtout être de nature positive, il en serait de même concernant les impacts sur la qualité de l'eau, i.e., concernant le risque de pertes de nutriments et de pesticides. Comparativement à la plupart des plantes agricoles, ces écosystèmes ont généralement recours à des quantités moindres d'azote, par conséquent il est possible qu'il y ait une réduction des émissions de N₂O (dans les sols minéraux). Les effets sur la biodiversité sont difficiles à évaluer, mais il n'y a pas d'indication qu'ils soient clairement positifs ou négatifs. Ceci dépendra en grande partie de la gestion de ces écosystèmes, ainsi que de leur localisation dans le paysage. Un autre bénéfice, surtout attribuable au saule, est son potentiel de réduction des concentrations de métaux lourds dans les sols (e.g., Cd, Zn). Toutefois, il faudrait être vigilant face aux phénomènes d'érosion lorsqu'on établit des plantations sur des terres marginales, puisque ces sols sont parfois plus sujets à l'érosion. Des restrictions sont également formulées sur des sols récemment drainés en raison du système racinaire du saule qui risque de se développer en profondeur et d'obstruer les drains agricoles.

Tout comme pour les autres plantes fourragères pérennes, les impacts du panic érigé et de l'alpiste roseau sur le bilan de la MOS seraient de nature positive. Cependant, il demeure difficile de quantifier ces effets. Des études au champ ont démontré qu'il n'y aurait peut-être pas d'effet dans les sols moins fertiles. À cet égard, les algorithmes utilisés dans les modèles BH et ICBM pour estimer la quantité annuelle de C laissée au sol par ces plantes devraient être améliorés. En général, on peut cependant d'ores et déjà prévoir que ces plantes auront surtout des effets positifs sur l'érosion et la fertilité des sols, de même que sur la qualité de l'eau. Nous n'avons pas trouvé d'études spécifiques démontrant des effets bénéfiques de ces deux espèces sur la biodiversité. En revanche, même si l'alpiste roseau a déjà été cultivé comme plante fourragère sur une grande partie du territoire québécois, il est important de considérer le caractère ou le potentiel envahissant des graminées pérennes avant d'introduire de nouvelles variétés de ces espèces.

L'impact environnemental des cultures annuelles dédiées à la production de biomasse industrielle comme le triticales, le sorgho ou le millet perlé sucré sur le bilan de la COS dépend de leur productivité et de la gestion de la biomasse aérienne de ces cultures, notamment si on utilise seulement le grain, ou la plante entière pour la production de bioproduits. Si on utilise seulement le grain, ces cultures laissent suffisamment de résidus de culture pour qu'on n'ait pas à s'inquiéter d'un éventuel effet négatif sur la MOS ; surtout si les rendements sont supérieurs à 4 à 5 tm/ha. Cependant, s'il est prévu d'utiliser la plante entière, il est relativement plausible qu'il y aura un effet négatif sur la MOS à moyen et à long terme, puisque les apports annuels de C au sol diminuent grandement.

Les effets de ces cultures annuelles émergentes sur l'érosion des sols et la qualité de l'eau ou de l'air devraient être comparables à ceux d'autres cultures annuelles conventionnelles cultivées dans les mêmes conditions. Le retrait des résidus de culture augmente les risques d'érosion à mesure que les autres facteurs (pente, longueur de pente, érodibilité des sols, érosivité de la pluie et de la fonte des neiges) favorisant l'érosion augmentent. Toutefois, les cultures à interligne étroit et les mesures mises en place pour atténuer les risques d'érosion et pour optimiser le prélèvement des engrais, telles qu'une couverture végétale à l'automne et durant l'hiver, pourraient limiter ces impacts. Par ailleurs, certaines cultures annuelles émergentes comme le sorgho sucré ou le millet perlé sucré présentent un bon potentiel de rendement sans apport important d'azote, ce qui limiterait les risques de pertes de nitrate par lessivage ou d'oxydes nitreux vers l'atmosphère.

4.7 Recommandation

Les cultures émergentes vouées à la production de bioproduits industriels devraient être sélectionnées entre autres en fonction de quelques critères environnementaux, soit une capacité de fournir un couvert végétal en continu durant l'année pour réduire les risques d'érosion et optimiser le prélèvement des intrants, de faibles besoins en engrais et en pesticides tout en étant capable de prélever des apports excédentaires d'engrais et les métaux lourds, une capacité de restituer au sol suffisamment de biomasse pour maintenir ou améliorer la MOS, et finalement une propension à favoriser la biodiversité, tout en étant des cultures peu envahissantes.

5 Les impacts environnementaux de la remise en culture des terres marginales ou en friches

Les terres dites marginales sont des superficies dont le potentiel agricole est amoindri par diverses limitations. Une partie de ces terres a été reboisée après avoir été cultivée pendant une période plus ou moins longue. Certaines terres marginales sont consacrées à des usages agricoles peu intensifs (ex. : pâturages naturels), alors que d'autres sont en friche, c'est-à-dire à l'abandon pour une période indéterminée sans intention de remise en culture (Vouliny et Gariépy 2008). Par ailleurs, une certaine quantité de terres agricoles de bonne qualité est en friche pour diverses raisons géographiques ou socioéconomiques.

Étant donné que la majorité des terres avec un bon potentiel agricole est déjà cultivée, les terres marginales et les friches constituent une cible attrayante pour la production de biomasse (de Vries *et al.* 2007; Hill *et al.* 2006). La mise en valeur de ces terres aurait notamment l'avantage de minimiser la compétition entre la production alimentaire et la production de biomasse dédiée à d'autres fins (Tilman *et al.* 2009).

Mais la mise en culture des terres marginales soulève plusieurs interrogations au niveau environnemental (Campbell *et al.* 2008; Gutierrez et Ponti 2009; Piñeiro *et al.* 2009; Secchi *et al.* 2009). Le défi relié à la valorisation des terres marginales pour la production de biomasse est donc de profiter des opportunités économiques sans compromettre leur grande valeur environnementale (Fargione *et al.* 2009).

5.1 Évaluation des superficies disponibles

L'inventaire des superficies disponibles et de leur potentiel est à la base du processus de valorisation. Toutefois, l'évaluation des superficies en friche et autres terres potentiellement exploitables pour la production de biomasse se bute à certaines difficultés méthodologiques, dont la disponibilité et l'âge des données, le manque de validation, et les disparités au niveau des critères d'évaluation et de classification.

En appliquant deux méthodologies d'analyse spatiale, le MAPAQ (2009) a estimé les superficies non cultivées potentiellement exploitables pour la production de biomasse à des fins bio-industrielles entre 200 000 et 355 000 ha pour l'ensemble du Québec. Ces estimations sont du même ordre de grandeur que les chiffres issus du Recensement de l'agriculture 2006 de Statistique Canada, soit 143 969 ha en « autres terres » (qui inclut les friches) et 158 602 ha en « terres naturelles » pour le pâturage, pour un total d'environ 302 600 ha.

Dans la même étude, le MAPAQ a compilé les friches déclarées par les producteurs dans la Fiche d'enregistrement des exploitations agricoles (2007), pour obtenir une superficie totale d'environ 32 000 ha de terres en friche. Cependant, cette donnée serait trop conservatrice, car elle exclut des superficies en friche relativement importantes dont les propriétaires n'ont pas le statut de

producteurs agricoles. À l'aide d'une approche différente, une étude exploratoire de Vouligny et Gariépy (2008) a estimé la superficie de terres en friche à l'échelle du Québec à près de 109 000 ha.

Ces deux études dressent des portraits régionaux qui montrent la grande variabilité interrégionale au niveau des superficies en friche. Les auteurs soulignent aussi les disparités dans la disponibilité des données et l'importance de mettre à jour et de valider l'information avec l'aide des conseillers régionaux en aménagement.

Comme le précise l'étude du MAPAQ, les surfaces estimées ne sont pas nécessairement un portrait exact des superficies potentiellement exploitables. En effet, le potentiel agricole des superficies non cultivées est inconnu, et certaines de ces terres ne se prêtent pas nécessairement à une production de biomasse rentable. De plus, il est possible que des superficies agricoles périphériques aux zones domiciliaires ou industrielles ne soient pas remises en culture en raison de leur haute valeur spéculative.

5.2 Potentiel de valorisation des terres marginales

5.2.1 Couverture végétale

Vouligny et Gariépy (2008) ont constaté qu'il n'existe pas de classification uniforme des terres en friche au Québec. Plusieurs auteurs ont proposé une classification basée sur la couverture végétale. D'autres classent plutôt les friches selon leur vocation potentielle : agricole, forestière ou mixte, sur la base de différents critères comme la superficie, la situation géographique et le zonage, l'accessibilité, les caractéristiques du sol, la végétation présente, etc.

Telle que décrite par Vouligny et Gariépy (2008), « la friche est constituée d'une succession de végétaux qui, laissée à elle-même, redeviendra une forêt ». Benjamin *et al.* (2005) mentionnent également que le temps écoulé depuis l'abandon des activités agricoles a une influence sur la végétation observée, les friches plus jeunes étant dominées par une végétation herbacée, tandis que les friches plus âgées sont dominées par une végétation arbustive et arborescente.

De fait, le couvert végétal (type de végétation et stade de développement) aura certainement un impact sur les coûts et les efforts requis pour la remise en culture d'une terre. Le couvert végétal des terres en friche étant en constante évolution, le potentiel de valorisation des terres marginales est donc en mouvement également.

5.2.2 Facteurs écologiques abiotiques

L'étude de 36 friches du sud-ouest du Québec par Benjamin *et al.* (2005) a révélé que les facteurs écologiques abiotiques, tels que la pente ou la pierrosité de surface, et les facteurs historiques (utilisation des terres) ont une influence déterminante sur la dynamique des friches. En revanche, les facteurs spatiaux (surface, périmètre ou complexité de la forme du champ) semblent avoir peu d'influence sur le devenir des friches.

D'après Bélanger (2010), les principales limitations rencontrées sur les terres marginales québécoises sont l'acidité, la fertilité déficiente, la texture difficile, le mauvais drainage, la faible profondeur, le relief prononcé ou irrégulier, la forte pierrosité de surface, la difficulté d'accès et les contraintes climatiques (saison trop courte). Certaines de ces limitations ont essentiellement pour inconvénient de restreindre le potentiel agricole de ces terres. C'est le cas des problèmes d'acidité, de fertilité, de pierrosité, d'accessibilité et de climat. Par ailleurs, en plus de limiter le potentiel de valorisation, certaines limitations sont de nature à augmenter les risques environnementaux liés à la culture de ces terres. C'est le cas des problèmes de texture, de drainage, de profondeur et de relief.

Certaines de ces limitations peuvent être corrigées ou atténuées pour améliorer la productivité des terres marginales :

1. Acidité : le chaulage de surface est relativement facile. Par contre, le chaulage en profondeur serait très coûteux. Il est donc préférable de choisir des espèces tolérantes aux sols acides (ex. : graminées, lotier).
2. Drainage : le drainage souterrain n'est pas toujours efficace dans les terres marginales, notamment dans les sols minces ou les sols à texture fine et peu perméables (sables fins ou limons). Mieux vaut choisir des espèces tolérantes au mauvais drainage.
3. Profondeur : certaines espèces peuvent donner des résultats intéressants en sols minces (jusqu'à une certaine limite).
4. Fertilité : intégrer des légumineuses, qui fixent l'azote atmosphérique. De plus, certaines plantes fourragères pérennes peuvent produire sans apport de P et K, même en sols pauvres.
5. Pente et pierrosité : faire confiance aux espèces présentes. Le semis direct permet aussi de réduire le travail d'épierreage et de mieux protéger les sols contre l'érosion.

Bélanger (2010) décrit aussi quatre stratégies de mise en valeur des terres marginales, par ordre croissant des investissements requis :

1. Récolter ce qui pousse, sans amélioration.
2. Augmenter la productivité des espèces présentes à l'aide d'intrants à moindre coût.
3. Implanter de nouvelles espèces (ex. : cultures dédiées à la production de biomasse à des fins énergétiques).
4. Améliorer les caractéristiques des sols pour élargir les possibilités d'utilisation.

En résumé, il est possible d'améliorer le potentiel de production des terres marginales. Certaines améliorations sont abordables, alors que d'autres impliquent des coûts majeurs qui peuvent compromettre tout potentiel de rentabilité. Le choix d'espèces cultivées qui soient bien adaptées aux

conditions du milieu est donc un fondement essentiel au succès de la valorisation et à l'utilisation optimale des terres marginales (Laverdière 2008). À ce sujet, Bélanger (2010) rappelle que les plantes fourragères sont généralement mieux adaptées aux terres marginales que les cultures annuelles, car elles s'adaptent à plusieurs conditions difficiles, et que la valorisation de ces plantes fourragères par les ruminants est un système qui fonctionne depuis longtemps. Certaines espèces herbacées ou forestières dédiées à la production de biomasse à des fins énergétiques auraient aussi la flexibilité requise pour valoriser les terres marginales.

Plusieurs auteurs suggèrent que l'aménagement des terres à moindre potentiel soit orienté vers des options comme la reconstruction du potentiel forestier ou la conservation d'habitats. Et même pour certaines terres en friche présentant un bon potentiel de remise en culture, Benjamin *et al.* (2005) militent en faveur du maintien d'une partie de ces anciennes terres agricoles dans leur état actuel, dans un objectif de conservation de la biodiversité. En effet, certains de ces sites abritent des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables. Dans les régions où la plupart des milieux humides ont été drainés, la conservation de ces friches permettrait la protection d'habitats fragiles, qui sont de plus en plus rares.

5.2.3 Aspects sociaux

Les aspects sociaux liés à la valorisation des terres marginales sont tout aussi importants que les aspects techniques ou économiques, puisque ce sont les propriétaires qui décident ultimement de leur mise en valeur. Vouligny et Gariépy (2008) identifient d'ailleurs l'intérêt des propriétaires comme un des trois facteurs clés pour la valorisation des friches, les deux autres étant l'emplacement géographique et le stade du couvert végétal. De plus, dans une perspective de développement durable, l'acceptabilité sociale d'un projet, soit sa capacité à se faire accepter ou non chez les acteurs sociaux directement et indirectement concernés (Martineau et Bouthillier 2007), fait désormais partie des critères décisionnels à considérer.

Benjamin *et al.* (2008) ont étudié la dimension sociologique des friches pour mieux comprendre la perception de leurs propriétaires. La perception à l'égard des friches est celle qui est la plus négative (faible valeur économique et esthétique) comparativement aux autres utilisations du sol étudiées (maïs, fourrages, pâturages, prairies, plantations, terres à bois). Les friches sont associées à une impression négative de déclin (Baumgartner 2006). Les friches sont souvent des surfaces qui n'ont pas été achetées par choix, mais qui ont été acquises par défaut avec le reste d'une propriété désirée. De façon générale, les friches sont peu fréquentées et méconnues de leurs propriétaires, et plusieurs d'entre eux aimeraient les remettre en culture.

Cependant, la perception d'une friche varie selon le type de propriétaire (Benjamin *et al.* 2008; Vouligny et Gariépy 2008). Les habitants néoruraux et les propriétaires plus âgés semblent préférer, d'une certaine manière, conserver leurs friches dans cet état et encourager ainsi un retour à l'environnement naturel, qui tend vers le développement d'un couvert forestier. Inversement, les exploitants agricoles sont les plus intéressés à mettre en valeur leurs terres non cultivées, que ce soit pour des usages agricoles ou sylvicoles. La recherche de l'utilisation optimale de leur propriété, qui

est généralement leur principale source de revenus, semble bien établie dans ce groupe. Néanmoins, dans la région du sud-ouest du Québec où l'agriculture est intensive, il semble que les propriétaires qui décident de valoriser leur friche par la reforestation soient motivés par des raisons autres que pécuniaires, dont la vision de cette partie de leur propriété comme un milieu de vie plutôt que comme un espace de production. Dans cette région, la méconnaissance des options disponibles pour le reboisement, reliée à l'absence d'intervenants actifs en aménagement forestier, semble être le principal facteur qui limite la reforestation par ces propriétaires (Benjamin *et al.* 2008).

Une étude exploratoire de Martineau et Bouthillier (2007) a étudié la perception de divers intervenants estriens face à la ligniculture de peupliers hybrides en milieux forestier et agricole privés. La ligniculture étant une pratique assez nouvelle, son acceptabilité sociale demeurerait difficile à cerner, malgré que certaines orientations générales aient pu être repérées. Outre les valeurs et intérêts individuels (ex. : effet sur le potentiel de chasse et pêche), ce sont les inquiétudes quant aux impacts environnementaux et aux répercussions extra-sites qui ont davantage interpellé les répondants. L'esthétique des paysages est également ressortie comme étant une pierre angulaire de l'acceptation sociale : la plupart des acteurs qui valorisent le monde agricole s'opposent aux pratiques forestières intensives, alors que ceux qui valorisent le monde forestier sont plutôt ouverts à la ligniculture. Aussi, pour plusieurs répondants, le type de terrain utilisé était un aspect important : la plantation de peupliers semblait plus acceptable sur une friche agricole ou sur une terre dégradée que sur une terre encore propre à l'agriculture.

L'acceptabilité sociale est un processus qui se construit localement en fonction des intérêts, des valeurs et des besoins collectifs et individuels (Martineau et Bouthillier 2007). Les options de mise en valeur des terres marginales doivent donc être adaptées aux perceptions et aux intérêts des propriétaires, mais aussi à ceux d'autres acteurs du milieu. Ainsi, on peut croire que les propositions de mise en valeur considérées comme acceptables et jugées intéressantes ne seront pas les mêmes en zone périurbaine, dans une région touristique ou en région éloignée.

La plupart des terres marginales et des friches sont d'anciens sols défrichés qui constituent des superficies en réserve pouvant soutenir une éventuelle expansion des activités agricoles. Certains considèrent donc que les options de mise en valeur doivent préserver le potentiel agricole des friches. D'autres suggèrent plutôt la plantation pour reconstruire le potentiel forestier, dans un objectif environnemental, surtout dans les régions d'agriculture intensive. Dans tous les cas, des ressources dynamiques et des services d'information, de démonstration, d'encadrement et de support semblent nécessaires pour mieux faire connaître l'intérêt des différentes options de mise en valeur, leurs facteurs de succès et de risque, et favoriser ainsi leur acceptabilité sociale et leur adoption.

5.2.4 Aspects réglementaires et administratifs

L'article 50.3 du Règlement sur les exploitations agricoles (REA) interdit l'augmentation des superficies cultivées dans les bassins versants dits dégradés, soit ceux dont la concentration médiane en phosphore à l'embouchure excède le critère d'eutrophisation de 0,03 mg/l. Ces bassins versants

incluent la plupart des municipalités agricoles dans la zone méridionale du Québec, le long du fleuve Saint-Laurent entre les villes de Montréal et de Québec, sauf pour la région au nord du fleuve entre Trois-Rivières et Québec (Figure 25). L'objectif de cette interdiction est de prévenir des augmentations de charges polluantes dans des écosystèmes déjà dégradés.

Pour l'application de cet article, les essences ligneuses ne sont pas considérées comme des cultures par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, sauf les essences ornementales ou fruitières et les pépinières, qui sont aussi couvertes par l'interdiction (Beaulieu 2010). Avec la réglementation actuelle, la valorisation des terres en friche ou autres terres marginales qui n'ont pas été cultivées depuis 1990 ne serait donc possible que par la plantation d'essences ligneuses (peupliers, saules, etc.) dans ces régions. Même des cultures pérennes comme le panic érigé ou le miscanthus y seraient interdites.

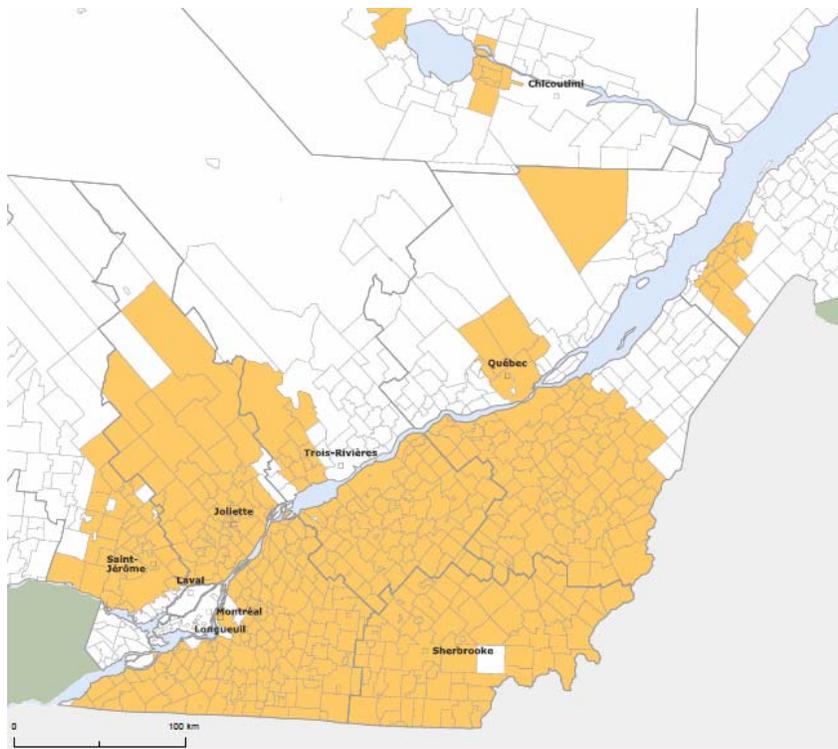


Figure 25 : Municipalités inscrites à l'article 50.3 du REA où la remise en culture de terres non cultivées depuis 1990 est interdite.

Par ailleurs, le ministère des Ressources naturelles et de la Faune a mis en place certains programmes pour soutenir le développement de la forêt privée. En zone agricole, les demandes de reboisement subventionné dans le cadre de ces programmes doivent toutefois faire l'objet d'un avis favorable du MAPAQ (MAPAQ – MER 1987). Or, dans l'étude des demandes de reboisement, le MAPAQ tient compte de différents critères, dont le potentiel du sol, et veille à la protection des sols agricoles de qualité.

Aujourd'hui, la plupart des programmes de mise en valeur des forêts privées sont appliqués par les agences forestières régionales. Puisque ces agences sont financées en partie par le MRNF, elles doivent tout de même respecter l'entente-cadre de 1987.

Le financement des plantations d'espèces ligneuses en milieu agricole devra donc vraisemblablement provenir de sources entièrement privées. Car même en milieu agricole, rien n'empêche une entreprise ou un particulier d'établir une plantation forestière à ses propres frais.

5.3 Les impacts environnementales de la conversion des terres marginales en cultures annuelles ou pérennes

Les terres marginales et les friches procurent certains avantages environnementaux. Elles peuvent servir de refuges de biodiversité pour la flore et la faune qui s'y établissent. Étant souvent exemptes d'intrants chimiques, elles peuvent servir de zones tampons entre les superficies cultivées et le milieu naturel (Voulligny et Gariépy 2008). Elles peuvent aussi servir de puits de carbone (Tremblay *et al.* 2007).

Des polycultures de plantes pérennes (ex. : prairie ou pâturage), des monocultures conventionnelles (ex. : maïs, soya ou céréales), ou des monocultures de plantes énergétiques, pérennes ou non (ex. sorgho, millet, panic érigé, saule) pourraient être implantées sur les terres marginales. Mais la mise en culture des terres marginales, que ce soit avec des plantes pérennes ou non, soulève certaines interrogations environnementales en lien avec l'émission des GES (Ceotto 2008) et la perte de biodiversité (Fargione *et al.* 2009). Les terres marginales sont moins productives et requièrent de plus grandes superficies pour obtenir des rendements similaires à une terre cultivée (Marland et Obersteiner 2008). Elles sont aussi plus vulnérables que les autres terres agricoles. Leur remise en culture pourrait donc avoir des impacts sur la production plus faibles que prévu et des impacts environnementaux plus grands que prévu (Lubowski 2006).

Un constat général sur les risques environnementaux peut être formulé ainsi :

- Plantes annuelles > plantes pérennes (Thomas *et al.* 2009; Varvel *et al.* 2008; Hill 2007; Fargione *et al.* 2009; Anderson et Fergusson 2006);
- Monoculture > polyculture (Tilman *et al.* 2006; DeHaan *et al.* 2009).

Les sections qui suivent résument les principaux risques environnementaux (qualité des sols, de l'eau, de l'air et biodiversité) découlant de la mise en culture des terres marginales.

5.3.1 Risques pour la qualité des sols

À leur état naturel, les sols sont issus d'écosystèmes forestiers ou de prairies naturelles. Les sols de terres en friche peuvent avoir un état apparenté à ces sols naturels.

5.3.1.1 Perte de matière organique des sols

Il est bien connu que la matière organique du sol (MOS) tend à diminuer lorsque des terres à l'état naturel sont mises en culture selon divers régimes de travail de sol. Cette diminution est plus rapide pendant les dix premières années suivant la mise en culture (Davidson et Ackermann 1993; Mann 1986; Schlesinger 1986; Murty *et al.* 2002), pour atteindre ensuite un nouvel équilibre après quelques décennies (Sauerbeck 2001), soit en passant par les phases A à C (Figure 26). Par la suite, de meilleures pratiques culturales ou des amendements organiques peuvent contribuer à augmenter le niveau de la MOS, c'est-à-dire de stocker du CO₂ atmosphérique sous forme de MOS (phase D). Ceci se traduira par un nouvel équilibre de la MOS (phase E). Le temps requis pour atteindre cet équilibre variera de 20 à 40 ans (West et Marland 2003) à 50 à 100 ans (Sauerbeck 2001).

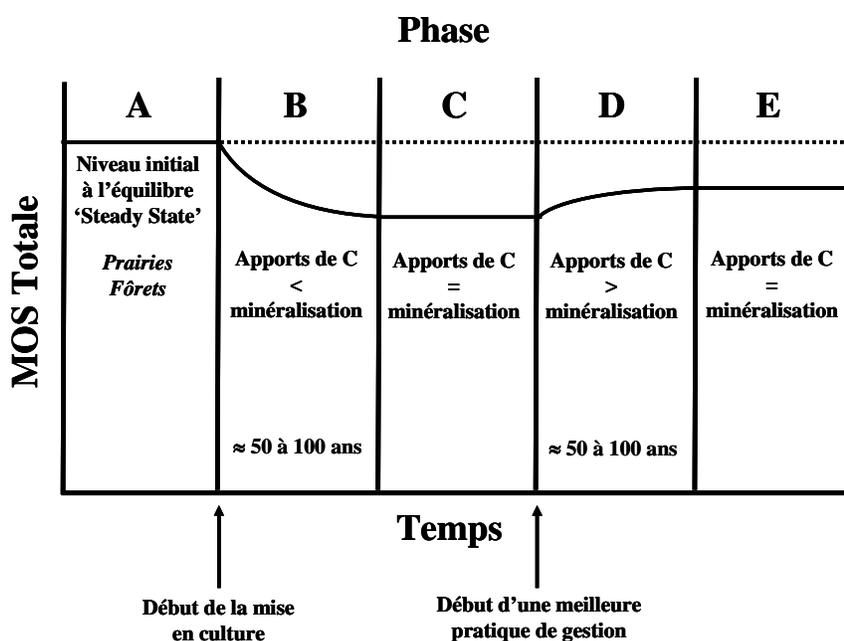


Figure 26 : Schéma de l'évolution de la matière organique des sols (adaptée de Sauerbeck 2001).

Certains auteurs ont démontré que la conversion des vieilles prairies et systèmes forestiers peut entraîner une diminution de la MOS variant de 30 à 75 %, cette diminution étant particulièrement importante sous un travail de sol conventionnel (Haas *et al.* 1957; Peterson *et al.* 1998; Lal *et al.* 2007, cité par Follett *et al.* 2009).

La dynamique du carbone dans le sol est donc étroitement liée à l'influence de l'utilisation du sol sur le processus de minéralisation. Tel qu'illustré par la Figure 27, les terres mises en réserve (CRP, pour Conservation Reserve Program) séquestrent du carbone pour atteindre un niveau de MOS similaire à une prairie alors que les terres mises en culture avec du maïs émettent du carbone. L'accumulation de la MOS est un processus beaucoup plus lent que la perte de MOS découlant de la mise en culture.

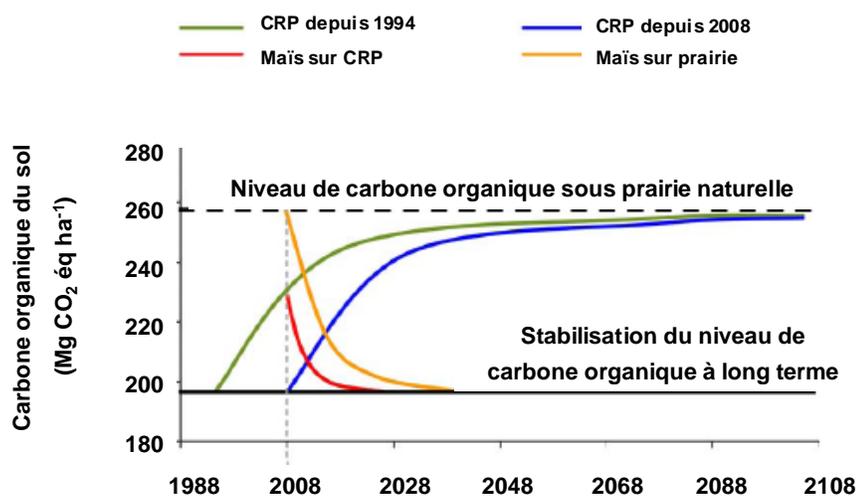


Figure 27 : Évolution de la teneur en carbone organique du sol à long terme selon différents scénarios d'utilisation du sol (tirée de Piñeiro *et al.* 2009).

En faisant une métaanalyse à partir de données expérimentales recueillies à travers le monde, Murty *et al.* (2002) ont calculé qu'après une conversion des écosystèmes forestiers en écosystèmes agricoles, la MOS avait diminué de 22 % (sur une base de masse de carbone, en tenant compte des changements de densité du sol, alors que les profondeurs échantillonnées variaient de 10 à 80 cm). Toutefois, l'étude de Murty *et al.* (2002) a aussi démontré que la conversion des forêts en pâturages n'avait pas influencé significativement le niveau de la MOS (en moyenne, mais les variations de cet effet étaient importantes, soit de -50 à +160 %). Pour les conditions édaphiques et climatiques de l'est du Canada, Ellert et Gregorich (1996) ont déterminé que la conversion des forêts en terres agricoles en Ontario a fait diminuer de 32 ± 9 % la teneur en MOS dans l'horizon A. Dans les sols podzoliques du Québec et de l'Île-du-Prince-Édouard, cette diminution était de 35 % (Carter *et al.* 1998). Cependant, cette même étude qui comparait deux sites adjacents (forestier vs agricole) en prenant des échantillons de sol jusqu'à une profondeur de 25 cm a démontré que parfois le niveau de la MOS était de 25 % plus élevé dans les sols agricoles, comme c'était le cas pour un Gleysol et deux Brunisols au Québec.

Une étude sur environ 20 sites aux États-Unis (dans les régions du centre et de l'est du pays), a fait ressortir que, comparativement aux sites de référence constitués de prairies naturelles, les sols cultivés contenaient 32 % moins de MOS dans la couche de 0 à 30 cm (Follett *et al.* 2009). En France, une telle diminution a été quantifiée à 0,95 tm C/ha par année (Soussana *et al.* 2004). Sur une base de comparaison relative, Ericson et Mattsson (2000) avaient chiffré cette diminution à 0,39 tm C/ha dans la couche de labour (0-25 cm) pour une région du nord de la Suède. Sur une ferme au centre de la Suède, Kätterer *et al.* (2008) ont observé une diminution de 0,03 à 0,2 tm C/ha par année sur deux sites en prairie naturelle ayant été convertis en sols cultivés. Il existe moins de données spécifiques pour l'est du Canada, mais Martel et Deschênes (1976) avaient démontré qu'un sol agricole de Charlevoix contenait 30 % moins de MOS qu'un sol sous prairie naturelle, alors qu'un sol des Cantons de l'Est en contenait 36 % de moins (dans les horizons A et B). Par ailleurs, l'inventaire des problèmes

de dégradation des sols agricoles minéraux cultivés (Tabi *et al.* 1990) a bien démontré que la diminution de la MOS constituait un phénomène d'envergure pour les sols sous monoculture comparativement à des sols sous prairie (témoins).

Les données de la littérature suggèrent donc un déclin probable de la MOS suite à la remise en culture d'une vieille prairie, d'une forêt ou d'une terre abandonnée. Ceci est surtout relié à une importante minéralisation de la MOS accumulée à l'état naturel dans le sol, associée à un retour moindre des résidus de culture laissés au sol pour contrebalancer cette minéralisation. Toutefois, l'ampleur des changements au niveau de la MOS dépendra du type de culture qui sera mis en place sur ces terres. Plus la nouvelle culture retournera de résidus au sol, plus l'impact devrait être amoindri. Par exemple, on pourrait penser que l'implantation d'une culture pérenne comme le panic érigé, qui laisse beaucoup de résidus de culture au sol (beaucoup de racines) tout en maintenant une couverture végétale permanente en surface qui aide à freiner l'érosion des sols, aurait moins d'effets négatifs qu'une culture annuelle comme une céréale à paille ou du maïs.

Andersen-Teixeira *et al.* (2009) ont estimé à partir de 46 études publiées, la dynamique du carbone organique dans les sols (COS) suite à la remise en culture de sols non cultivés. La mise en culture avec du maïs entraînait des pertes de COS, alors que l'implantation de panic érigé, de miscanthus ou de prairies naturelles s'est traduit par des gains en COS (Figure 28). Les pertes ou les gains de COS ont été modulées par le type de travail du sol et le type de culture. Le type de culture a influencé la répartition du carbone entre le feuillage et les racines, mais il a aussi déterminé la dynamique de décomposition des tissus et l'intensité du prélèvement de la biomasse. Et comme pour les sols cultivés, les facteurs pédoclimatiques et la fertilisation ont influencé la décomposition du carbone organique des sols non cultivés.

Piñeiro *et al.* (2009) ont aussi observé que la mise en culture des sols non cultivés avec des cultures annuelles comme le maïs pour produire du biocombustible réduisait le carbone organique du sol (COS), limitant ainsi les efforts de réduction des émissions de GES. Par contre, la séquestration du COS par les plantes pérennes comme le panic érigé a un effet positif sur la réduction des émissions de GES (Garten Jr. *et al.* 2010).

Par ailleurs, plusieurs plantes pérennes (prairies et cultures intensives à courtes rotations) peuvent contribuer à restaurer le carbone organique des sols peu productifs et peuvent croître dans des sols contaminés, acides, compactés et/ou mal drainés (Blanco-Canqui 2010). Les tissus aërenchymes des racines permettent un apport d'oxygène qui facilite la croissance des plantes pérennes dans des conditions moins propices. Le maintien du niveau de COS dans des cultures pérennes comme le panic érigé requiert toutefois l'ajout d'engrais azoté (Garten Jr. *et al.* 2010). Ces mêmes auteurs ont constaté que la première période de croissance était dominée par l'accumulation de biomasse aérienne alors que la deuxième période de croissance permettait à la plante d'accroître sa biomasse racinaire et de séquestrer du carbone plus en profondeur. Ce constat indique qu'une seule récolte à la fin de la saison de croissance permet de maximiser la séquestration du carbone et d'optimiser le cycle de l'azote.

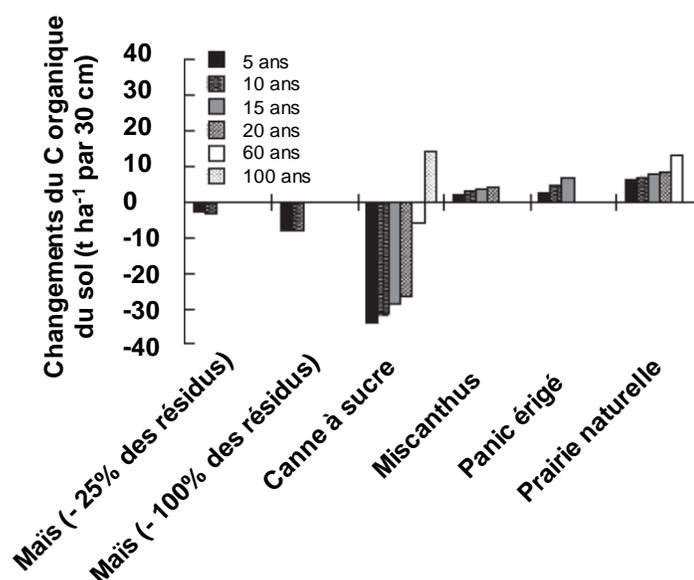


Figure 28 : Évolution du carbone organique du sol (0 à 30 cm de profondeur) suivant l'implantation de différentes cultures énergétiques sur un sol non cultivé (Anderson-Teixeira *et al.* 2009).

5.3.1.2 Risque d'érosion

Les facteurs influençant l'érosion des sols sont vastement documentés et décrits à la section 3.4 du présent document. Si la plupart des terres marginales sont actuellement protégées par un couvert végétal permanent (herbacé, arbustif ou arboré) et une biomasse racinaire abondante, leur remise en culture pourrait les exposer à de forts taux d'érosion.

En effet, tel que mentionné précédemment, plusieurs terres marginales sont marquées de limitations qui affectent leur productivité et leur vulnérabilité environnementale. Les sols en pente, peu profonds, mal drainés ou peu perméables (textures limoneuses ou sables fins) sont particulièrement vulnérables au ruissellement et à l'érosion hydrique.

La perte de matière organique résultant de la remise en culture des terres marginales (voir section précédente) réduira la stabilité structurale des sols, d'où une sensibilité accrue au bris des agrégats par la pluie et à l'entraînement des particules fines par le ruissellement. La dégradation de la structure réduit aussi la perméabilité du sol, ce qui diminuera l'infiltration de l'eau dans le sol au profit du ruissellement, d'où une érosion encore accrue. De même, la perte de matière organique et l'affaiblissement de la structure augmentent les risques de compaction, auxquels les sols mal drainés, les limons et les sables fins sont particulièrement sensibles. Ensuite, la compaction réduit la productivité et la perméabilité du sol, ce qui augmente le risque de ruissellement et d'érosion.

La perte de matière organique réduira aussi la capacité de rétention en eau, ce qui peut devenir particulièrement problématique dans les sols légers, généralement situés en haut de pente. La

productivité de ses sols en sera réduite et, dans certains cas, le maintien d'un couvert végétal pourrait être difficile, exposant davantage le sol à l'érosion.

D'après Thomas *et al.* (2009), le travail du sol conventionnel des terres marginales réduit la stabilité des agrégats du sol et représente ainsi un risque accru pour l'érosion. Il existe une différence au niveau de l'impact environnemental selon le type de culture, qu'elle soit pérenne ou annuelle. Par ailleurs, Campbell *et al.* (2008) affirment que la culture conventionnelle de plantes annuelles représente un risque accru d'érosion et de pollution diffuse comparativement aux cultures pérennes. Les plantes pérennes sont reconnues comme étant plus efficaces que les plantes annuelles pour réduire le ruissellement et l'érosion (Blanco-Canqui 2010). En utilisant des résultats obtenus avec l'équation universelle des pertes de sol, Smeets *et al.* (2009) ont évalué l'érosion provenant de plusieurs sols européens cultivés avec du miscanthus, du panic érigé, des cultures céréalières et du maïs. Les résultats de la modélisation suggèrent que les parcelles implantées avec des cultures pérennes, soit le miscanthus et le panic érigé, génèrent de trois à quatre fois moins d'érosion que les plantes annuelles, mais deux fois plus que les prairies (Tableau 11). Sur une base absolue, les taux d'érosion annuels modélisés paraissent discutables, mais sur une base relative la comparaison de l'effet des différentes cultures annuelles et pérennes par rapport aux écosystèmes naturels demeure valable.

Tableau 11 : Taux d'érosion lié à différents types d'utilisation du sol pour 3 niveaux de précipitations (adapté de Smeets *et al.* 2009)

	Facteur C	Taux d'érosion (tm/ha/an)		
		400 mm/an	800 mm/an	1200 mm/an
Maïs ensilage, canola	0,50	13,1	40,1	77,2
Maïs grain	0,40	10,5	32,1	61,8
Céréales	0,35	9,2	28,0	54,1
Miscanthus, panic érigé	0,10	2,6	8,0	15,4
Prairies	0,05	1,3	4,0	7,7
Forêt de feuillus	0,009	0,2	0,7	1,4

Étant donné la plus grande vulnérabilité de ces sols, la mise en valeur des terres marginales devrait se faire à la faveur de cultures pérennes ou de systèmes forestiers à courte rotation, dont les impacts environnementaux sont moindres que ceux des cultures annuelles. Les opérations culturales et la régie des cultures devraient aussi privilégier la protection du sol, en fonction des caractéristiques et limitations rencontrées (semis direct, travail réduit, choix et gestion des intrants, gestion des résidus, dates de récolte, etc.).

5.3.2 Risques pour la qualité de l'eau

La qualité de l'eau réfère aux propriétés physiques (ex. : turbidité et température), chimiques (oxygène dissous, nitrates, phosphore, pH, présence de pesticides, etc.) et microbiologiques d'un plan d'eau. La qualité de l'eau donne une indication de la santé de l'écosystème et peut servir à identifier des sources de pollution environnementale (Bilotta *et al.* 2008).

Une partie des risques pour la qualité de l'eau est en lien direct avec l'érosion, puisque les particules de sol érodées affectent notamment la turbidité de l'eau. Une bonne partie des pesticides et de certains éléments nutritifs (dont le phosphore) retrouvés dans le milieu aquatique y ont aussi été entraînés via l'érosion des particules de sol auxquelles ils étaient adsorbés. Les facteurs de risque, précautions et recommandations discutés à la section précédente s'appliquent donc également en lien avec la qualité de l'eau. S'ajoutent en plus les considérations sur les facteurs de risque reliés aux éléments dissous ou autrement transportés vers les eaux de surface ou souterraines.

Certains auteurs font remarquer que l'expansion récente des superficies de maïs s'est réalisée aux dépens des terres marginales (Secchi *et al.* 2009; Fargione *et al.* 2009). À l'aide d'un modèle (EPIC), Secchi *et al.* (2009) ont démontré qu'il existe un risque de lessivage des nitrates (NO₃) lorsque des terres mises en réserve (terres non cultivées dans le cadre d'un programme incluant des incitatifs économiques) sont ensemencées avec du maïs. Secchi *et al.* (2009) établissent d'ailleurs une relation entre le risque environnemental et l'augmentation du prix du maïs en raison de la mise en culture des terres marginales ou en friche qui sont plus sensibles à l'érosion (Tableau 12). Sous leurs conditions, les exportations d'azote et de phosphore liées aux sédiments seraient plus grandes sous monoculture de maïs en régie conventionnelle qu'avec une rotation maïs et soya en semis direct. L'étude conclut par ailleurs que des investissements majeurs (bandes riveraines, voies d'eau engazonnées) seraient nécessaires pour contrôler l'érosion et les exportations de nutriments, si l'expansion du maïs devait se réaliser sur des terres marginales.

Tableau 12 : Impacts environnementaux suivant la mise en culture de terres marginales en Iowa en relation avec le prix du maïs (adapté de Secchi *et al.*, 2009).

Prix du maïs (\$/tm)	78,74	104,72	131,10	157,47	196,84
Accroissement des superficies (ha)	28 970	254 493	415 981	483 973	531 720
Érosion hydrique (tm/ha/an)	0,12	0,24	0,88	1,71	1,90
Perte de N via les sédiments (kg/ha/an)	5	8	17	29	31
Perte de N-NO ₃ via le ruissellement (kg/ha/an)	4	5	7	10	10
Perte de N-NO ₃ via le drainage (kg/ha/an)	1	1	2	2	1
Perte de N-NO ₃ via le lessivage (kg/ha/an)	20	21	24	30	29
Perte de P via le ruissellement (kg/ha/an)	0	0	0	0	0
Perte de P via les sédiments (kg/ha/an)	0	0	1	2	2
Teneur en carbone total (kg/ha)	225 955	251 872	217 122	203 799	194 434

Börjesson et Tufvesson (2010) mettent en évidence l'importance d'inclure l'utilisation du sol dans l'analyse du cycle de vie (ACV) des biocarburants. En convertissant des terres arables ou des prairies non fertilisées, le bilan des gaz à effet de serres (GES) pourrait augmenter d'un facteur de deux, tandis que l'augmentation du potentiel d'eutrophisation de l'eau (estimé en perte de nitrates et de phosphates) pourrait même être supérieure selon le choix des cultures envisagées. L'augmentation d'émissions de GES suite à la conversion de prairies non-fertilisées serait principalement reliée aux émissions de CO₂ et de N₂O provenant de l'activité biologique dans les sols et des apports d'engrais azotés, tandis que l'augmentation du potentiel d'eutrophisation serait quant à elle principalement

reliée au lessivage des nitrates aussi en lien avec la conversion des terres marginales et la fertilisation azotée des cultures. Malgré les différents éléments considérés dans leur ACL, allant jusqu'aux formes de biocarburants produits, ces auteurs n'ont toutefois pas considéré l'impact des différentes cultures sur l'érosion des sols et des pertes de sédiments vers les cours d'eau qui pourrait devenir important lors de la remise en culture de prairies.

Varvel *et al.* (2008) ont comparé la productivité du panic érigé et du maïs cultivés sur des terres marginales. En termes d'éthanol produit par hectare cultivé, la productivité du panic érigé était similaire à celle du maïs. L'aspect environnemental n'est pas abordé dans l'article, mais il apparaît évident que la moindre utilisation d'intrants et la réduction du travail du sol associées à la culture du panic érigé réduisent le risque environnemental. Toutefois, il n'existe aucun consensus sur le lien entre les rendements du panic érigé ou du miscanthus et les doses d'azote appliquées (Smeets *et al.* 2009). La fertilisation azotée (et phosphatée) des plantes pérennes dédiées à la production de biomasse énergétique, comme le panic érigé, est spécifique aux variables pédoclimatiques. Dans certains sols, les besoins en engrais azotés pourraient être relativement faibles (<70 kg N/ha) en raison du recyclage important de l'azote (Garten Jr. *et al.* 2010).

5.3.3 Risques pour la qualité de l'air et les émissions de GES

La mise en culture des terres marginales augmente les émissions de gaz à effet de serre (GES), principalement sous forme de CO₂ et de N₂O. Le travail du sol et l'éradication de la biomasse stimule la décomposition de la matière organique et les émissions de CO₂. Les augmentations d'émission de N₂O sont quant à elles reliées à la fertilisation azotée. Selon Piñeiro *et al.* (2009), les émissions de carbone résultant de la conversion de certaines terres aux États-Unis équivaldraient à la quantité de C escomptée par la production d'éthanol avec du maïs-grain sur une période de 50 ans (Figure 27). Même que la mise en réserve de terres anciennement cultivées aurait le potentiel de séquestrer plus de C qu'une production de maïs-grain-éthanol sur une période de 40 ans, tout en ayant une valeur économique aussi importante (Piñeiro *et al.* 2009). Ce constat est basé uniquement sur les émissions de GES. Inclure la perte de biodiversité ainsi que les risques pour la qualité des sols et de l'eau rendrait encore moins avantageuse la conversion de prairies ou de terres marginales en cultures de maïs. Gutierrez et Ponti (2009) émettent aussi plusieurs doutes quant à la réduction de GES escomptée avec la production de maïs-grain suite à la conversion de terres marginales. La dette en carbone pourrait équivaloir à 50 ans de production de biocarburant. Tel que rapporté à la section 5.3.1.2, la perte de matière organique et l'affaiblissement de la structure des sols augmente aussi les risques de compaction auxquels les sols mal drainés, les limons et les sables fins sont particulièrement sensibles. Une augmentation des problèmes de compaction entraîne un manque d'oxygène dans le sol et favorise ainsi la dénitrification de l'azote et donc des émissions supplémentaires de GES.

Ceotto (2008) soulève des interrogations concernant l'utilisation de la biomasse de prairies sur des terres marginales pour produire de l'énergie, même si la végétation est pérenne (Ceotto 2008). Le temps de résidence de l'azote dans le sol est beaucoup plus grand dans une prairie naturelle ou un pâturage que dans une prairie cultivée pour sa biomasse énergétique, tandis que les concentrations

élevées d'azote dans ces biomasses entraînent des émissions de NO_x lors de leur combustion directe. En guise d'alternative à la remise en culture de terres marginales dans un contexte européen, Ceotto (2008) préconise l'utilisation de biomasses résiduelles telles que les pailles de céréales sur les terres agricoles existantes, en raison de leur faible teneur en azote et des émissions plus faibles de NO_x lors de leur combustion, par rapport à des prairies plus riches en azote. Toutefois, l'étude concerne la récolte de biomasse de prairies ayant des teneurs en N plus élevées (20 g N/kg) que celles des biomasses récoltées de panic érigé ou de saule, qui sont généralement inférieures à 7 g N/kg lorsqu'elles ne sont pas surfertilisées, et équivalentes à celles des pailles de céréales. L'auteur plaide par ailleurs pour une intensification de l'agriculture sur les sols agricoles sous cultures annuelles afin de réduire la pression sur les prairies, limiter leur remise en culture et finalement conserver ces superficies pour l'alimentation des animaux d'élevage.

Kho et Ghazoul (2008) distinguent les effets directs et indirects qui découlent de la production de biocarburants. Les effets directs sont liés à la mise en culture d'une terre non cultivée (par exemple, pour y établir une culture énergétique) alors que les effets indirects sont liés au défrichage de forêts ou à la mise en culture de terres ailleurs dans le monde en réponse à la demande accrue en grains, pour remplacer ceux qui ont été produits sur des terres arables, mais destinés à la production de biocarburant. Selon certains auteurs, les émissions de GES liées aux effets indirects sont parfois plus dommageables que les émissions directes (Kammen *et al.* 2008), et il est donc préférable de favoriser des biocarburants qui valorisent des sources de carbone actuellement inutilisées, comme des résidus urbains ou des résidus de récolte, ou des cultures de biomasse sur des terres qui produisent actuellement peu de carbone (Searchinger *et al.* 2008). Par contre, il n'existe pas de méthodologie fiable et uniforme pour évaluer ces effets indirects (Börjesson et Tufvesson 2010).

Selon Tilman *et al.* (2009), la production de cultures énergétiques pérennes sur des terres à l'abandon minimise le potentiel d'émission de GES par la déforestation directe ou indirecte associée au développement des biocarburants. Ces auteurs affirment de plus qu'une telle production, lorsque bien gérée, pourrait apporter des gains en termes d'habitats, de qualité de l'eau et de séquestration de carbone. La clé pour obtenir des gains plutôt que de créer une dette de carbone serait de choisir des terres qui, à l'origine, emmagasinent peu de carbone organique dans le sol ou dans la végétation, mais qui ont néanmoins un fort potentiel de production de biomasse.

5.3.4 Risques pour la biodiversité

L'agriculture a un impact majeur sur la biodiversité, par la conversion à grande échelle d'habitats en terres agricoles et par l'intensification de la production et la spécialisation des activités (ERIN 2006). La richesse en biodiversité des terres marginales comparativement aux terres cultivées est menacée par leur mise en culture (Fargione *et al.* 2009). L'invasion et l'envahissement par des espèces introduites, la perte d'habitat, la pollution engendrée par l'usage des engrais et des pesticides sont autant de facteurs qui peuvent agir seuls ou en synergie pour réduire la biodiversité des espèces dans les écosystèmes (Sala *et al.* 2009). La capacité de résilience d'un écosystème pourrait ne pas être suffisante et l'abandon éventuel des terres marginales après leur mise en culture peut causer des dommages irréversibles à la faune et à la flore (Gutierrez et Ponti 2009).

Nombre d'auteurs insistent sur la nécessité de préserver ce qui reste d'habitats naturels et de restaurer des habitats de dimension et de complexité suffisante pour soutenir les fonctions écologiques essentielles et assurer la survie des espèces indigènes. Certains milieux sont de hauts lieux de biodiversité capables de répondre aux besoins d'une grande diversité d'espèces. C'est notamment le cas des milieux humides. À l'échelle locale et régionale, il serait important d'identifier ces zones riches en biodiversité et de s'assurer que les activités et pratiques agricoles avoisinantes soient compatibles avec leur préservation (ERIN 2006).

Par ailleurs, il existe une panoplie d'aménagements du milieu (sols, milieux terrestre et aquatique, zones riveraines), de pratiques agricoles et de stratégies de gestion susceptibles de réduire l'impact des activités agricoles sur la biodiversité. La littérature indique que l'impact de ces mesures est variable et que les mesures visant à favoriser la biodiversité doivent donc être adaptées aux conditions locales pour être efficaces. La synergie de plusieurs actions et la concertation des acteurs (gouvernements, producteurs, etc.) est également souhaitable pour obtenir un effet significatif (ERIN 2006).

5.3.4.1 Les terres mises en réserves et leur mise en culture

Dans plusieurs pays, il existe des programmes de mise en réserve des terres par lesquels les propriétaires reçoivent une rémunération pour ne pas les cultiver. L'objectif principal de ces programmes est de protéger les terres marginales plus sensibles au niveau environnemental. À titre d'exemple, le *Conservation Reserve Program* (CRP) est le principal programme aux États-Unis. D'après l'étude de Van Buskirk et Willi (2004), la mise en réserve des terres cultivées contribue à améliorer le nombre d'espèces (Figure 29a) et la densité de population (Figure 29b). Par ailleurs, la superficie et la durée de la mise en réserve influencent positivement le nombre d'espèces ainsi que leur densité de population (Van Buskirk et Willi 2004).

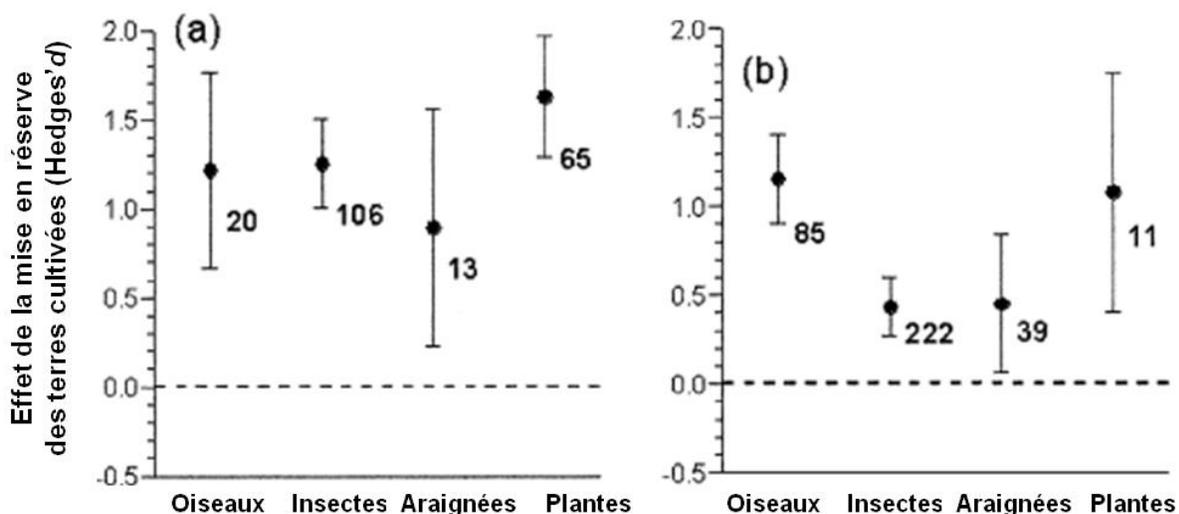


Figure 29 : Effet de la mise en réserve des terres cultivées sur le nombre d'espèces (a) et la densité de population (b) des principaux groupes taxonomiques. Adaptée de Van Buskirk et Willi (2004).

L'axe des y correspond à l'*Hedges'd*, qui exprime l'effet de la mise en réserve des terres cultivées en fonction de l'écart-type. Les valeurs situées en haut de la ligne pointillée signifient que le nombre d'espèces ou la densité de population est supérieur dans les écosystèmes mis en réserves. Le chiffre représente le nombre de comparaisons pour chaque taxon.

Fletcher Jr *et al.* (2010) ont examiné les conséquences de la conversion des habitats naturels en culture énergétique sur la biodiversité. Leur métaanalyse révèle que la diversité ainsi que l'abondance des espèces vertébrées sont inférieures dans les habitats créés par les plantes énergétiques comparativement aux habitats naturels alors que le remplacement des cultures en rang par des cultures énergétiques augmente la diversité et l'abondance des oiseaux. Les auteurs soulignent que l'impact des cultures bioénergétiques de seconde génération (biomasse cellulosique) sur la biodiversité est très peu documenté. Sala *et al.* (2009) se questionnent notamment sur le caractère envahissant potentiel des espèces vouées aux cultures énergétiques de seconde génération.

Les gains environnementaux obtenus dans le cadre des programmes de conservation sont menacés par l'expansion des superficies de maïs effectuée sur ces sols (Fargione *et al.* 2009). Il existe un risque réel pour la faune et la flore qui occupent les terres incluses dans le CRP (Secchi *et al.* 2009). Les plantes pérennes, même cultivées en monoculture, comme le panic érigé, procurent généralement un meilleur habitat pour la faune et la flore que les cultures annuelles (Fargione *et al.* 2009). Par contre, l'implantation de végétation ligneuse sur des terres marginales comme des prairies naturelles n'est pas souhaitable puisque la composition de la faune et de la flore en serait affectée.

La biodiversité peut s'exprimer en termes de quantité (nombre d'espèces) ou en termes de fonctionnalité. La biodiversité fonctionnelle est relative aux traits spécifiques des espèces permettant d'accroître les interactions positives et les fonctions complémentaires entre les espèces (Hajjar *et al.* 2008). Un écosystème ayant moins d'espèces peut générer plus de bénéfices qu'un autre écosystème ayant plus d'espèces, en raison des caractéristiques particulières des espèces qui composent l'écosystème. Certaines espèces jouent donc un rôle crucial dans le fonctionnement des écosystèmes comparativement à d'autres. Par conséquent, la perte des services rendus par l'écosystème suite à la disparition d'une espèce est variable selon l'espèce disparue (Reijnders et Huibregts 2009). La biodiversité fonctionnelle est souhaitée puisqu'elle est associée à la valeur d'un écosystème, tant au niveau environnemental qu'au niveau de l'habitat.

Fargione *et al.* (2009) ont développé une approche basée sur plusieurs qui permet de qualifier la valeur d'un habitat pour la faune et la flore, l'impact sur la faune et la flore et la valeur associée aux services environnementaux rendus par l'écosystème d'une culture dédiée à la bioénergie. Cette approche permet donc de comparer différentes filières de cultures dédiées à l'égard des impacts sur la biodiversité et sur la qualité de l'environnement. Par contre, la quantification monétaire de ces valeurs n'est pas un objectif réalisable, compte tenu de la difficulté méthodologique (Reijnders et Huibregts 2009). De plus, la biodiversité fonctionnelle est difficilement mesurable.

Fargione *et al.* (2009) insistent sur trois éléments critiques à considérer pour déterminer la valeur d'un habitat : le pouvoir envahissant de la culture, le niveau de similarité avec l'écosystème naturel et

la gestion de la récolte de la biomasse. Sala *et al.* (2009) incluent l'utilisation d'intrants comme étant une modalité de gestion ayant un impact direct sur la perte de biodiversité et mettent en évidence l'effet de la perte d'habitat naturel sur la biodiversité des espèces végétales. Par ailleurs, le système de culture (pérenne ou annuelle) influence les modalités de gestion et affecte par conséquent la biodiversité (Blanco-Cauqui 2010; Reijnders et Huibgrets 2009; Fletcher Jr *et al.* 2010; Anderson et Fergusson 2006).

5.3.4.2 Pouvoir envahissant des plantes non indigènes

Le caractère envahissant des cultures a aussi été discuté dans la section sur les cultures émergentes dédiées à la production de bioproduits. La capacité de croître dans divers environnements, la production imposante de biomasse et l'utilisation efficace des ressources (eau, nutriments, lumière) sont des caractéristiques que les cultures émergentes partagent avec les plantes envahissantes (Davis *et al.* 2010). L'envahissement d'une espèce peut survenir à la suite d'une sélection ou de manipulations génétiques ou si des espèces non indigènes sont implantées dans un nouveau milieu.

La sélection a permis de développer des génotypes qui ont le potentiel d'être envahissants dans leur habitat indigène par rapport au génotype d'origine. L'introduction d'espèces non indigènes favorise aussi l'extinction des espèces indigènes, altère la composition des communautés écologiques, modifie les cycles de perturbations, altère les processus hydrologiques et le recyclage des éléments nutritifs en plus de favoriser l'introduction de pathogènes et de causer des pertes économiques (Sala *et al.* 2009). De plus, l'introduction d'espèces non indigènes cultivées en monoculture intensive ainsi que les modalités de gestion liées à la récolte créent un milieu propice à l'invasion d'autres espèces non indigènes. Par exemple, l'alpiste roseau, une espèce intéressante pour sa production de biomasse, est considérée comme une plante qui a le potentiel d'envahir les milieux humides des zones tempérées en Amérique du Nord, particulièrement ceux enrichis en sédiments et en éléments nutritifs (Zedler et Kercher 2004).

Les cas d'éradication de plantes envahissantes déjà rencontrés ont été extrêmement coûteux et parfois impossibles. Étant donné qu'un bon nombre d'espèces envahissantes ont délibérément été introduites comme cultures agronomiques ou ornementales, beaucoup de précautions devraient être prises lors de l'introduction ou du développement de cultures dédiées en Amérique du Nord (Ho Lem *et al.* 2008). Afin de limiter les risques d'envahissement, Barney et Ditomaso (2008) suggèrent un protocole de préintroduction spécifique aux génotypes, incluant un dépistage de parcelles avoisinantes pour détecter la présence de cultures dédiées nouvellement introduites. Un cadre de travail méthodique a aussi été développé par Davis *et al.* (2010) afin d'évaluer le risque d'envahissement, une étape essentielle pour le maintien de la biodiversité où de nouvelles cultures dédiées sont implantées.

D'après Ho Lem *et al.* (2008), la stratégie la plus logique pour minimiser le potentiel envahissant de cultures dédiées herbacées serait de développer des cultures qui : n'ont pas de rhizomes rampants, ne sont pas adaptées aux milieux humides ou aux environnements forestiers, ne croissent pas trop rapidement ou trop tôt dans la saison, ne sont pas génétiquement modifiées pour des traits

spécifiques qui augmenteront leur compétitivité (comme la croissance rapide au printemps, la tolérance aux herbicides, la tolérance à la sécheresse, l'efficacité d'utilisation des nutriments et la fixation d'azote) et sont des espèces indigènes de l'Amérique du Nord. Ces auteurs recommandent aussi de former un groupe d'experts pour explorer les risques potentiels reliés au développement de cultures dédiées.

5.3.4.3 Similarité avec l'écosystème naturel

La diversité floristique est un autre élément primordial pour augmenter la valeur d'un habitat. Il existe un lien direct entre la diversité floristique, la diversité des insectes et la diversité des espèces aviaires (Haddad *et al.* 2000; Sample 1989, cité dans Fargione *et al.* 2009). La biodiversité à l'échelle du paysage favorise notamment le contrôle naturel des ennemis des cultures (Gardiner *et al.* 2009). Sala *et al.* (2009) ont établi une relation entre le nombre d'espèces de plantes vasculaires et la superficie des terres non perturbées (Figure 30).

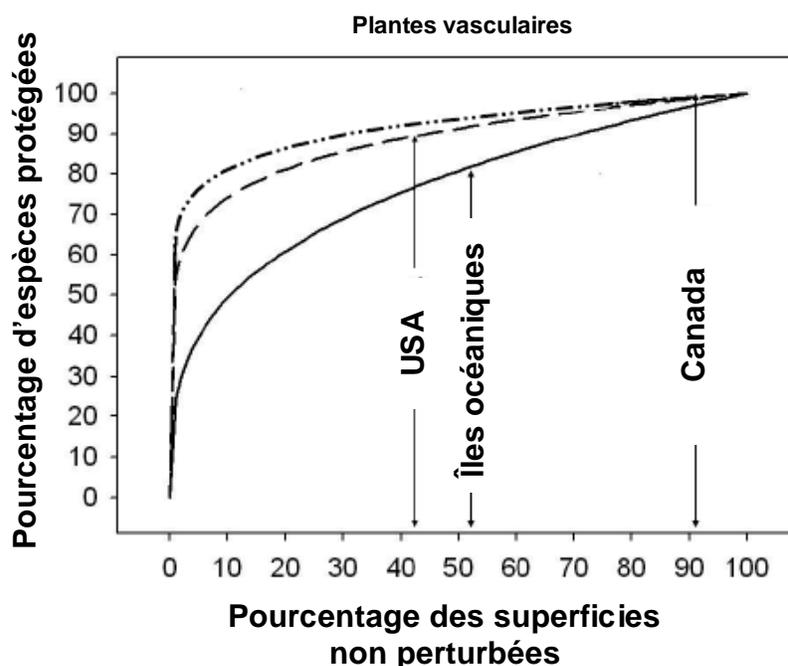


Figure 30 : Relation entre le pourcentage d'espèces de plantes vasculaires protégées et le pourcentage de superficies non perturbées aux États-Unis, au Canada et dans les îles océaniques. La flèche indique le pourcentage de terres qui n'ont pas été converties en zones urbaines et agricoles (cultures et pâturages). Adaptée de Sala *et al.* 2009.

L'allure curvilinéaire des courbes indique que l'impact de la conversion d'une superficie donnée sur la biodiversité est variable selon la proportion des superficies non perturbées (plus un écosystème est perturbé, plus l'impact de la conversion des terres sur la biodiversité est grand). Il est pertinent de mentionner que l'extinction d'espèces en raison de la réduction d'habitats ne se produit pas instantanément après la perte de l'habitat. L'extinction se manifeste dans un laps de temps plus ou moins long après la réduction, selon les espèces considérées. La diversité d'espèce est variable selon

les régions considérées. Pour une même proportion de superficies converties dans deux régions ayant un niveau différent de biodiversité, la réduction du nombre d'espèces est plus grande pour la région qui possède une plus grande biodiversité. Par exemple, la perte de biodiversité découlant de la conversion de 10 % d'une forêt hautement diversifiée de 1000 hectares sera plus grande que celle découlant de la conversion de 10 % d'une forêt faiblement diversifiée de 1000 hectares.

5.3.4.4 Les modalités de gestion (système de production, récolte, fertilisation)

Les modalités de gestion reliées à la récolte de la biomasse (période, fréquence, quantité de résidus laissée au sol) constituent un élément central pour le maintien de la biodiversité. Le synchronisme de la récolte (Fletcher Jr *et al.* 2010) et le niveau de résidus laissé au sol en fonction des exigences de reproduction des espèces concernées (Reijnders et Huibregts 2009) sont des facteurs qui augmentent la valeur d'un habitat. Le retrait des résidus peut affecter négativement les populations d'oiseaux. La hauteur de coupe des plantes pérennes doit s'effectuer à au moins 10 à 15 cm du sol afin de maintenir une couverture du sol adéquate (Blanco-Canqui 2010). Une bonne couverture du sol procure un meilleur habitat en plus de protéger le sol contre l'érosion.

La réduction du niveau d'intrants chimiques est un autre élément de gestion qui favorise la biodiversité (Fletcher Jr *et al.* 2010). À titre d'exemple, la fertilisation azotée permet d'accroître les rendements en biomasse du panic érigé (McLaughlin et Kszos 2005; Haque *et al.* 2009; Lee *et al.* 2007). En revanche, l'enrichissement des écosystèmes en azote nuit à la biodiversité des plantes (Sala *et al.* 2009; Sudding *et al.* 2005; Wedin et Tilman 1996) et des insectes (Haddad *et al.* 2000). Haddad *et al.* (2000) ont mis en évidence que l'apport d'azote modifiait la composition des communautés d'insectes en réduisant la diversité d'insectes herbivores et prédateurs en plus de réduire la population d'insectes parasitoïdes.

Peu importe la structure ou la composition initiale des communautés de plantes, les milieux froids, les sols ayant une faible capacité d'échange cationique et les écosystèmes ayant une forte capacité de production sont plus susceptibles à un déclin de la biodiversité suite à l'enrichissement du milieu en azote (Clark *et al.* 2007). Wedin et Tilman (1996) ont remarqué que l'ajout d'azote dans une prairie contribuait à réduire la biodiversité des plantes en C4 à long terme. L'ajout d'engrais azoté a pour effet de réduire le rapport C/N, favoriser la minéralisation et les pertes de nitrates. Les cultures céréalières fertilisées avec de l'azote séquestrent moins de carbone (Mulvaney *et al.* 2009), mais Lee *et al.* (2007) ont constaté que la fertilisation azotée permettait au panic érigé de produire plus de biomasse racinaire et contribuait ainsi à une plus grande séquestration de carbone. L'ajout d'azote dans un système de production de plantes pérennes a un impact variable sur la dynamique du carbone, ce qui peut se traduire par un effet variable sur la biodiversité. L'utilisation des terres marginales pour l'implantation de cultures pérennes comme le panic érigé nécessite plus d'étude à long terme, notamment sur la biodiversité (McLaughlin et Kszos 2005).

Le choix des cultures (Reijnders et Huibregts 2009; Fletcher Jr *et al.* 2010) et le système de gestion de la culture (Anderson et Fergusson 2006; Prochnow *et al.* 2009) influencent le niveau de biodiversité. Par exemple, les systèmes de polyculture contribuent à augmenter la diversité génétique et la

protection naturelle contre les ennemis de cultures, en plus de favoriser la pollinisation (Hajjar *et al.* 2008). La diversité d'espèces d'invertébrés est plus grande dans une monoculture de plantes pérennes comme le panic érigé que dans une monoculture annuelle intensive (Anderson et Fergusson 2006). La présence de plantes pérennes confère à l'écosystème une plus grande diversité de niches écologiques (Smeets *et al.* 2009). En raison d'une faible perturbation du milieu par le travail du sol et du faible niveau d'intrant, la diversité des microorganismes du sol est supérieure dans les prairies comparativement aux cultures annuelles (Börjesson 1999). D'ailleurs, l'intensification des pratiques agricoles se traduit par une perte de biodiversité à travers plusieurs taxons (Liira *et al.* 2008).

Dans une étude de Prochnow *et al.* (2009), les impacts environnementaux d'une prairie utilisée à des fins d'élevage (pâturage ou récolte de fourrage) sont comparés à une prairie utilisée pour la récolte de biomasses dédiées à la production d'énergie. La prairie gérée pour la récolte de biomasses dédiées séquestre plus de carbone, recycle davantage l'azote et génère moins d'émissions de GES. Cependant, l'impact du type de prairie sur le niveau de biodiversité et la qualité de l'eau varie essentiellement selon le niveau d'intensité de gestion. À titre d'exemple, le retrait des animaux suite à la conversion d'un pâturage pour une prairie gérée pour la récolte de la biomasse est accompagné par une fréquence accrue du passage de machinerie pour la récolte de la biomasse.

5.4 Conclusion

Les terres marginales et les friches constituent une réserve de terres potentiellement intéressantes pour la production de biomasse à des fins bio-industrielles. Bien que non négligeables, les surfaces disponibles à l'échelle du Québec ou à l'échelle régionale sont toutefois difficiles à évaluer avec précision. Ces surfaces sont aussi en constante évolution, avec le développement de la végétation et les changements aux activités agricoles.

Plusieurs de ces terres marginales présentent des limitations qui affectent leur potentiel agricole ou leur vulnérabilité environnementale. Si certaines améliorations des sols sont possibles, d'autres limitations seraient très coûteuses ou difficiles, voire impossibles à corriger.

À cause de ces limites intrinsèques, il est peu probable que des cultures exigeantes (ex. : maïs pour la production d'éthanol) puissent être intéressantes à grande échelle sur les terres marginales. Des productions de plantes herbacées pérennes ou d'espèces ligneuses semblent être des options de valorisation plus réalistes. Le choix de cultures bien adaptées aux limitations présentes est une condition essentielle au succès de la mise en valeur des terres marginales. Les options de valorisation doivent aussi être bien perçues par les propriétaires et socialement acceptables pour être adoptées. Avec la réglementation actuelle, l'implantation de cultures herbacées sur des terres qui n'ont pas été cultivées depuis 1990 est toutefois interdite dans les bassins versants dégradés, soit dans plusieurs régions agricoles.

Toute mise en culture entraîne nécessairement des impacts environnementaux. Or, à cause de leurs caractéristiques pédologiques, géographiques, topographiques, ou de leur historique, les terres marginales sont souvent plus vulnérables que les terres cultivées. La remise en culture des terres

marginales entraînerait la minéralisation d'une partie de la matière organique accumulée dans les sols, et par conséquent, d'importantes émissions de GES. Selon plusieurs auteurs, ces émissions pourraient annuler les gains potentiels reliés au remplacement des combustibles fossiles par des cultures énergétiques, et ce, pour plusieurs décennies. De plus, les caractéristiques pédologiques et topographiques de plusieurs terres marginales les rendent particulièrement sensibles à l'érosion, ce qui signifie un risque élevé de dégradation des sols et de l'eau. Enfin, plusieurs auteurs ont montré la richesse en biodiversité et les bénéfices environnementaux des terres à l'abandon ou des terres mises en réserve, ainsi que les impacts de leur exploitation selon diverses modalités (perte d'habitats, envahissement d'espèces introduites, etc.).

Ces risques peuvent être amoindris et des gains environnementaux pourraient même être obtenus par des choix judicieux de cultures, d'aménagements et de pratique de gestion. Mais la vigilance demeure de mise et les solutions avantageuses dans un milieu donné ne conviennent pas nécessairement ailleurs. Cet aspect doit être pris en compte dans la compréhension et l'interprétation de résultats de recherches réalisées partout dans le monde.

Bien que les conflits d'usage semblent moins criants que sur les terres cultivées, l'utilisation des terres marginales et des friches est pourtant soumise au même trilemme : produire des aliments, produire de l'énergie, ou protéger l'environnement (Tilman *et al.* 2009). Certains militent en faveur de l'exploitation de ces terres pour répondre aux besoins énergétiques et alimentaires grandissants. D'autres militent plutôt pour leur maintien et leur valorisation comme puits de carbone ou comme réservoirs de biodiversité.

Pour plusieurs auteurs, l'établissement de prairies diversifiées à faible niveau d'intrant (PDFNI) est une solution gagnante sur tous les plans : flexibilité, productivité élevée, phytoprotection naturelle et habitat pour nombreuses espèces grâce à la diversité d'espèces implantées; protection des sols et séquestration de carbone grâce au couvert végétal permanent, etc. À prime abord, cette solution plus facilement applicable dans les régions arides qu'au Québec, où les terres abandonnées tendent plutôt vers un retour à la forêt. Néanmoins, certaines friches dont le couvert végétal est encore dominé par des espèces herbacées (ex. : alpiste-roseau) pourraient assez facilement être gérées comme des PDFNI. Moyennant quelques améliorations peu intensives et relativement abordables, ces terres pourraient maintenir un bon niveau de productivité. Rappelons toutefois que cette avenue n'est attrayante que s'il y a un marché pour la biomasse produite.

5.5 **Recommandation**

Il est difficile d'établir des recommandations générales encadrant la remise en culture de terres marginales étant donnée la diversité des conditions physiques et sociales qui les limitent. Sur une base de précaution, l'usage de plantes pérennes serait privilégiée en raison des plus faibles impacts anticipés au niveau de l'érosion des sols, la qualité des sols (teneur en MOS), l'usage et des pertes en intrants agricoles et finalement de la biodiversité. Le choix de ces plantes pérennes pourrait s'orienter vers la prairie diversifiée à faible niveau d'intrant ou la culture de graminées pérennes ou de plantes arbustives comme le saule à croissance rapide.

Simulation de l'impact de cultures dédiées à l'échelle de bassins versants agricoles du Québec.

Cette deuxième partie du rapport est constituée de trois sections. Les deux premières sections décrivent et valident sous les conditions québécoises les outils de calcul retenus pour estimer (1) le bilan humique des sols et (2) les exportations de sédiments et de phosphore provenant des champs agricoles. Finalement, la troisième section (3) rapporte les résultats obtenus avec ces outils pour différents scénarios de production de biomasses dédiées, simulés sur des bassins versants agricoles du Québec.

1 Le bilan humique des sols

La matière organique (MOS) des sols agricoles est constituée à près de 58% de carbone. Elle joue un rôle important en agriculture car elle influence les propriétés physiques, biologiques et chimiques du sol en réduisant le compactage et l'érosion, en améliorant la capacité de rétention en eau et la structure du sol. Également, elle est la source principale d'azote et d'éléments mineurs. La MOS est donc essentielle au maintien de la productivité et de la qualité des sols agricoles (Gregorich *et al.* 1994; Larson et Pierce 1991). De plus, la MOS est un réservoir important de C de la biosphère, par conséquent, ce réservoir joue un rôle clé dans le cycle du C et il détermine en grande partie les flux de CO₂ (un des gaz à effet de serre) de l'atmosphère de la planète terre (Flach *et al.* 1997). Il est possible d'attribuer des crédits de carbone aux sols agricoles; c'est-à-dire de capter et stocker du CO₂ atmosphérique sous forme de MOS (Paustian *et al.* 1997). Ce principe des crédits de carbone du sol est basé sur le bilan net des échanges de carbone entre l'atmosphère et les écosystèmes agricoles exprimé en équivalent de CO₂. Il a été démontré que certains sols agricoles de l'est Canadien possèdent des potentialités relativement élevées de stockage de MOS (Carter *et al.* 1997).

La matière organique total du sol est constituée de plusieurs fractions ayant des propriétés différentes. Souvent on tend à diviser la matière organique totale du sol en trois fractions : la matière organique active ou facilement minéralisable, la matière organique protégée et lentement minéralisable et, enfin, la matière organique stable plus difficilement décomposable par la microflore du sol (e.g. Parton *et al.* 1987). La fraction de la MOS plus difficilement décomposable peut aussi contenir du charbon («charcoal ou black carbon») provenant d'anciens feux de forêts et de la combustion des résidus (Skjemstad *et al.* 1998; Gonzalès-Pérez *et al.* 2004). Le charbon peut améliorer la qualité des sols (Laird 2008) et on pense également qu'il pourrait constituer une option afin d'augmenter le stock de C des sols (Cheng *et al.* 2008). Cependant, cette option a jusqu'ici été peu étudiée pour des sols agricoles du Québec.

Les concentrations les plus élevées de MOS (tm/ha) se retrouvent dans les sols non cultivés de la toundra, dans les sols de la forêt boréale et de la forêt des régions froides et tempérées, dans les sols tropicaux ainsi que dans les sols organiques (Paustian *et al.* 1998). Les sols cultivés contiennent moins de MOS par unité de surface, mais en raison de leur vaste étendue ils contiennent près de 12% de la réserve totale de MOS mondiale (Flach *et al.* 1997). Les sols du Québec montrent généralement des

teneurs élevées en matière organique. Cependant, dans le cadre d'un inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles effectué vers la fin des années 1980 sur des sols agricoles minéraux cultivés ($1,7 \times 10^6$ ha), il a été démontré que la diminution de la MOS constitue un phénomène d'envergure, particulièrement pour les sols sous monoculture (Tabi *et al.* 1990). Comparativement à des agroécosystèmes sous prairie (i.e., témoins), cet inventaire a démontré une diminution de la teneur en MOS de plus de 50 pour cent dans des sols sous monoculture (cultures annuelles en continu) (i.e., 485 790 ha).

La possibilité que les écosystèmes stockent le CO_2 atmosphérique sous forme de MOS dépend dans une large mesure de l'activité biologique du sol ainsi que de la quantité et de la qualité des apports annuels de C (Bolinder *et al.* 2006). En effet, l'échange net de CO_2 pour un système sol-plante donné avec l'atmosphère est le résultat de la différence entre la quantité de CO_2 fixée par la photosynthèse qui est transformée en MOS, et la quantité de CO_2 qui est produite par les processus de minéralisation de la MOS par l'intermédiaire de l'activité biologique du sol (Bolinder *et al.* 2008).

1.1 Les flux de carbone dans le sol

Pour les agroécosystèmes, le bilan de la MOS est fonction des entrées et des sorties d'un système de production sol-plante donné, par unité de surface. Les entrées sont constituées des apports annuels de C sous forme de résidus de culture et racines laissés au sol au cours de la saison de croissance et après la récolte, ainsi que de divers amendements organiques (e.g., fumiers, composts, autres co-produits industriels) qui peuvent être ajoutés au sol (Figure 31). Par ailleurs, plusieurs études ont démontré que l'évolution du niveau de la MOS des agroécosystèmes est positivement corrélée aux apports annuels de C au sol (Larson *et al.* 1972; Rasmussen *et al.* 1980).

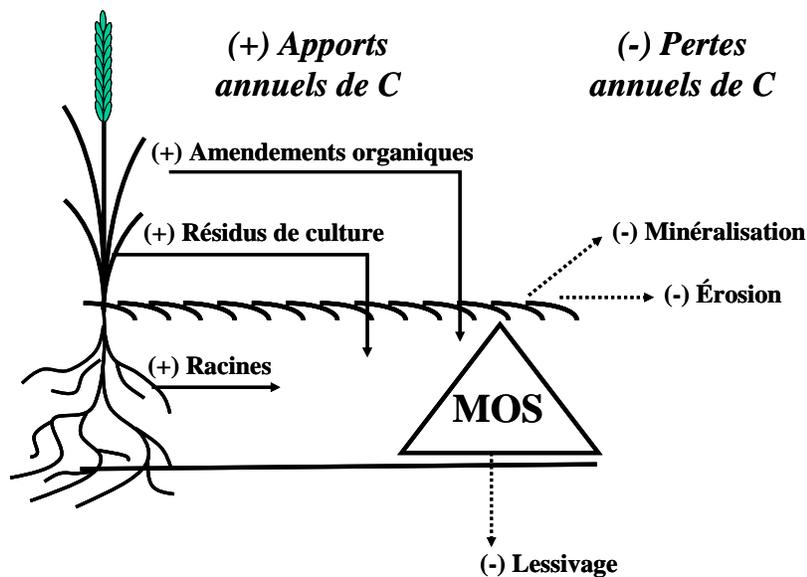


Figure 31 : Les différents processus et composantes impliqués dans le bilan de la matière organique du sol (MOS).

Les sorties originent des pertes annuelles de C provenant de la minéralisation de la matière organique du sol, de l'érosion (C associé aux particules du sol) ou du lessivage du C soluble (Follett *et al.* 2009). Sauf sous des conditions réductrices, la minéralisation des composés organiques s'effectue par les microorganismes hétérotrophes du sol (avec production de CO₂). Le taux de minéralisation est surtout fonction des facteurs climatiques (e.g., température et précipitations) et édaphiques (e.g., texture du sol). Les pertes de MOS par érosion (hydrique et éolienne), surtout sous forme de matière organique particulaire, peuvent être très significatives sous certaines conditions climatiques, topographiques et édaphiques.

À l'exception des sols acides, les pertes de C par lessivage (sous forme de C organique soluble) ne sont généralement pas très significatives. Par contre, il y a relativement peu d'information sur ce processus pour les sols agricoles (Paustian *et al.* 1997). En effet, la plupart des études à ce sujet ont été effectuées pour les écosystèmes forestiers dans des climats tempérés, mais l'effet des pratiques agricoles sur le lessivage du carbone est peu documenté (Chantigny 2003).

Du point de vue agronomique, le bilan de la MOS est surtout calculé en considérant la couche de labour (de 0 à 25 cm de profondeur). Par contre, lorsqu'on étudie la capacité des sols à stocker du C-CO₂ atmosphérique sous forme de MOS, on caractérise souvent le profil du sol plus en profondeur, jusqu'à 60 cm (Angers *et al.* 1997; Carter *et al.* 1997), ou même jusqu'à 100 cm (Follett *et al.* 2009). L'érosion des sols est un facteur souvent négligé dans le bilan des gaz à effet de serre, c'est-à-dire que les flux de CO₂ à l'atmosphère émanant de la minéralisation de la MOS érodée est souvent considérée négligeable à l'échelle régionale ou de la ferme (Bolinder *et al.* 2006). On considère qu'il s'agit seulement d'une redistribution spatiale de la MOS et non d'une perte en tant que tel, ou bien que ces pertes de MOS sous forme particulaire se retrouveront éventuellement dans des conditions anaérobies où elles sont moins sujettes à subir une minéralisation (e.g. dans les zones basses d'un champ, dans les fossés, ruisseaux ou rivières). Toutefois, on doit tenir compte de l'érosion lorsqu'on fait une analyse de la MOS d'un champ donné, surtout pour les aspects agronomiques, puisque les particules perdues à la surface du sol sont souvent les plus enrichies en éléments nutritifs. L'érosion n'est pas toujours incluse dans les modèles utilisés pour simuler le bilan de la MOS, ainsi nous traiterons de cet aspect dans une section à part.

1.2 L'évolution à long terme de la matière organique dans les sols agricoles.

Lorsque les sols d'écosystèmes forestiers ou de prairies naturelles sont mis en culture, leur niveau de MOS diminue rapidement pour atteindre un nouvel état d'équilibre à la phase C (Figure 26, Figure 32). Voir aussi la section sur la remise en culture des terres marginales pour plus de détails. Une fois cet état d'équilibre atteint (phase C), les sols agricoles sont peu enclins à des modifications de leur niveau de MOS (scénario 1), à moins de changements de pratiques culturelles importants. Il peut y avoir augmentation de la MOS en passant de la phase D à E, comme il peut aussi y avoir diminution. Cette ampleur de l'augmentation ou de la diminution (scénario 3 et 4) dépendra de l'intensité des nouvelles pratiques. S'il y a une reconversion vers un état naturel, la MOS va éventuellement retrouver son niveau initial (scénario 2), mais ceci peut prendre plusieurs décennies.

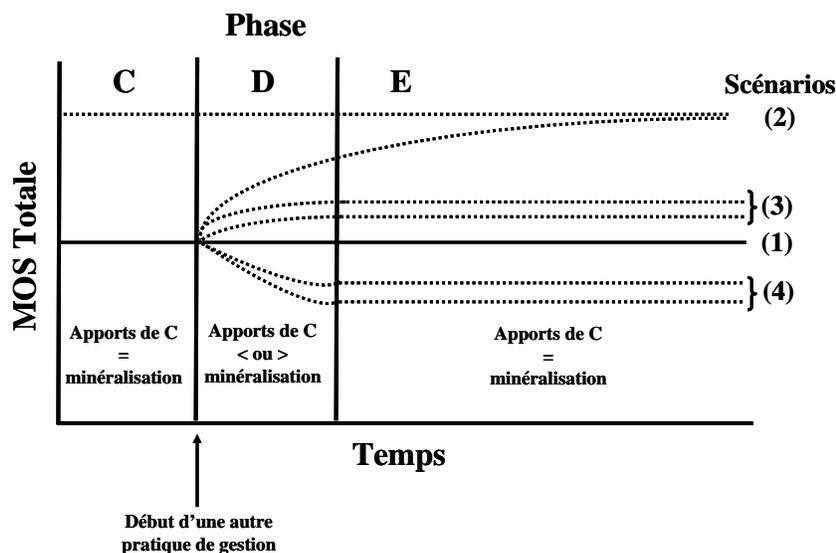


Figure 32 : Schéma de l'évolution de la matière organique des sols selon différents scénarios de gestion et de pratiques agricoles (Adaptée de Sauerbeck 2001).

Généralement, selon Cole *et al.* (1996) les facteurs suivants contribuent à augmenter le niveau de la MOS dans les conditions édaphiques et climatiques de l'est du Canada : une augmentation des rendements (lié à la fertilité des sols et la fertilisation), un retour de résidus de culture, une augmentation des apports en amendements organiques, une diminution du travail de sol, des rotations diversifiées, l'utilisation d'engrais verts, l'utilisation de plantes fourragères et le contrôle de l'érosion. À l'inverse, les facteurs suivants peuvent donc contribuer à faire diminuer le niveau de la MOS : de faibles rendements (liés à une mauvaise fertilisation ou à un mauvais drainage), l'exportation des résidus de culture, aucun amendement organique, un travail du sol intensif, etc.

Il est bien connu que la MOS tend à augmenter avec l'application d'amendements organiques sous diverses formes; une augmentation qui se produit surtout dans la couche de labour ou de surface en absence de travail de sol. Par exemple, en se basant sur les données provenant de sept sites expérimentaux de longue durée en Europe, Sauerbeck (2001) a calculé que comparativement aux témoins non fertilisés, la MOS a augmenté d'environ 10% pour les traitements de fertilisation inorganique, d'environ 15% pour les traitements ayant reçu des fumiers de ferme, et d'environ 30% pour le traitement combiné (i.e., fertilisation inorganique + fumiers de ferme). Dans une revue de littérature sur des données canadiennes, VandenBygaart *et al.* (2003) ont trouvé qu'en moyenne, indépendamment du type de culture, la fertilisation inorganique permettait d'augmenter la MOS de $23 \pm 13 \text{ g C/m}^2$ par année. Ceci était comparable aux résultats d'autres études effectuées par Conant *et al.* (2001) sur diverses prairies à travers le monde, de même que ceux rapportés par Franzluebbbers et Steiner (2002) pour des expériences portant sur des parcelles avec absence de travail de sol aux États-Unis. Les effets de la fertilisation et de l'application d'amendements organiques sur les sols sont donc surtout positifs (scénario 3), et par conséquent, leur absence peuvent avoir des effets négatifs (scénario 4).

Tout changement dans les rotations ou pratiques de gestion (i.e., le degré de prélèvements des résidus de culture), qui soit augmente ou diminue la quantité des résidus de culture (y compris les racines) par rapport à une situation donnée, aboutira aux scénarios 3 ou 4, respectivement. Les différentes cultures impliquées dans la rotation auront des effets un peu plus complexes. En effet, un changement au niveau des rotations peut à la fois affecter la quantité et de la qualité des résidus de culture (Govaerts *et al.* 2009). Par exemple, les résidus de soya se décomposent plus facilement que ceux des céréales à paille et du maïs (Wagner et Broder 1993). Les racines peuvent également se décomposer plus lentement, comparativement aux résidus de culture laissés en surface (Rasse *et al.* 2005). Les plantes ayant un système racinaire important, telles que les plantes fourragères, pourraient donc contribuer davantage à la MOS. Par conséquent, l'augmentation potentielle du niveau de la MOS est aussi dépendante en grande partie des caractéristiques biochimiques des résidus de culture (y compris les racines). Cet aspect est discuté plus en détails dans la section portant sur le coefficient isohumique (i.e., qui détermine la quantité de résidus de culture qui est transformée en MOS).

1.3 La mesure au champ de la MOS

Le suivi du bilan humique ou de la MOS est affecté par la façon de calculer la masse de C dans le sol. Cette dernière est influencée par l'analyse de la concentration de C dans le sol, la masse volumique apparente (MVA) du sol et finalement la profondeur du sol sur laquelle les mesures sont réalisées. Par exemple, certaines études comparent des traitements réalisés sur des profondeurs fixes ou par horizon génétique du sol (e.g., VandenBygaert *et al.* 2007). La MVA du sol peut aussi être affectée par les différentes techniques de travail de sol et ceci a un effet sur la conversion de la concentration de la MOS en termes de masse de C. Par exemple, plusieurs études ont signalé que la MVA du sol était plus élevée dans les systèmes agricoles sans travail du sol, comparativement à celle des sols sous travail conventionnel (charrue à versoirs, par exemple) (Gal *et al.* 2007; Thomas *et al.* 2007; Yang et Wander 1999). Par conséquent, Ellert et Bettany (1995) ont suggéré de baser les comparaisons sur une masse de sol équivalente (i.e., en tenant compte des différences au niveau de la MVA du sol), plutôt que d'échantillonner à des profondeurs fixes ou par horizon génétique. Ces différentes méthodes de mesure changent l'interprétation des résultats.

1.4 Le niveau minimal de MOS

Il existerait pour les sols agricoles une teneur minimale en MOS sous laquelle des problèmes liés aux modes de gestion des cultures sont plus susceptibles de survenir (compaction, problèmes de battance, mauvaise structure, érosion, perte de productivité). Il existe différentes approches pour estimer ces niveaux minimaux de MOS et cette section tentera de proposer des valeurs limites pour les sols du Québec.

À prime abord, le niveau le plus adéquat de MOS est difficile à déterminer puisqu'il existe plusieurs conditions pédoclimatiques ainsi que plusieurs variations liées aux systèmes de production. En production de pommes de terre sur sols légers par exemple, les producteurs essaient de maintenir la

MOS à des niveaux relativement élevés pour des sols sableux, soit entre 4 et 5 %, entre autres pour maintenir une bonne capacité de rétention en eau du sol.

Au lieu de déterminer des valeurs optimales, Sparling *et al.* (2003) ont suggéré qu'il serait plus informatif de définir un niveau minimal acceptable ou fonctionnel au-dessus duquel les propriétés importantes du sol ne se détériorent pas et le sol maintient ses fonctions écologiques et sa capacité à produire. Il n'existe pas de critère universel et des approches différentes ont été proposées dans divers pays, souvent basées sur des opinions d'experts. Par exemple, dans l'étude sur les problèmes de dégradation des sols agricoles du Québec, différents niveaux de MOS furent utilisés selon la texture du sol (Tableau 13). Cinq niveaux ont été retenus pour fins de discussion et de recommandations, soit de très pauvre à très riche.

Tableau 13 : Les classes ou niveaux de matière organique du sol utilisés dans l'étude de l'inventaire Québécois sur des problèmes de dégradation des sols agricoles (Tabi *et al.* 1990).

Niveau	Texture légère < 30% d'argile		Texture lourde > 30% d'argile	
Très pauvre	0,0	1,9	0,0	1,9
Pauvre	2,1	3,5	2,1	4,5
Moyen	3,6	6,5	4,6	10,0
Riche	6,6	8,0	10,1	13,0
Très riche	>8%		>13%	

Adapté de Tabi *et al.* (1990) et Guide de fertilisation. Association des fabricants d'engrais du Québec. Montréal. 1987. 2^e édition.

Sparling *et al.* (2003) ont suggéré trois approches différentes pour déterminer un niveau minimal et maximal de MOS acceptable. La première consistait à utiliser une banque de données (i.e., inventaire de sol) pour sols sous pâturages ou prairies depuis un certain nombre d'années (environ 25 ans). Le niveau minimal de MOS acceptable est estimé par le 1^{er} quartile (ou le 25^e percentile), alors que le niveau maximal est estimé par la médiane. La deuxième approche faisait appel au modèle CENTURY et la troisième approche était basée sur des opinions d'experts.

Nous avons appliqué la première approche de Sparling *et al.* (2003) sur la banque de données de l'inventaire des problèmes de dégradation des sols (Tabi *et al.* 1990). Nous avons calculé les paramètres statistiques pour tous (n = 187) les échantillons de sol de surface (0 à 30 cm) prélevés dans les prairies et pâturages et nous avons également calculé ces paramètres pour les mêmes groupes texturaux énoncés dans le Tableau 13, soit avec plus ou moins 30% d'argile. Les résultats sont présentés au Tableau 14.

Les résultats de ces calculs sur les données de l'inventaire de dégradation suggèrent que les niveaux minimaux de MOS acceptables (1^{er} quartile de Sparling *et al.* 2003) sont de 3,7% pour les sols légers et de 3,9% pour les sols lourds. D'après le Dr Denis Angers, spécialiste de la matière organique du sol à Agriculture et agroalimentaire Canada (Sainte-Foy), le niveau critique de MOS à maintenir pour assurer une structure adéquate du sol est de 3% pour un sol ayant moins de 30 % d'argile et de 4%

pour un sol ayant plus de 30 % d'argile. L'opinion de l'expert et les calculs obtenus en utilisant le critère de Sparling *et al.* (2003) (1^{er} quartile des sols sous prairies) démontrent une bonne concordance surtout pour les sols plus argileux. Pour les sols légers, les deux différentes valeurs correspondent à des niveaux de MOS pauvre et moyen selon les critères retenus par Tabi *et al.* (1990) (Tableau 13). Pour les sols lourds, l'estimé de 3,9% correspond à un niveau de COS pauvre selon les critères de Tabi *et al.* (1990).

Tableau 14 : Statistiques déterminées sur la MOS (%) de tous les échantillons de sol de surface prélevés dans les prairies et les pâturages de l'étude de Tabi *et al.* (1990).

Texture	Moyenne	Valeur minimale	Valeur maximale	CV (%)	1 ^{er} quartile	Médiane
Tous sols (n = 187)	5,2	1,5	15,0	43	3,7	4,4
Sols légers (n = 142)	4,7	1,5	10,8	35	3,7	4,4
Sols lourds (n = 45)	6,4	2,1	15,0	47	3,9	6,0

La teneur en MOS est obtenue en multipliant COS par 1,724.

Les niveaux maximaux acceptables de MOS estimés par la médiane étaient de 4,4% pour les sols légers et de 6,0% pour les sols lourds. Ceux-ci correspondent à des niveaux de MOS moyen pour les deux types de texture selon les critères de Tabi *et al.* (1990).

À notre avis, le niveau minimal de MOS acceptable se situerait entre le 1^{er} quartile et la médiane, ou encore à la limite de la définition des sols classés pauvres à moyen en MOS présentée dans le Tableau 13 utilisé par Tabi *et al.* (1990). Ces niveaux se situeraient donc à 3,5% de MOS pour les sols légers et à 4,5 % pour les sols lourds. En dessous de ces niveaux, les systèmes culturaux et leurs modes de gestion peuvent être questionnables et il faudrait être plus attentif aux problèmes qui pourraient survenir (e.g. compaction, problèmes de battance, déstructuration, érosion, perte de productivité). Ces niveaux minimaux de MOS peuvent servir de point de repère, mais devraient faire l'objet d'une étude plus approfondie pour déterminer des niveaux minimaux adaptés aux différentes conditions pédoclimatiques du Québec.

1.5 Modélisation de l'évolution de la matière organique du sol.

Un modèle est une représentation mathématique d'un système. Dans le cas de la MOS, il s'agit de construire des algorithmes pour décrire les différentes composantes et processus représentés à la Figure 31. La modélisation du bilan de la MOS et de l'évolution de C et N n'est pas nouvelle en sciences du sol. Les travaux de Hénin et Turc (1950) et de Hénin et Dupuis (1945) en France, de même que ceux de Woodruff (1949) aux États-Unis sont parmi les premiers à avoir décrit des modèles simples. Par la suite, au fur et à mesure que la connaissance de la MOS a évolué, la complexité des modèles de simulation s'est accrue et environ à partir des années 1970, plus d'une vingtaine de modèles plus complexes sont apparus à travers le monde.

En général, les modèles les plus récents divisent la matière organique totale du sol en deux ou trois compartiments. Bolinder *et al.* (2006) ont proposé de classer les modèles existants en trois

catégories, soit des modèles à un ou deux compartiments et des modèles à compartiments multiples. Presque la totalité de ces modèles ne tiennent pas compte des pertes de C sous forme de C organique soluble. À l'exception de quelques modèles (e.g., EPIC, CENTURY), les pertes de C reliées à l'érosion du sol sont calculées séparément. Au Québec, on utilise souvent l'Équation des pertes en terre révisée pour application au Canada; c'est cette option que nous avons retenue dans la présente étude.

1.6 Modèles à un compartiment.

Au Québec, la prévision de l'évolution de la matière organique des sols a essentiellement fait appel à un modèle à un compartiment (c'est à dire, la teneur en matière organique totale). Ce modèle a été dérivé des travaux d'Hénin et Dupuis (1945) et a été présenté et popularisé dans le manuel de Soltner (2000). La simplicité de ce modèle fait en sorte qu'il est très utile pour une estimation rapide du bilan de la matière organique du sol. Il est décrit dans plusieurs éditions du Guide de référence en fertilisation du Québec dont la prochaine édition présentera une version adaptée aux conditions climatiques et édaphiques du Québec (Clément *et al.* 2009). Un calculateur de ce bilan humique (BH) est disponible sur le site du MAPAQ à l'adresse suivante : <http://www.mapaq.gouv.qc.ca/Fr/Productions/Agroenvironnement/bilanhumique/>. Le BH est schématisé à la Figure 33.



Figure 33 : Schéma du modèle Bilan Humique (BH) utilisé pour faire des bilans de masse de carbone du sol en fonction des entrées et sorties de carbone dans le système sol-plante.

Le BH comprend une seule variable dynamique, soit la matière organique totale du sol (MOS). Il fait intervenir quatre paramètres : (i) la quantité de carbone apportée au sol sous forme de résidus de culture et racines, ainsi que des amendements organiques, s'il y a lieu, (k_1) le coefficient isohumique qui détermine la proportion de i qui est transformée en matière organique stable, (k_2) le taux de minéralisation de la MOS, et (r_{CLIM}) qui est un facteur qui tient compte de l'influence du climat. Ce dernier paramètre a été intégré dans k_2 , tel que décrit plus en détails dans la section portant sur les paramètres des modèles. Le calcul du bilan s'effectue tout simplement comme suit :

$$\text{Bilan Humique} = \text{Matière organique apportée} \times k_1 - \text{Matière organique du sol} \times k_2$$

Cette méthode est un outil raisonnable qui peut guider l'entreprise agricole dans ses choix de gestion afin de maintenir les sols en bon état. Bolinder *et al.* (2006 et 2008) ont regroupé des données provenant d'essais de longue durée effectués sur le terrain dans différentes régions de l'Est du Canada. Nous allons utiliser ces données qui représentent des pratiques agricoles traditionnelles pour

valider le BH. D'autres chercheurs du MAPAQ sont également en voie de faire des validations du BH avec leurs données expérimentales (communication personnelle, M. Giroux).

1.7 Modèles à deux compartiments.

Durant les dix dernières années, deux modèles à deux compartiments ont surtout été utilisés au Canada. Le «Modified Woodruff Model» (MWM) développé par Campbell *et al.* (2000) au Canada, et le «Introductory Carbon Balance Model» (ICBM) développé par Andrén et Kätterer (1997) en Suède. Le premier a surtout été conçu pour les conditions semi-arides de l'ouest du Canada. Par conséquent, nous allons seulement présenter le modèle ICBM, la Suède étant un pays nordique avec un climat tempéré froid apparenté à celui du Québec et possédant également des conditions édaphiques similaires (Figure 34).

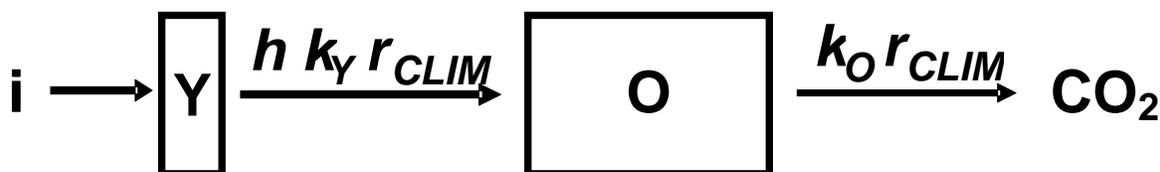


Figure 34 : Schéma simplifié de ICBM utilisé pour faire des bilans de masse de carbone du sol en fonction des entrées et sorties de carbone dans un système sol-plante.

Le modèle ICBM travaille avec le carbone organique du sol (COS) et comprend deux variables dynamiques : Y, la fraction du COS «facilement minéralisable» qui représente environ 5 à 10% du COS total et O, la fraction du COS «stable et plus difficilement décomposable» qui représente de 90 à 95% du COS total. La somme de ces deux variables (Y + O) représente la masse totale du COS présente dans le sol. k_y et k_o sont deux coefficients qui déterminent la vitesse de décomposition de ces fractions respectives. Les trois autres paramètres du modèle sont : i, la quantité de carbone apportée au sol sous forme de résidus de culture et racines, ainsi que des amendements organiques, s'il y a lieu; h, un coefficient d'humification qui détermine la proportion de i qui est transformée en matière organique stable (i passe par le compartiment Y, par conséquent ceci représente la proportion de Y qui passe au compartiment O); et r_{clim} , un facteur climatique qui détermine l'influence du climat sur la vitesse de décomposition de la matière organique du sol. Lorsque $r_{clim} < 1$, la vitesse de décomposition diminue et lorsque $r_{clim} > 1$, elle augmente.

Ce modèle a été évalué sur des essais de longue durée en Europe du nord (Kätterer et Andrén 1999; Persson *et al.* 2008), de même qu'au niveau de la ferme (Kätterer *et al.* 2008). Il est actuellement utilisé en Suède pour faire rapport au ministère de l'environnement afin d'évaluer les stocks de C dans les sols agricoles suédois (Andrén *et al.* 2008). Dans le cadre d'un projet de collaboration internationale, Bolinder *et al.* (2006 et 2008) ont évalué et raffiné ce modèle pour les conditions de l'Est du Canada. L'approche ICBM est facilement adaptable et insiste sur la convivialité et l'intégration des connaissances actuelles. Le modèle a été programmé dans un simple chiffrier, soit dans Excel.

1.8 Modèles à compartiments multiples.

Il existe de nombreux modèles à multiples compartiments (c'est-à-dire, trois compartiments, ou plus) qui sont plus complexes : notamment EPIC, SOCRATES, CENTURY, RothC, CANDY, DNDC, DAISY, NCSOIL, SOMM, ITE, Verberne et ECOSYS (Smith *et al.* 1997). Ces modèles se différencient principalement des modèles à un ou deux compartiments par l'utilisation de sous-compartiments relativement difficiles à estimer au niveau des composantes (stocks de C) et des processus (coefficients) impliqués dans les calculs. Il est donc généralement plus difficile d'adapter ce genre de modèle (calibrer les coefficients impliqués et mesurer les différents stocks de MO) pour différentes situations de cultures et de conditions pédoclimatiques. Bien souvent, les multiples paramètres ont été développés dans des conditions particulières, qu'il est difficile de valider ou de paramétrer sous de nouvelles conditions

Le modèle CENTURY est celui qui a été le plus utilisé au Canada et celui qui sert à examiner l'évolution des stocks de C dans les sols agricoles à l'échelle nationale. Cependant, des modèles à deux compartiments tels MWM et ICBM ont été utilisés récemment et il a été démontré qu'ils peuvent être aussi performants que CENTURY (VandenBygaart *et al.* 2009). Au Québec, le modèle CENTURY a aussi été utilisé (Bolinder *et al.* 1993 et 1994; Bolinder 2004) et dans une étude récente, Bolinder *et al.* (2006) avaient aussi conclu que les résultats obtenus avec ICBM étaient comparables à ceux de CENTURY.

1.9 Les paramètres des modèles à un et deux compartiments

1.9.1 Apports annuels de C au sol provenant des racines et des résidus de culture (i)

Dans tous les modèles de simulation de la MOS, la quantité de C apportée au sol ou laissée au sol avec les résidus de culture (i) est un paramètre clé. En effet, si la minéralisation de la MOS suit un processus cinétique d'ordre un, c'est-à-dire que des fractions constantes de matière organique sont minéralisées par unité de temps, comme le suggère la plupart des théories, la quantité de MOS qui peut potentiellement être retenue dans le sol est directement proportionnelle à la quantité de C apportée au sol (Paustian *et al.* 1997).

Dans les modèles Bilan Humique et ICBM, les apports en provenance des cultures sont estimés à partir des rendements agronomiques. En se basant sur ces rendements et sur les paramètres biomasse aérienne / biomasse racinaire et l'indice de récolte provenant d'une revue de littérature de tous les essais menés au champ en Amérique du Nord (principalement des études canadiennes) depuis les années 1970 jusqu'à aujourd'hui (Bolinder *et al.* 2007), il a été possible d'estimer les différentes contributions en carbone associées aux différentes parties de la plante. Cette approche adoptée par le modèle Bilan Humique est présentée dans le chapitre 2 de la 2^e édition du Guide de référence en Fertilisation (Clément *et al.* 2009).

Brièvement, les concepts impliqués dans cette approche sont les suivants. Les apports annuels de carbone au sol sous forme de résidus de culture provenant des grandes cultures sont constitués des

résidus issus de la biomasse aérienne (C_S) et de la biomasse racinaire (C_R et C_E) des plantes (Figure 35). Les résidus de la biomasse aérienne (C_S) sont, selon la culture, composés de la paille, des fanes, des feuilles ou des tiges laissées au sol après la récolte. Pour les plantes fourragères, il s'agit également du chaume, mais aussi de d'autres débris de surface, comme la biomasse laissée au sol lors des opérations de récolte ainsi que des feuilles qui meurent et tombent au sol avant la récolte.

Pour la biomasse racinaire (C_R et C_E), il s'agit non seulement des racines, mais aussi d'une certaine quantité de matière organique provenant des exsudats racinaires et des racines fines qui se sont formées et renouvelées tout au long de la saison. Pour les plantes fourragères pérennes, il faut y ajouter la partie du système racinaire qui meurt après chaque coupe ou paissance, et aussi durant l'hiver, spécialement sous nos conditions climatiques. Toute cette biomasse peut être regroupée dans une même composante appelée résidus extra-racinaire (C_E). Quoique variable entre espèces, ces résidus représentent généralement environ 65 % du poids des racines (C_E) à la récolte.

L'indice de récolte (IR) est utilisé pour estimer la biomasse aérienne des résidus (C_S) du maïs, des céréales ou du soya à partir de leur rendement (C_P). L'IR est défini comme étant le rapport entre le rendement en grain (ou de la portion récoltée, la pomme de terre par exemple) (C_P) et la quantité de biomasse aérienne produite à maturité en excluant la biomasse racinaire ($C_P + C_S$). Ainsi, connaissant le rendement en grain on peut facilement calculer la biomasse aérienne des résidus :

$$C_S = C_P \left(\frac{1}{IR} - 1 \right)$$

L'indice de la biomasse aérienne totale (C_P et C_S) sur la biomasse des racines (C_R) est plus souvent rapporté dans la littérature en tant que «shoot to root ratio (rapport tige-racine)» (SR) pour une profondeur correspondant à la couche de labour. Cet indice permet de calculer la biomasse racinaire (C_R et C_E) en assumant que la composante C_E équivaut à 0,65 la composante C_R :

$$C_R + C_E = \frac{C_P + C_S}{SR} (1,65)$$

La première étape de l'approche consiste à déterminer la répartition de la biomasse totale produite (sur une base de matière sèche) à la maturité des cultures dans les différentes parties de la plante, dont la somme constitue la productivité primaire nette (PPN) (Figure 35).

Cette approche, tout comme la plupart des approches utilisées pour estimer le paramètre i , possède les faiblesses suivantes. D'abord, on pose l'hypothèse que les indices SR et IR ne varient pas avec les rendements agronomiques des cultures. C'est-à-dire que la quantité de C laissée au sol par les cultures suit une relation linéaire avec les rendements. De plus, on ne tient pas compte de l'influence de la fertilisation azotée sur ces indices. L'IR a d'ailleurs tendance à augmenter et plafonner avec une fertilisation optimale. De fait, de mauvais rendements ou presque nuls ne se traduisent pas nécessairement par une biomasse résiduelle nulle. On doit souligner le fait qu'il n'y a pas suffisamment de données disponibles dans la littérature pour tenir compte des effets de la fertilisation, tout au moins en ce qui concerne l'indice SR. En fait, tous les facteurs qui influencent les

rendements (C_p) comme la fertilité du sol, la disponibilité de l'eau dans le sol et l'ensoleillement peuvent aussi faire varier l'indice SR.

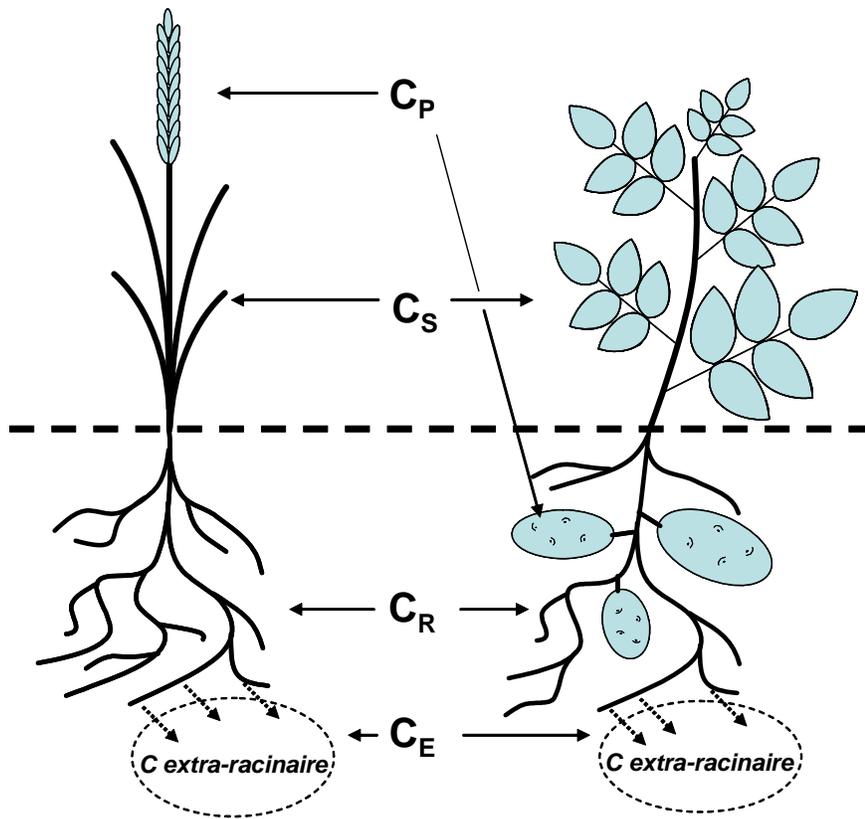


Figure 35 : Répartition de la biomasse dans les différentes parties des plantes, la productivité primaire nette (PPN) = $C_p + C_s + C_r + C_e$.

1.9.2 Coefficient isohumique (k_1 et h).

Le coefficient isohumique détermine les quantités de matière organique apportée avec les résidus de culture ou les amendements organiques qui seront converties en MOS ou en COS. Ce coefficient a souvent été déterminé à partir d'essais au champ de longue durée, comme c'est le cas pour les versions actuelles des modèles BH et ICBM. Ces coefficients peuvent aussi être estimés en utilisant des expériences avec du ^{13}C et ^{14}C , dans le cas des cultures en C4. Plusieurs articles scientifiques sont disponibles à ce sujet, dont certains proviennent d'études québécoises, comme celles d'Angers *et al.* (1995) et de Bolinder *et al.* (1999) sur les résidus de maïs à la ferme expérimentale de l'IRDA à Saint-Lambert-de-Lévis. Nous allons approfondir cet aspect afin de raffiner les coefficients actuels utilisés dans le BH et ICBM. De plus, il est aussi possible d'estimer les coefficients isohumiques en utilisant un concept de l'indice de stabilité biologique (Linères et Djakovitch 1993).

Le taux de transformation des apports de C en MOS est principalement fonction de leur teneur en azote et en lignine (Paustian *et al.* 1992; Parton et Rasmussen 1994). Comparativement à la partie aérienne des plantes, les racines ont souvent un contenu plus élevé en lignine (L). Le rapport L/N pour

les racines est trois fois plus élevé que celui des résidus aériens des cultures et par conséquent ces racines sont généralement plus résistantes à la décomposition (Rasse *et al.* 2005). Le même principe s'applique pour les amendements organiques. Les valeurs utilisées par le modèle BH sont présentées dans le chapitre 2 de la 2^e édition du Guide de référence en Fertilisation (Clément *et al.* 2009).

Brièvement, le k_1 des racines est de 0,15, excepté pour les plantes fourragères où il est de 0,20. Pour les résidus aériens, il est de 0,15 pour les céréales à paille, le maïs fourrager et le canola. Les valeurs sont plus faibles pour les tiges ou les fanes de maïs-grain (0,12), de soya (0,08) et de pomme de terre (0,05). Pour les engrais verts jeunes, $k_1 = 0,05$. Dans le modèle ICBM, $h = 0,125$ pour tous les résidus et les racines.

Pour les amendements organiques, il y a plusieurs types d'amendements (fumiers de ferme peu, moyennement ou bien décomposés, lisiers, composts, boues, tourbes, etc.). Les valeurs de k_1 pour ces matières organiques varient de 0,25 à 0,50. Le purin et les lisiers ont des valeurs beaucoup plus faibles (0,05 à 0,15), alors que les valeurs pour la tourbe sont beaucoup plus élevées (environ 0,90).

1.9.3 Taux de minéralisation (k_2 , k_Y et k_0).

Tout comme le coefficient k_1 , les taux de minéralisation (k_2 pour BH et k_Y et k_0 pour ICBM) ont été estimés à partir d'essais au champ de longue durée. Les valeurs utilisées pour k_2 dans le modèle BH (Clément *et al.* 2009) ont été adaptées surtout de Mustin (1987) et de Soltner (2000), appuyées par des études québécoises de Sbih *et al.* (2002) ainsi que Simard et N'Dayegamiye (1993).

1.9.4 Facteur climatique (r_{CLIM}).

L'activité biologique du sol est un phénomène naturel fortement influencé par les conditions de température et d'humidité du sol. Dans la plupart des modèles de bilan humique, on utilise les données climatiques ambiantes pour estimer ces conditions. Toutefois, ces dernières varient aussi avec la texture et la capacité de rétention en eau du sol, ainsi qu'avec la couverture végétale qui agit sur l'évapotranspiration de l'eau du sol.

Le facteur climatique (r_{CLIM}) dans le modèle de BH provient d'une étude récente qui a permis d'établir un paramètre de l'activité biologique du sol associé au climat représentatif des différentes Écorégions agricoles du Québec (Bolinder *et al.* 2007). Ce facteur climatique a été calculé en utilisant des données climatiques journalières provenant de stations climatiques enregistrant la température moyenne de l'air, les précipitations totales et le potentiel d'évapotranspiration. À partir de ces données, trois valeurs ont été assignées à ce paramètre climatique augmentant selon un gradient du nord au sud du Québec, soit 1,00 pour le Saguenay-Lac-St-Jean, 1,15 pour le Centre-du-Québec, et 1,30 pour les basses terres du St-Laurent. Le paramètre climatique affecte directement le coefficient de minéralisation. Ainsi, un sol de la région du Saguenay-Lac-St-Jean minéralisera moins rapidement sa matière organique qu'un sol de la région de Montréal.

Dans le bilan humique, ceci implique que sur une base annuelle et en considérant un contenu en matière organique du sol identique, il faudrait un apport en matière organique (résidus de culture,

engrais de ferme ou autres amendements organiques) de 30% plus élevé dans la région de Montréal pour maintenir le niveau d'humus du sol à un niveau comparable à celui dans la région du Saguenay-Lac-St-Jean.

Dans le BH ce facteur climatique affecte directement les valeurs de k_2 . Le modèle ICBM utilise le facteur climatique de la même façon. Il est difficile de valider le facteur climatique puisqu'il n'y a pas suffisamment de données provenant des expériences au champ de longue durée. En effet, pour ce faire, il faudrait couvrir toutes les combinaisons possibles d'interaction entre la texture du sol et le climat, et ceci pour de nombreuses zones climatiques du Québec. Toutefois, il y a lieu d'améliorer la résolution géographique du facteur climatique et le concept en soit est bien connu et accepté par la communauté scientifique. Également, Bolinder *et al.* (2008) ont évalué le facteur climatique sur 33 sites et combinaisons de traitements avec le modèle ICBM pour différentes écorégions agricoles au Canada. Il a été conclu qu'en considérant ce facteur, les prévisions pour 24 des 33 sites et combinaisons de traitements étaient significativement meilleures.

1.9.5 Facteur associé à l'effet du travail de sol pour la couche de labour.

Tel que discuté dans les sections précédentes, la minéralisation peut être accélérée par le travail intensif de sol, soit en libérant du C facilement minéralisable, en brisant les agrégats du sol ou en influençant les conditions de température et d'humidité du sol. Les deux modèles ont des facteurs de pondération liés à l'effet du travail du sol. Toutefois, à ce stade-ci des connaissances, il s'agit surtout d'approximations basées sur une opinion d'expert.

Les modèles BH et ICBM utilisent comme valeur de référence le labour conventionnel, donc pour ce système le facteur lié au travail du sol est 1.0. Dans la version actuelle du BH, le facteur de pondération lié à l'effet du travail du sol pour le travail minimum est fixé à 0.90. C'est-à-dire que, pour un contenu en COS donné, il faudrait un apport en matière organique de 10% moins élevé avec le travail minimum du sol pour maintenir le niveau de COS à un niveau comparable à celui du labour conventionnel. Le modèle ICBM utilise actuellement les mêmes valeurs (Andrén *et al.* 2008 ; Kätterer *et al.* 2008).

1.10 Similitudes entre les modèles BH et ICBM.

Le modèle ICBM a été développé en Suède sous des conditions édaphiques et climatiques très similaires à celles qui prévalent au Québec. Les modèles BH et ICBM possèdent une structure semblable. Ils sont essentiellement dérivés des travaux d'Hénin et Dupuis (1945) à la seule différence que les modèles BH et ICBM intègrent des facteurs pour pondérer l'effet du climat et du travail de sol. Le modèle ICBM utilise deux compartiments de COS, mais il peut également être utilisé avec un seul compartiment de COS. Sa structure devient ainsi pratiquement la même que celle du BH.

2 Le suivi de l'érosion des sols et des exportations de phosphore

L'érosion des sols et les exportations de P des sols peuvent être estimés à l'aide de plusieurs outils requérant différents niveaux de détails au niveau des données d'entrée (Beaudin 2006). Des modèles dynamiques comme Agricultural Non-Point Source Pollution Model (AGNPS) Soil and Water Assessment Tool (SWAT) ou Erosion Productivity Impact Calculator (EPIC) intégrant des données climatiques journalières avec des données détaillées au niveau du sol, des plantes, et des pratiques culturales requièrent par exemple un haut niveau de détails pour estimer des pertes de sol ou de phosphore. Ces modèles s'assurent pour la plupart, de bien décrire les phénomènes causant l'érosion des sols et les pertes de phosphore, mais la disponibilité des données d'entrées est parfois limitée sinon l'effort pour en faire l'acquisition est très coûteux, surtout pour réaliser des simulations à l'échelle de multiples parcelles. À l'inverse, un indicateur de risque de perte de P peut être simplement basé sur l'analyse de la teneur en P dans le sol ou de son taux de saturation, traduisant un des principaux facteurs source reliés à la qualité de l'eau en milieu agricole. D'autres indices de risque de perte de P plus complexes (IRP, IRCE, LoPhos) intègrent des composantes décrivant les sources de P, les mécanismes de transport et finalement des considérations au niveau du bassin versant et constituent des approches intermédiaires en termes d'exigence en données d'entrée. Pour plus de détails, Beaudin (2006) a réalisé une revue de littérature exhaustive et adaptée à la situation québécoise sur la mobilité du phosphore et des mécanismes en cause, ainsi que des différents outils de gestion du risque associé à la mobilité du P. Plus récemment, des travaux entérinés par la commission chimie-fertilité des sols ont permis de développer l'ODEP, un outil adapté et validé sous conditions québécoises (Michaud *et al.* 2009).

2.1 L'outil de diagnostic des exportations de phosphore (ODEP)

Développé à partir de mesures prises en parcelles expérimentales, au champ et en bassins versants, ainsi qu'à partir de résultats de modélisation du transport de l'eau et des nutriments, l'ODEP est un indicateur des exportations de phosphore (P) provenant des superficies agricoles au Québec. L'ODEP est un outil de diagnostics, de recommandations et de suivis du risque environnemental relié aux exportations de phosphore (P) diffuses d'origine agricole. Son développement vise à appuyer les conseillers et les producteurs agricoles dans la caractérisation de la vulnérabilité des champs au ruissellement, à l'érosion et à l'exportation de phosphore. Cet outil permet également d'estimer l'efficacité de scénarios alternatifs de gestion agroenvironnementale (régie des sols, des cultures et aménagements hydro-agricoles) sur la réduction des exportations de P à l'échelle de la parcelle, de la ferme ou du bassin versant.

2.2 Fonctionnement de l'ODEP

Programmé en langage Visual Basic dans un environnement Microsoft Access, l'ODEP est formé de quatre modules : hydrologie, agroclimat, érosion et phosphore (Figure 36). L'ODEP permet d'estimer, de manière quantitative, le ruissellement, l'écoulement aux drains ainsi que les exportations de sédiments et de phosphore à l'échelle d'une partie de champ, du champ, de l'entreprise agricole ou du bassin versant. Le logiciel inclut une base de données hydro-pédologiques descriptive de

l'ensemble des séries de sol cartographiées au Québec, de même qu'une représentation en 18 régions des principaux facteurs agroclimatiques qui influencent l'hydrologie à l'échelle parcellaire. Les informations provenant de logiciels de gestion des champs ou de fertilisation, communément gérés par les conseillers agricoles, peuvent être importées et utilisées dans l'ODEP. Les informations manquantes peuvent ensuite être saisies à l'aide de menus déroulants.

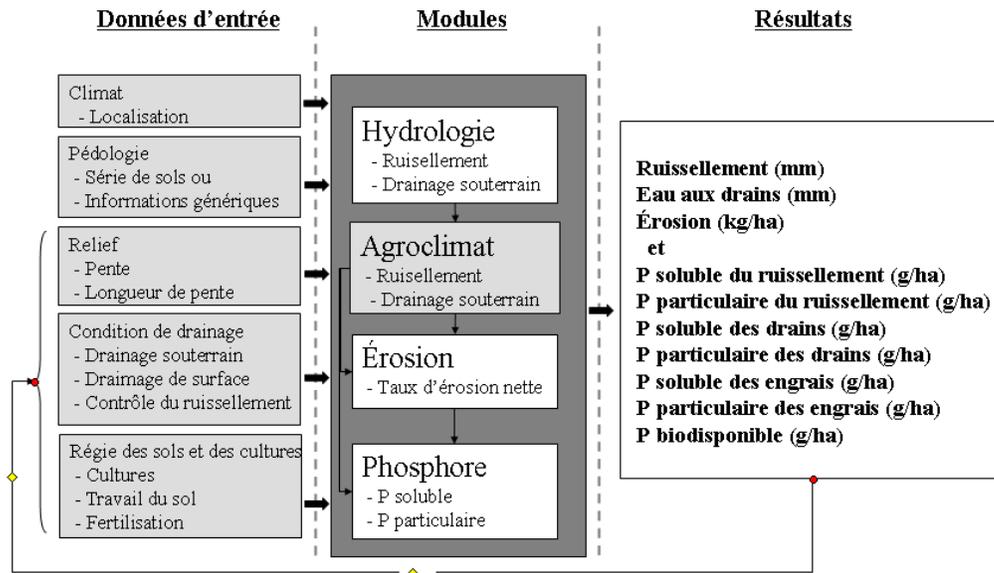


Figure 36 : Schéma du fonctionnement de l'ODEP mettant en relief les données d'entrée nécessaires, les différents modules de l'ODEP ainsi que les résultats produits par celui-ci.

Après avoir importé ou saisi les informations pertinentes à l'entreprise et aux conditions particulières de chaque champ, le module Hydrologie de l'ODEP calcule les hauteurs d'eau s'écoulant en surface par ruissellement, et aux drains agricoles, le cas échéant. Le ruissellement est ensuite transmis au module Érosion qui calcule, à l'aide d'une variante de l'équation universelle de perte de sol modifiée (MUSLE), le taux d'exportation net de sédiments de chaque champ. La hauteur de ruissellement et d'eau aux drains ainsi que le taux d'érosion net sont ensuite transmis au module Phosphore. Ce module calcule les charges de phosphore dissous associées aux eaux de ruissellement et à celles des drains souterrains, de même que les charges de phosphore particulaire et les charges de phosphore bio-disponible. Les exportations résultantes à l'échelle du champ, de l'entreprise ou du bassin versant peuvent ensuite être consultées dans un rapport synthèse comparant les résultats d'un ou plusieurs scénarios alternatifs de gestion au scénario de gestion initial.

2.3 Validation de l'ODEP

Entre 2001 et 2006, l'équipe de recherche en bassins versants de l'IRDA a colligé des données expérimentales aux exutoires de six bassins versants expérimentaux, dans le cadre du réseau d'actions concertées en bassins versants agricoles (Michaud *et al.* 2004; Michaud *et al.* 2009). Ces

données ont servi à valider la capacité prédictive de l'ODEP et à analyser sa sensibilité. Rappelons que l'ODEP est conçu pour fournir des prédictions de ruissellement, de l'érosion des sols et des pertes de P sur une base annuelle moyenne. En réalité, l'activité hydrologique et les exportations diffuses de sédiments et de nutriments varient considérablement d'une année à l'autre selon les conditions météorologiques. Cette importante variabilité interannuelle des conditions météorologiques complique la validation des prédictions de l'ODEP. Des observations s'échelonnant sur six années et représentatives de trois régions agricoles distinctes permettent néanmoins de commenter le réalisme des prédictions de l'ODEP.

Le Tableau 15 rapporte les flux mesurés entre 2001 et 2006 aux exutoires de bassins versants expérimentaux de référence situés dans les régions agricoles de la Montérégie-Est (ruisseau Walbridge), Montérégie-Ouest (rivière La Guerre) et de Chaudière-Appalaches (ruisseau Fourchette). Alors que les années hydrologiques 2001 à 2003 témoignent de précipitations annuelles moyennes représentatives des moyennes à long terme pour les trois régions agricoles à l'étude, les années 2004 à 2006 témoignent de fortes activités hydrologiques automnales (2005 et 2006) et printanières tardives (2006). Aussi, les flux mesurés de sédiments et de phosphore demeurent relativement plus élevés de 2004 à 2006, nonobstant les différences dans les pratiques culturales et l'aménagement des terres entre les deux périodes d'étude. Dans l'ensemble, les prédictions d'exportations de phosphore de l'ODEP se situent proches des intervalles de valeurs observées aux exutoires des bassins versants expérimentaux. Ces prédictions valident, à tout le moins, le réalisme et l'ordre de grandeur des prédictions de l'ODEP.

Rappelons que les prédictions rapportées au Tableau 15 ont été systématiquement calculées pour un ensemble de 314 parcelles, puis agrégées par sommation à l'échelle de leur bassin respectif. Elles n'intègrent donc pas les contributions de l'érosion des rives et autres sources ponctuelles dans le bilan des MES et du P exporté aux exutoires des bassins expérimentaux, pas plus que les processus de rétention à l'œuvre dans le réseau hydrographique. L'érosion des rives, particulièrement sévère dans les bassins expérimentaux de la Beauce (Fourchette) et de la Montérégie-Ouest (La Guerre), explique en partie la différence entre la sommation des prédictions d'exportations de MES par l'ODEP et les flux mesurés aux exutoires des bassins versants. En Montérégie-Est (bassins Walbridge), les prédictions d'exportations en P de l'ODEP ne traduisent qu'en partie les différences dans les flux de P mesurés aux exutoires des bassins et attribuées par Michaud *et al.* (2004) aux positions respectives occupées par les bassins jumeaux dans le relief. Ce constat souligne l'importance de considérer la position topographique de la parcelle à l'intérieur du réseau hydrographique, laquelle agit sur l'activité hydrologique et la mobilité des nutriments, un sujet de recherche encore peu exploité au Québec. Il constitue aussi une invitation à l'utilisateur de l'ODEP à discriminer le parcellaire en fonction des critères hydro-pédologiques proposés dans le portrait des champs.

Tableau 15 : Flux mesurés aux exutoires des trois paires de bassins versants agricoles du réseau d'actions concertées pour les périodes 2001-2003 et 2004-2006 et valeurs prédites avec l'ODEP. (Adapté de Michaud *et al.* 2004, 2009).

		Flux mesurés		Modèle
		2001-2003	2004-2006	ODEP
Walbridge Intervention <i>Montérégie-Est</i>	Matières en suspension (tonne/an)	91	104	150
	Phosphore total (kg/an)	427	429	408
	Phosphore biodisponible (kg/an)	237	260	356
Walbridge Témoin <i>Montérégie-Est</i>	Matières en suspension (tonne/an)	271	266	296
	Phosphore total (kg/an)	678	748	581
	Phosphore biodisponible (kg/an)	342	414	369
La Guerre Intervention <i>Montérégie-Ouest</i>	Matières en suspension (tonne/an)	48	99	81
	Phosphore total (kg/an)	449	535	431
	Phosphore biodisponible (kg/an)	296	327	379
La Guerre Témoin <i>Montérégie-Ouest</i>	Matières en suspension (tonne/an)	42	132	20
	Phosphore total (kg/an)	150	310	127
	Phosphore biodisponible (kg/an)	63	130	107
Fourchette Intervention <i>Beauce</i>	Matières en suspension (tonne/an)	78	105	58
	Phosphore total (kg/an)	371	473	367
	Phosphore biodisponible (kg/an)	239	301	212
Fourchette Témoin <i>Beauce</i>	Matières en suspension (tonne/an)	163	203	104
	Phosphore total (kg/an)	451	541	386
	Phosphore biodisponible (kg/an)	232	269	215

Les prédictions estimées par l'ODEP pour les 314 parcelles composant les bassins versants expérimentaux jumeaux étudiés par Michaud *et al.* (2004) de même que les 265 parcelles du bassin versant du ruisseau Aux Castors (Michaud *et al.* 2005), ont par ailleurs supporté l'identification de valeurs de référence servant à l'interprétation des rapports produits par l'ODEP (Tableau 16). Les percentiles 75 et 90 de la distribution des prédictions de l'ODEP, extraits de l'ensemble des parcelles composant les sept bassins versants expérimentaux ($n=579$), ont été arbitrairement associés à des classes de vulnérabilité « Modérée » ou « Élevée ». Lors de l'édition de rapports dans l'ODEP, un code de couleur s'affiche automatiquement dans le tableau présentant les résultats de la modélisation. Le Tableau 16 rapporte les valeurs références pour chacun des paramètres prédits par l'ODEP.

Il est important de noter ici que ces valeurs de référence ne sont fournies qu'à titre indicatif et méritent d'être réévaluées en fonction des problématiques agroenvironnementales spécifiques aux territoires ciblés. Dans un cadre d'actions concertées à l'échelle du bassin versant, la capacité de support du plan d'eau récepteur à l'égard des apports de phosphore devrait en principe guider l'établissement de charges-cibles globales pour le bassin versant, de même que relativiser les pressions exercées par chacun des secteurs d'activités. L'importance relative du secteur agricole par rapport aux autres vocations du territoire, la sensibilité du plan d'eau récepteur, ou les enjeux socioéconomiques liés aux usages de l'eau sont autant de critères, hors du champ d'étude de l'ODEP, appelés à contribuer à l'établissement d'objectifs réalistes de réduction des exportations de phosphore de sources agricoles diffuses. Il est cependant souhaité par les auteurs que l'ODEP

s'inscrive dans une réalisation proactive de cet important processus de concertation régionale par l'apport de bases de connaissance spécifiques à la problématique agroenvironnementale québécoise.

Tableau 16 : Valeurs de référence et critères d'interprétation associés aux prédictions d'exportations nettes de sédiments et de phosphore de l'ODEP.

	Vulnérabilité modérée	Vulnérabilité élevée
Sédiment (kg/ha/an) ¹	950 - 1 400	> 1 400
P particulaire du ruissellement (kg/ha/an) ¹	1,150 - 1,50	> 1,50
P soluble du ruissellement (kg/ha/an) ²	0,425 - 0,63	> 0,63
P particulaire du drainage agricole (kg/ha/an) ¹	0,490 - 0,59	> 0,59
P soluble du drainage agricole (kg/ha/an) ²	0,135 - 0,17	> 0,17
P particulaire lié à la fertilisation (kg/ha/an) ²	0,025 - 0,05	> 0,05
P soluble lié à la fertilisation (kg/ha/an) ²	0,070 - 0,20	> 0,20
P total (kg/ha/an) ¹	2,000 - 2,50	> 2,50
P biodisponible (kg/ha/an) ¹	1,425 - 1,75	> 1,75

¹ Percentiles estimés sur l'ensemble des parcelles en culture ($n = 579$)

² Percentiles estimés sur les parcelles en cultures annuelles ($n = 409$).

Finalement, l'ODEP, son interface et ses fondements théoriques ont été soumis pour approbation par la Commission chimie et fertilité des sols du CRAAQ, afin d'obtenir un consensus auprès de la communauté scientifique du Québec. En juin 2008, l'ODEP était entériné par la Commission chimie et fertilité des sols.

3 Simulation de l'impact de cultures dédiées sur la qualité de l'eau et des sols de six bassins versants agricoles du Québec

Une version modifiée du logiciel ODEP, intégrant les équations et les paramètres du logiciel Bilan Humique (Clément *et al.* 2009), a été utilisée pour simuler à l'échelle de six bassins versants agricoles du Québec, (1) l'impact de l'expansion de cultures dédiées à la production de bio-produits industriels et (2) l'impact du retrait des résidus de culture sur les sols de ces bassins. Les six bassins versants retenus font l'objet de suivis agroenvironnementaux et représentent une variété de conditions agricoles et pédoclimatiques du Québec. Les impacts évalués par cette version modifiée du logiciel ODEP sont :

- L'érosion nette des sols, c'est à dire la quantité de matières en suspension exportée vers les cours d'eau,
- Les exportations de P total et de P biodisponible vers ces cours d'eau,
- Le bilan humique des sols évalué en termes d'augmentation ou de réduction de la teneur en matière organique dans le sol (MOS).

3.1 Description des bassins versants modèles

Les six bassins versants retenus pour l'étude sont relativement bien distribués d'est en ouest dans le Québec méridional au sud du Saint-Laurent (Tableau 17, voir aussi Annexe 2). Une première série de trois bassins versants (Fourchette, La Guerre et Walbridge) provenaient des travaux de calibrage de l'ODEP (Michaud *et al.* 2004). L'adéquation entre les flux mesurés et les flux simulés de MES et de P durant l'année 2006 a été rapportée au Tableau 15 dans la section précédente. Pour ce travail de calibrage, des informations précises sur les cultures, les aménagements hydroagricoles et les apports en engrais de ferme et minéraux avaient été colligées par parcelle, avec l'aide de conseillers sur le terrain et de producteurs.

Tableau 17 : Bassins versants à l'étude.

Bassin versant	Région	Utilisation du sol				Topographie
		Aire km ²	Agriculture %	Forêts %	Autres %	
Fourchette	Chaudière-Appalaches	4,3	67	24	9	Plat
La Guerre	Montérégie-Ouest	8,3	71	13	16	Plat
Walbridge	Montérégie Est (sud)	14	56	29	15	Plat à vallonneux
Le Bras Amont	Chaudière-Appalaches	23	61	36	3	Vallonneux
Richer	Montérégie-Est	17	81	13	6	Plat
Soucy	Estrie	19	63	31	6	Vallonneux

Comme pour la première série de bassins versants (Fourchette, La Guerre et Walbridge), la deuxième série de bassins (Le Bras Amont, Richer et Soucy) proviennent de régions administratives et climatiques variées et présentent une utilisation du sol relativement différente. Ces bassins versants font partie, soit du réseau Biodiversité, du plan d'action concertée en milieu agricole ou d'une zone désignée prioritaire phosphore. Tous ont également bénéficié dans le cadre de la deuxième phase du projet ODEP, de la création d'un modèle numérique de surface (MNS) ainsi que du montage des données pédologiques intégrées à un atlas électronique.

Le bassin versant de la rivière Le Bras Amont est localisé en Chaudière-Appalaches et couvre approximativement 23 km². La majorité de son territoire (61%) est agricole et les forêts occupent approximativement 36% du bassin. En moyenne, de 2004 à 2007, 7,4 km² étaient occupés par des cultures assurées. De 50 à 63% de ces superficies assurées étaient en foin, tandis que de 9 à 13% des superficies assurées étaient en maïs.

En Montérégie-Est, le bassin versant du ruisseau Richer est caractérisé par une topographie plane et un milieu agricole fortement dominant. En effet, près de 81% du territoire est dédié à l'agriculture et la forêt couvre environ 13% du territoire. Du territoire agricole (14 km²), quelques 13 km² sont occupés par des cultures assurées et de 2004 à 2007, le maïs a occupé entre 40 et 53%, le soya entre 17 et 31% et les prairies entre 11 et 16% de ces surfaces assurées. Les sols de ce bassin ont un bon potentiel agricole (classe 2 et 4 de l'ARDA).

Le bassin versant de la rivière Soucy est situé dans le sud-ouest du bassin de la rivière Nicolet en Estrie dans une région vallonneuse et couvre 19 km². La majorité du territoire est zoné agricole (63%) et les forêts occupent 31% du territoire. Les cultures assurées représentaient en moyenne 8,8 km² entre 2004 et 2007 et les prairies représentaient entre 46 et 50% des surfaces assurées. Le maïs y est cultivé sur 19 à 33% des surfaces assurées et le soya sur 8 à 14%.

En ayant choisi des bassins versants à la fois en terrain plat en Montérégie et en terrain semi-vallonneux ou vallonneux en Estrie et en Chaudière-Appalaches, nous considérons pouvoir représenter une certaine diversité des conditions agricoles et pédoclimatiques rencontrées à l'échelle du Québec.

3.2 Informations initiales pour les modèles ODEP et Bilan Humique

L'unité de base pour réaliser les simulations avec ODEP et le Bilan Humique a été considérée comme étant l'intersection des unités cartographiques représentant les parcelles cultivées, les séries de sol, ainsi que le relief du terrain. Lorsqu'une même parcelle possédait différentes pentes, le terrain a été découpé en des pentes plus homogènes. Ce découpage a produit 83, 75 et 157 unités de simulation pour les bassins Fourchette, La Guerre et Walbridge respectivement et 438, 474 et 325 unités pour les bassins Le Bras Amont, Richer et Soucy.

Pour les bassins versants Fourchette, La Guerre et Walbridge, les informations initiales sur le type de culture, les apports en engrais de ferme et minéraux et les aménagements hydroagricoles étaient

documentés à l'échelle de la parcelle avec les déclarations des producteurs recueillies par des conseillers agricoles. Ce qui n'était pas le cas pour la deuxième série de bassins versants (Le Bras Amont, Richer et Soucy) pour lesquels les données provenaient essentiellement de cartes, d'images ou de données agrégées à l'échelle du bassin versant.

3.2.1 Occupation du territoire et délimitation des superficies cultivées

La délimitation des parcelles cultivées et de l'occupation du territoire dans les bassins versants Le Bras Amont, Richer et Soucy a été réalisée avec la carte écoforestière générale du MRNF ainsi que des cartes de la banque de données des cultures généralisées (BDCG) des années 2004 à 2007 de la Financière agricole du Québec. Des images satellitaires et aéroportées de haute résolution et récentes ont également servi à l'interprétation des résultats. La carte écoforestière a été utilisée pour délimiter les superficies agricoles, les forêts, les centres urbains et autres types d'utilisation du sol. Toutefois, la zone agricole de cette carte inclut des zones qui ne sont pas cultivées. Ainsi, les zones des bâtiments agricoles, les routes rurales, les cours d'eau et les fossés sont inclus dans cette zone agricole. La BDCG a quant à elle été utilisée pour déterminer les types de cultures localisées dans les champs. Au total, les superficies cultivées de la BDCG sont toujours inférieures à celles de la carte écoforestière, car les zones non cultivées ne sont pas incluses dans les données de la BDCG et certains champ/cultures peuvent ne pas être assurés.

Le Tableau 18 fait état des superficies en culture par bassin versant. Dans les bassins versants Fourchette et Le Bras Amont en Chaudière-Appalaches, les surfaces en prairies (légumineuses et graminées confondues) représentent plus de 60% des superficies en culture, tandis que dans les bassins versants La Guerre, Walbridge et Richer en Montérégie, ces surfaces représentent moins de 20% des superficies cultivées. Dans le Soucy en Estrie, les surfaces en prairie représentent 43% des superficies cultivées. Un estimé des superficies en friche a également été réalisé pour les bassins Le Bras Amont, Richer et Soucy.

Tableau 18 : Superficies estimées par culture sur les six bassins versants à l'étude.

<i>Bassin versant</i>	<i>Fourchette</i>	<i>La Guerre</i>	<i>Walbridge</i>	<i>Le Bras</i>	<i>Richer</i>	<i>Soucy</i>
<i>Zone agro-climatique ODEP</i>	12.1	18	16	12.1	16	5.2
	???????????????? ha ?????????????????					
Superficie totale du bassin	430	830	1400	2300	1700	1900
Superficie en friches				102	91	155
Superficie cultivée	418	558	793	1133	1261	981
Proportion cultivée	???????????????? % ?????????????????					
Avoine	2	8	6	5	0	2
Blé	0	2	2	7	5	2
Canola	0	0	0	2	0	0
Orge	6	0	2	6	7	2
Maïs-ensilage (MsE)	15	4	4	9	18	26
Maïs-grain (MsG)	4	57	50	3	26	9
Soya	8	11	17	2	24	8
Maraicher	0	0	0	0	4	0
Luzernière (Luz)	27	14	5	30	10	17
Prairie de graminées (Pr)	37	5	13	36	6	32
Cultures à grand interligne ¹	28	72	71	15	68	44
Cultures à interligne étroit ²	9	9	10	20	11	7
Cultures pérennes ³	64	19	19	66	16	49
Maïs grain /Maïs total	23	93	92	26	59	25
Luzernière /prairie totale	42	72	28	46	61	35

1 : Maïs-grain + maïs-ensilage + soya / Total cultivé; 2 : Avoine + blé + canola +orge / total cultivé; 3 : prairie de graminées + luzernière /total cultivé

À l'inverse de la présence des prairies sur les bassins versants, les cultures à grand interligne (maïs-grain, maïs-ensilage et soya) occupent de faibles superficies (entre 15 et 28%) en Chaudières-Appalaches sur les bassins Fourchette et Le Bras, des proportions intermédiaires (44%) en Estrie sur le bassin Soucy et des proportions importantes (entre 68 et 72%) en Montérégie sur les bassins La Guerre, Walbridge et Richer).

Les superficies en cultures pour les bassins Fourchette, La Guerre et Walbridge proviennent de déclarations de producteurs en 2006, tandis que celles pour les bassins Le Bras, Richer et Soucy proviennent de la BDCG de 2007 de la Financière Agricole du Québec. Dans cette dernière banque, le maïs-grain n'est pas différencié du maïs-ensilage, ni les luzernières des prairies de graminées. Les informations des bassins Fourchette, La Guerre et Walbridge ont donc servi à détailler les infos pour les trois autres bassins Le Bras Amont, Richer et Soucy.

Selon les déclarations des producteurs en 2006, le maïs-grain occupait un peu plus de 20% des surfaces en maïs dans le bassin Fourchette en Chaudière-Appalaches et plus de 90% des surfaces en maïs dans les bassins La Guerre et Walbridge en Montérégie. Nous avons estimé à environ 60% la proportion des surfaces en maïs-grain dans le bassin Richer en Montérégie et à près de 25% dans les

bassins Le Bras et Soucy. Selon les informations recensées chez les producteurs en 2006, les prairies étaient constituées à 76% de luzernières dans le bassin La Guerre, à 42% dans le bassin Fourchette et à 28% dans le Walbridge. Nous avons estimé à 61%, la proportion de luzernières dans le bassin Richer en Montérégie, à 35% dans le bassin Soucy et à 46 % dans le bassin Le Bras Amont.

3.2.2 Données pédologiques et de relief

Les données pédologiques utiles à ODEP et au Bilan Humique ont été colligées à partir des cartes pédologiques existantes et des informations provenant de la première série de sol identifiée sur la délimitation cartographique. La série de sol permet notamment d'estimer la teneur en sable, en sable très fin et en argile de la couche de surface et de dériver le groupe hydrologique et la perméabilité du sol pour les besoins d'ODEP. Un estimé de la teneur en P total a également été relié à la série de sol. Les teneurs en P Mehlich 3 et en matière organique du sol, ainsi que l'indice de saturation du sol en P étaient aussi nécessaires pour ODEP et le Bilan humique. Pour les bassins Fourchette, La Guerre et Walbridge, ces données provenaient des analyses de sol des champs de producteurs, tandis que pour les bassins Le Bras Amont, Richer et Soucy, des estimés provenant des analyses de sols du Laboratoire Agridirect et compilées par le MAPAQ et l'IRDA ont été utilisés (Beaudet *et al.* 2004).

Le Tableau 19 rapporte les teneurs moyennes en MOS et en P Mehlich 3 ainsi que le taux de saturation en P/AI des sols analysés dans les municipalités situées sur les bassins versants à l'étude. Ces données ont été utilisées, lorsque ces analyses étaient manquantes comme dans le cas des bassins Le Bras Amont, Richer et Soucy ou lorsque des données fournies par des cartes pédologiques plus anciennes étaient jugées aberrantes comme dans le cas de taux de matière organique trop élevés pour certaines séries de sol.

Tableau 19 : Analyses de sols de références pour les bassins versants à l'étude (Beaudet *et al.* 2004).

<i>Bassin versant</i>	<i>Municipalité</i>	<i>n^a</i>	<i>MOS</i>	<i>P M3</i>	<i>P/AI M3</i>
			%	kg/ha	%
Fourchette	Saint-Isidore	92	5.9	195	8.0
La Guerre	Saint-Anicet	335	4.6	238	9.5
Walbridge	Sainte-Ignace de Stanbridge	158	5.4	309	13.7
Le Bras	Sainte-Hénédine	879	6.7	162	6.1
Richer	Saint-Marc-sur-Richelieu	95	4.4	111	5.1
Soucy	Saint-Georges de Windsor	33	7.0	76	2.8

a : nombre d'analyses de sol

Le Tableau 20 présente les valeurs moyennes et écarts types des pentes et longueur de pente de chaque unité de simulation caractérisant le relief du terrain sur les six bassins versants à l'étude. Le facteur LS est calculé dans ODEP pour estimer les pertes de sol à partir de l'équation universelle de perte de sol modifiée (MUSLE) (Michaud *et al.* 2009). Les bassins Le Bras et Soucy présentent les reliefs les plus accentués, tandis que les bassins Fourchette, La Guerre et Richer présentent les pentes les plus faibles et le bassin Walbridge, des pentes intermédiaires.

Tableau 20 : Pentés, longueurs de pente et facteur LS associés aux bassins versants.

<i>Bassin versant</i>	<i>n^a</i>	<i>Pente</i>	<i>Longueur de pente</i>	<i>LS</i>
		%	m	m
Fourchette	83	0.4 ±0.3 ^b	361 ±200	0.14 ±0.02
La Guerre	75	0.4 ±0.3	255 ±118	0.14 ±0.02
Walbridge	157	1.2 ±0.9	244 ±135	0.17 ±0.04
Le Bras	438	2.5 ±2.1	402 ±258	0.24 ±0.09
Richer	474	0.4 ±1.0	610 ±361	0.14 ±0.03
Soucy	325	2.4 ±1.9	350 ±218	0.23 ±0.09

a : nombre d'unités parcellaires

b : moyenne et écart type

3.2.3 Rendements des cultures

Le Bilan humique nécessite un estimé des rendements des cultures pour calculer les retours de résidus de culture au sol. Les rendements moyens (en tm/ha de matière sèche) des cultures ont été estimés à partir des valeurs références publiées par la Financière agricole du Québec pour l'année 2009 et sont rapportés au Tableau 21. La région, la zone ou la station météo de référence de la FADQ la plus proche du bassin versant a été retenue pour cette estimation des rendements. Les rendements des prairies de graminées et des luzernières ont été estimés à partir du rendement de référence en foin - option superficies de la FADQ.

Tableau 21 : Rendements moyens des cultures sur les six bassins versants à l'étude.

<i>Bassin versant</i>	<i>Fourchette</i>	<i>La Guerre</i>	<i>Walbridge</i>	<i>Le Bras</i>	<i>Richer</i>	<i>Soucy</i>
<i>Zone agro-climatique ODEP</i>	12.1	18	16	12.1	16	5.2
	[?] tm MS/ha [?]					
Avoine	2.02	2.31	2.44	1.86	1.82	1.39
Blé	2.50	2.72	2.72	1.62	2.58	1.68
Canola				1.65		
Orge	2.12		1.62	1.84	2.60	1.67
Maïs ensilage	11.19	14.60	14.89	11.39	15.84	11.69
Maïs grain	4.74	6.22	6.46	4.87	7.63	4.80
Soya	1.92	2.48	2.64	1.77	2.35	1.66
Maraicher					6.39	6.03
Luzernière	4.47	5.84	5.57	4.99	5.10	5.00
Prairie de graminée	4.47	5.84	5.57	4.99	5.10	5.00

3.2.4 Apports de P en provenance des engrais minéraux et organiques

L'ODEP nécessite un estimé des apports d'engrais phosphatés (organique ou de synthèse) ainsi que des modes et des périodes d'apports. Pour les bassins versants Fourchette, La Guerre et Walbridge, les informations sur l'utilisation des engrais de ferme et minéraux étaient documentées à l'échelle de la parcelle avec les déclarations des producteurs recueillies par les conseillers agricoles. Pour la deuxième série de bassins versants (Le Bras Amont, Richer et Soucy), les masses d'engrais organiques et minéraux ont été estimées en se basant sur les déclarations des producteurs agricoles colligées

dans SIGMA et agrégées au niveau des bassins versants. Les types et les doses d'engrais organiques appliqués par période d'épandage et par parcelle en culture ont été estimés en se basant sur les masses totales d'engrais organiques à valoriser sur le bassin et la répartition de ces engrais sur des bassins versants apparentés et mieux documentés, tel que ceux de La Guerre, Walbridge et Fourchette. Les doses d'engrais minéraux ont été basées sur les recommandations en cours (CRAAQ 2003), ainsi que les masses d'engrais phosphatés déclarées achetées sur le territoire.

Le Tableau 22 fait état des doses de P apportées par les engrais organiques et les engrais de synthèse par culture sur les six bassins versants à l'étude. En moyenne, les bassins Fourchette et Le Bras situés dans des zones en surplus de fumier en Chaudière-Appalaches recevraient respectivement 74 et 114 kg P₂O₅/ha en provenance des engrais organiques, tandis que les bassins versants La Guerre et Richer dans des zones subissant moins de pression en Montérégie en recevraient en moyenne 17 et 19 kg P₂O₅/ha respectivement. Les bassins Walbridge et Soucy recevraient des doses moyennes intermédiaires de 37 et 32 kg P₂O₅/ha respectivement. Ces engrais de ferme ont principalement été apportés sur des cultures de maïs et de prairies en une, deux ou trois applications.

Tableau 22 : Superficies et doses de P apportées par les engrais organiques et les engrais de synthèse par culture sur les six bassins versants à l'étude.

<i>Bassin versant</i>	<i>Fourchette</i>	<i>La Guerre</i>	<i>Walbridge</i>	<i>Le Bras</i>	<i>Richer</i>	<i>Soucy</i>
<i>Zone agro-climatique ODEP</i>	<i>12.1</i>	<i>18</i>	<i>16</i>	<i>12.1</i>	<i>16</i>	<i>5.2</i>
Superficie	12 121 ha					
Céréales	37	52	80	225	142	68
Maïs ensilage	63	24	34	104	233	260
Maïs grain	19	319	399	37	333	88
Soya	34	59	133	24	298	82
Maraicher					53	
Luzernière	111	76	42	341	124	171
Prairie de graminées	155	29	105	402	79	312
<i>Total</i>	<i>418</i>	<i>558</i>	<i>793</i>	<i>1235</i>	<i>1353</i>	<i>1136</i>
Dose P (engrais organique)	12 121 kg P ₂ O ₅ /ha					
Céréales	35	14	40	72	0	0
Maïs ensilage	58	0	20	71	34	32
Maïs grain	148	26	61	72	17	90
Soya	78	0	0	72	0	0
Maraicher					0	
Luzernière	81	4	5	158	64	52
Prairie de graminées	75	1	11	146	58	35
<i>Moyenne</i>	<i>74</i>	<i>17</i>	<i>37</i>	<i>114</i>	<i>19</i>	<i>32</i>
Dose P (engrais de synthèse)	12 121 kg P ₂ O ₅ /ha					
Céréales	8	0	16	0	30	3
Maïs ensilage	4	10	32	0	42	0
Maïs grain	0	21	21	0	44	0
Soya	0	0	4	20	40	60
Maraicher					150	
Luzernière	0	29	26	0	25	0
Prairie de graminées	0	20	6	0	25	0
<i>Moyenne</i>	<i>1</i>	<i>17</i>	<i>17</i>	<i>0</i>	<i>40</i>	<i>5</i>

3.2.5 Pratiques culturales et aménagements hydroagricoles

Les pratiques culturales (type de travail du sol, période d'épandage des engrais, incorporation des engrais) et les aménagements hydroagricoles (drainage artificiel, conditions drainage de surface, avaloir, bande riveraine) recensés pour chaque unité de simulation des bassins Fourchette, La Guerre et Walbridge ont servi de modèle pour les bassins Le Bras, Richer et Soucy.

3.3 Simulations

Les conditions initiales des six bassins versants à l'étude ont permis d'établir un scénario de base ou de référence pour estimer l'impact des pratiques actuelles sur l'érosion des sols, les exportations de P ainsi que le bilan humique des sols.

Pour simuler l'effet des cultures dédiées à la production de bioproduits industriels, chaque unité de simulation a été convertie à tour de rôle en cultures modèles de maïs-grain, soya, céréales, et prairie de graminées pouvant être simulées avec ODEP. Le Tableau 23 établit le lien entre ces cultures modèles simulées avec ODEP et les cultures pouvant être dédiées à la production de bioproduits industriels. Dans certains cas, comme le millet perlé sucré par exemple, le lien entre la culture simulée et la culture dédiée peut paraître éloigné, mais grosso modo l'effet des cultures dans ODEP se traduit surtout par rapport à l'effet des cultures annuelles à grand interligne, à interligne étroit et les cultures pérennes. Parmi les cultures à grand interligne et du point de vue de ODEP, le maïs-grain et le soya produisent aussi des résultats légèrement différents.

Tableau 23 : Cultures dédiées à la production de biomasse simulées avec ODEP.

	<i>Cultures simulées dans ODEP</i>	<i>Cultures dédiées représentées</i>
Cultures annuelles		
À grand interligne	Maïs grain Soya	Maïs grain Soya (à grand interligne)
À interligne étroit	Céréales	Soya (à interligne étroit) canola, triticales, millet perlé sucré
Cultures pérennes	Prairie de graminées	Panic érigé, alpiste roseau, CIRC de saule

L'effet de la conversion des superficies cultures dédiées a été calculé en comparant les résultats du scénario initial (constitué des différentes cultures) à l'effet de convertir une superficie additionnelle de 10% des superficies cultivées en cultures dédiées. Puisqu'une partie des superficies peuvent déjà être cultivées avec la même culture dédiée, comme par exemple le maïs grain, il importe de considérer ces superficies dans le calcul des impacts prévus.

Un premier estimé de l'impact actuel des pratiques a été calculé en sommant les masses exportées de chaque unité cultivée (selon les cultures en place) et en divisant par la superficie totale cultivée :

$$X = \sum m / S$$

où X est l'exportation actuelle de sédiments ou de P (kg/ha) pour ce bassin versant, m est la masse exportée d'une surface en culture quelconque (actuelle) (kg), S est la surface totale cultivée (ha).

Un deuxième estimé de l'impact d'une conversion totale des superficies en cultures dédiées a été réalisé en convertissant toutes les unités cultivées en cultures dédiées :

$$X_d = \sum m_d / S$$

où X_d est l'exportation (kg/ha) si toute la superficie cultivée du bassin versant était convertie en culture dédiée, m_d est la masse exportée d'une superficie convertie en culture dédiée (kg) et S est la surface totale cultivée (ha).

Pour estimer l'impact de la conversion d'une partie des superficies cultivées en cultures dédiées, l'équation suivante a été utilisée :

$$X_{dc} = X - \frac{c}{(1-d)}(X - X_d)$$

où X_{dc} est l'exportation (kg/ha) si une fraction additionnelle c des superficies cultivées du bassin versant était convertie en culture dédiée, d est la fraction de la superficie actuellement occupée par la culture dédiée. Par exemple, le maïs-grain est cultivé sur 32% de la superficie cultivée actuelle (d) et on prévoit une augmentation c de 10% de la superficie cultivée, la portant à 42%. X et X_d ont été définis plus haut.

Finalement, les exportations anticipées sont rapportées en pourcentage de changement par rapport aux exportations actuelles pour une conversion c additionnelle de 10% des superficies cultivées en cultures dédiées :

$$\%C = \frac{(X - X_{dc})}{X}$$

L'ODEP ne permet pas de tenir compte de la gestion des résidus de culture sur l'érosion des sols et les pertes de P. Par contre, l'effet du retrait des résidus de culture de maïs sur ces pertes a été estimé par différence entre les résultats obtenus avec les cultures de maïs-grain et de maïs-ensilage, si les résidus de maïs étaient récoltés sur 70% des superficies actuelles. Pour le bilan humique, un retrait de 70% des résidus de culture actuelles de maïs-grain, de céréales (blé) et de soya a été simulé pour voir l'effet de cette pratique sur la teneur en matière organique du sol. Finalement, les mêmes calculs que pour les exportations de sédiments et de P ont été appliqués aux données du bilan humique pour estimer l'effet d'une conversion additionnelle de 10% des superficies cultivées en cultures dédiées.

3.4 Résultats

Le logiciel ODEP a été modifié pour inclure les algorithmes du Bilan humique (Clément *et al.* 2009) et les résultats tirés des simulations ont été compilés et présentés dans des tableaux individuels pour chaque type d'impact sur la qualité de l'eau ou le bilan humique des sols. Les simulations ont été réalisées à la fois sur les bassins ayant servi à calibrer ODEP (Fourchette, La Guerre et Walbridge) et les bassins (Le Bras, Richer et Soucy) ayant un nombre beaucoup plus important d'unité de simulations, mais seulement des données générales sur la gestion du parcellaire et des apports d'engrais (Tableau 22). La première série de simulations permet de valider les résultats obtenus avec la deuxième série lorsque les conditions initiales des bassins sont apparentées, comme par exemple les bassins Richer et Laguerre.

3.4.1 Exportations de sédiments vers les cours d'eau

Les résultats ont été exprimés par rapport aux superficies cultivées et non par rapport à la superficie totale du bassin versant. En termes absolus, les effets de la conversion des terres en cultures dédiées sur les exportations seront les mêmes si les mêmes proportions de surface cultivée sont converties, mais l'impact relatif des cultures (actuelles et dédiées) sur le bassin versant sera différent selon la superficie de référence utilisée. Le Tableau 24 exprime l'effet de la superficie de référence sur l'expression de la masse exportée de sédiments par superficie.

Tableau 24 : Quantité annuelle de sédiments en provenance des superficies actuellement cultivées et exprimées sur une base de superficies cultivées ou sur une base de superficies totales des bassins versants.

Bassin versant	Masse de sédiments exportée	Superficie cultivée	Superficie du bassin versant	Masse exportée	
				/ superficie cultivée	/ superficie du bassin versant
	kg MES	ha		kg/ha	
Fourchette	137620	418	430	330	320
La Guerre	101004	558	830	181	122
Walbridge	513089	793	1400	647	366
Le Bras	1995854	1133	2300	1761	868
Richer	786557	1261	1700	624	463
Soucy	1050912	981	1900	1071	553

Pour des bassins versants très fortement cultivés comme le Fourchette par exemple (97% en culture), les résultats exprimés sur une base de superficie cultivée ou de bassin versant divergent peu, alors que pour des bassins faiblement cultivés, les résultats peuvent être très contrastés, comme dans le cas du bassin Le Bras. Dans ce bassin, les masses de sédiments exportées actuelles peuvent être considérées élevées (>1400 kg/ha/an, Tableau 16) lorsque ces valeurs sont exprimées en termes de superficies cultivées, mais seraient inférieures au critère modéré (900 à 1400 kg/ha/an) lorsque ces valeurs sont exprimées par surface de bassin versant. Dans ODEP, les exportations sont calculées et rapportées par superficies cultivées.

Le Tableau 25 fait état des exportations actuelles de sédiments vers les cours d'eau et de la contribution relative de chaque culture. Selon les critères du Tableau 16, le bassin Le Bras en Chaudière-Appalaches présente une vulnérabilité élevée aux exportations de sédiments (> 1400 kg/ha), tandis que le Soucy en Estrie présente une vulnérabilité modérée (950 à 1400 kg/ha). Les bassins Walbridge et Richer en Montérégie-Est, Fourchette en Chaudière-Appalaches et La Guerre en Montérégie-Ouest présentent dans leur condition actuelle une faible vulnérabilité aux exportations de sédiments. Ces exportations sont influencées en bonne partie par la pente et la longueur de pente, qui sont plus importantes sur les bassins Le Bras et Soucy, modérées sur les bassins Walbridge et Richer et plus faibles sur les bassins La Guerre et Fourchette (Tableau 20).

Tableau 25 : Quantité annuelle de sédiments exportée en condition actuelle et contribution relative des cultures.

Bassin versant	Exportation actuelle	Contribution relative des cultures				
		Maïs grain	Soya	Céréales	Graminées pérennes	Maïs grain - résidus
		kg/ha				
Fourchette	330	794	988	524	42	997
La Guerre	181	196	230	124	16	253
Walbridge	647	799	1004	512	47	1039
Le Bras	1761	4299	5878	2804	289	5755
Richer	624	642	849	408	43	871
Soucy	1071	1424	1807	917	77	1851

Cultivées sur l'ensemble du bassin versant, les cultures de soya et de maïs-grain entraîneraient dans les bassins versants Le Bras et Soucy les plus grandes exportations de sédiments vers les cours d'eau. Rappelons que ces bassins présentent en moyenne les pentes et les longueurs de pente les plus élevées pour expliquer cette vulnérabilité. Les exportations de sédiments sous la culture de soya et le retrait des résidus de maïs-grain dans le bassin Le Bras avoisineraient d'ailleurs les pertes maximales de sol qu'un champ peut supporter, soit une érosion annuelle de 6 t/ha, à partir de laquelle sa productivité risque de fortement diminuer. Dépendant des bassins versants, les céréales produiraient des exportations plus ou moins importantes, tandis que les graminées pérennes produiraient de plus faibles exportations, par rapport aux conditions actuelles d'exportations. L'augmentation des exportations de sédiments résultant de la conversion de 10% des superficies cultivées actuelles en cultures dédiées est présentée à la Figure 37.

Une conversion de 10% des superficies cultivées en superficies additionnelles de soya, de maïs-grain ou de céréales aurait le plus grand impact sur l'érosion des sols et les exportations de sédiments vers les cours d'eau, dans les bassins versants Le Bras et Fourchette en Chaudière-Appalaches. La lame d'eau (ruissellement et fonte des neiges) plus élevée en Chaudière-Appalaches (voir Annexe 2 dans Michaud *et al.* 2008) ainsi que la plus forte proportion de cultures pérennes présente au départ (Tableau 18) dans ces bassins versants pourraient expliquer la vulnérabilité plus élevée de ces bassins envers ces cultures annuelles. Une augmentation des superficies de soya cultivé à grand interligne produirait par rapport aux autres cultures les pertes les plus importantes en raison de la couverture

de sol réduite et de la quantité plus faible de résidus produite. Les lames d'eau sont par ailleurs modulées dans ODEP par type de culture, amplifiant ainsi les phénomènes d'érosion, lorsque des prairies sont converties en cultures à grand interligne comme le soya, par exemple.

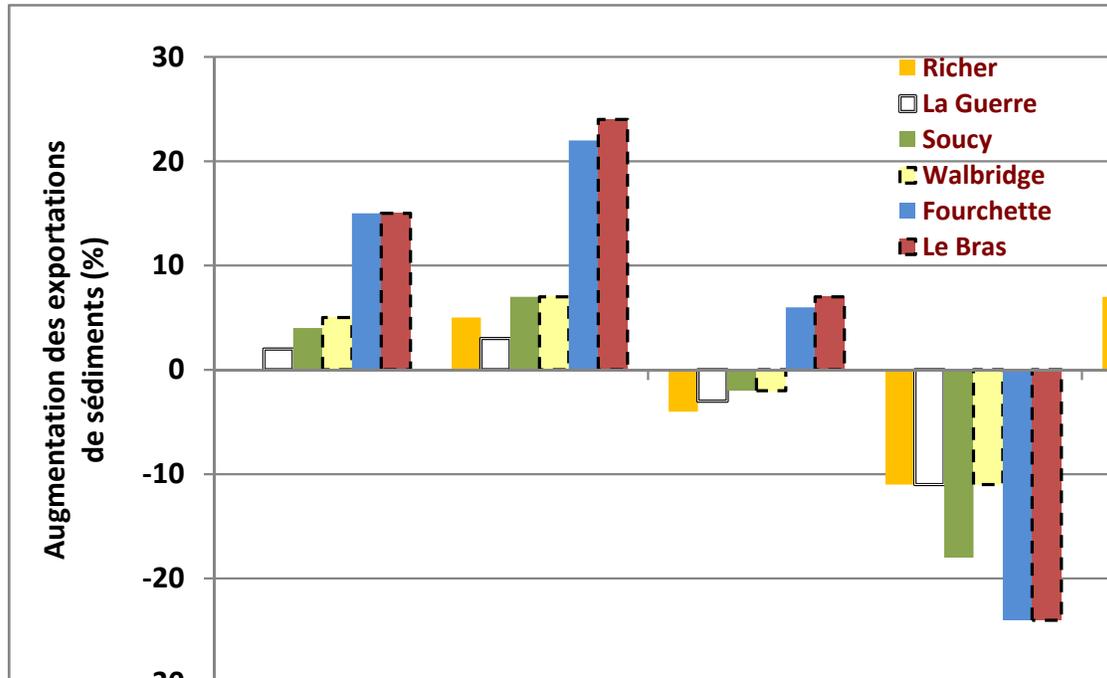


Figure 37 : Augmentation des exportations de sédiments à l'exutoire des bassins versants résultant de la conversion de 10% des superficies actuelles en cultures dédiées.

* Augmentation des exportations de sédiments résultant de la récolte des résidus de maïs-grain sur 75% des superficies cultivées.

La conversion de superficies en maïs-grain entraînerait aussi des pertes importantes de sol dans la plupart des bassins sauf dans les bassins Richer et La Guerre en Montérégie-Est et Montérégie-Ouest respectivement, en raison des faibles valeurs associées aux facteurs LS (pente et à la longueur de pente), lame d'eau et ruissellement, et aussi du fait que les terres sont déjà occupées en grande partie par des cultures à grand interligne. Étonnamment, dans ces bassins plus ou moins plats de la plaine de Montréal, les exportations de sédiments sont très faibles et ne sembleraient pas affectées par l'importance des superficies en cultures à grand interligne de maïs-grain ou de soya.

Par contre, le retrait de 70% des résidus de maïs-grain (simulé par la conversion de 70% des superficies de maïs-grain en maïs-ensilage) entraînerait dans les bassins plus intensivement cultivés en maïs-grain des exportations plus importantes de sédiments vers les cours d'eau, soit supérieures à 10% dans les bassins La Guerre et Walbridge en Montérégie. L'impact du retrait des résidus de culture de maïs serait apparemment moins important dans les régions où les superficies cultivées sont majoritairement en prairies (Fourchette et Le Bras en Chaudière-Appalaches), même si les facteurs lame d'eau et ruissellement sont importants. Par contre, une augmentation des superficies en maïs-grain combinée à un retrait systématique des résidus de culture auraient un impact beaucoup plus important dans ces bassins à risque.

L'impact positif des cultures annuelles à interligne étroit (simulées par les céréales) dans les bassins La Guerre, Walbridge, Richer et Soucy provient principalement du fait que les cultures à grand interligne (maïs-grain, maïs-ensilage et soya) occupent déjà plus de 44% des superficies cultivées de ces bassins, tandis que dans les bassins Fourchette et Le Bras en Chaudière-Appalaches, les prairies occupent majoritairement ces superficies (>64%). La conversion de ces superficies cultivées en cultures annuelles à interligne étroit aura donc tantôt un impact positif (en passant de cultures à grand interligne à interligne étroit) et tantôt un impact négatif (en convertissant des superficies en cultures pérennes en culture annuelles). Les cultures annuelles à interligne étroit comme le triticale, le canola, le sorgho, ou le millet perlé dans la rotation avec le maïs-grain et le soya pourrait devenir une avenue intéressante dans certains bassins à prédominance de cultures à grand interligne, comme les bassins Richer et La Guerre.

La conversion des superficies actuelles en cultures pérennes dédiées (graminées pérennes) entraînerait une diminution importante (> 10%) des exportations de sédiments dans les cours d'eau de tous les bassins versants à l'étude. Cette diminution serait d'autant importante que les conditions de vulnérabilité (pentes, lame de ruissellement) sont élevées, mais ces cultures réduiraient également les exportations de sédiments dans les bassins moins à risque comme en Montérégie. L'implantation de cultures pérennes dans ces zones de cultures intensives pourrait avoir un impact bénéfique sur la qualité de l'eau en réduisant de plus de 10% les exportations de sédiments vers les cours d'eau.

3.4.2 Exportations de P total vers les cours d'eau

Le Tableau 26 fait état des exportations totales et actuelles de phosphore vers les cours d'eau et des exportations additionnelles anticipées avec la conversion de superficies cultivées en cultures dédiées à la production de bioproduits industriels. Les exportations actuelles de P total sont plus importantes dans les bassins Le Bras, Walbridge et Fourchette et sont moins importantes dans les bassins Richer, La Guerre et Soucy. Selon les critères exposés au Tableau 16, le bassin Le Bras présenterait pour l'ensemble de ses parcelles une vulnérabilité modérée aux exportations de P total (2,0 à 2,5 kg P/ha), tandis que les autres bassins présenteraient de plus faibles vulnérabilités. Ces exportations de P total sont très reliées aux apports de P réalisés sous forme d'engrais organiques et même d'engrais de synthèse. Par contre, ces exportations de P total ne semblent pas toujours en lien avec celles des exportations de sédiments (Tableau 25), comme dans le cas du bassin Soucy où les exportations de sédiments sont élevées mais pas celles de P total. Il est généralement reconnu que les exportations de sédiments contribuent pour une large part aux exportations de P vers les cours d'eau, dépendant de l'enrichissement de ces sédiments en P. Les plus faibles apports de P au sol (37 kg P₂O₅/ha en moyenne) dans le bassin Soucy pourraient en partie expliquer le plus faible enrichissement de ces sédiments et les exportations plus faibles de P total dans ce bassin.

L'effet de l'expansion des cultures dédiées sur les exportations de P total aurait un impact similaire à celui de ces cultures sur les exportations de sédiments (Figure 38). Grosso modo, les cultures à grand interligne comme le soya et le maïs auraient le plus grand impact négatif sur les exportations de P total vers les cours d'eau, avec le soya en tête en raison de sa couverture de sol moins efficace que celle du maïs-grain. Les cultures à interligne étroit auraient tantôt un impact négatif sur les superficies

majoritairement en prairies, tantôt un impact positif sur les superficies majoritairement en cultures annuelles à grand interligne.

Tableau 26 : Quantité annuelle de P total exportée en condition actuelle et contribution relative des cultures.

Bassin versant	Contribution relative des cultures					
	Exportation actuelle	Maïs grain	Soya	Céréales	Graminées pérennes	Maïs grain - résidus
	kg P total/ha					
Fourchette	1.4	2.1	2.2	1.8	0.9	2.2
La Guerre	1.0	1.1	1.2	0.9	0.5	1.2
Walbridge	1.4	1.6	1.7	1.3	0.6	1.8
Le Bras	2.2	4.4	5.1	3.4	1.2	5.1
Richer	1.1	1.2	1.3	0.9	0.4	1.3
Soucy	0.8	1.1	1.2	0.8	0.3	1.2

La conversion des terres vers des cultures pérennes réduirait également les exportations de P total dans tous les bassins versants, mais de façon moins prononcée que les exportations de sédiments vers les cours d'eau. Par exemple, dans le bassin Fourchette, si une conversion de 10% des superficies cultivées en cultures dédiées de graminées pérennes pouvait produire une réduction de 24% des exportations de sédiments, elle ne produit qu'une réduction de 9% des exportations de P total. Les quantités importantes d'engrais organiques épandus, une source importante de P dans ce bassin, pourraient expliquer le faible effet des prairies sur la réduction du P total dans les eaux de surface.

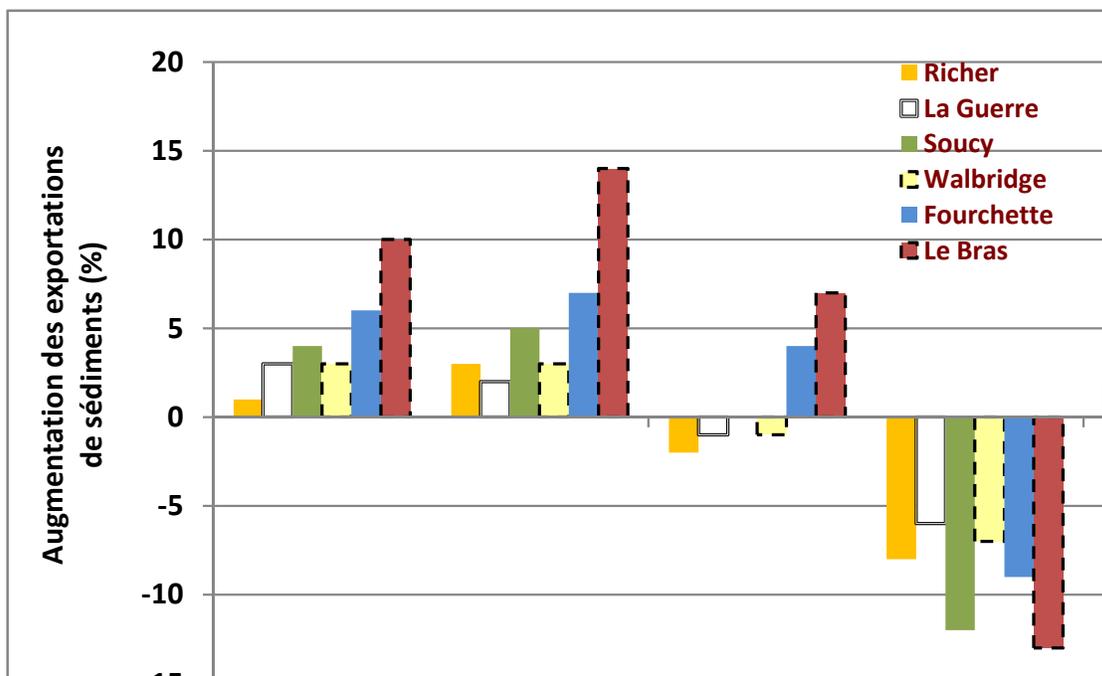


Figure 38 : Augmentation des exportations de phosphore total à l'exutoire des bassins versants résultant de la conversion de 10% des superficies actuelles en cultures dédiées.

* Augmentation des exportations de sédiments résultant de la récolte des résidus de maïs-grain sur 75% des superficies cultivées.

Comme pour la conversion des superficies en maïs-grain, le retrait des résidus de maïs-grain augmenterait de façon plus significative les exportations de P vers les cours d'eau dans le bassin Walbridge où la culture du maïs-grain est très présente, les apports de P en provenance des engrais organiques et des engrais de synthèse sont importants et le facteur LS (pente, longueur de pente) est non négligeable. Le retrait des résidus de maïs affecterait aussi à la hausse les exportations de P total dans les cours d'eau des bassins Soucy en Estrie et Le Bras en Chaudière-Appalaches, où les apports de P sont élevés et le facteur LS est en moyenne plus élevé, même si le maïs-grain y est moins présent (moins de 10% des superficies cultivées).

3.4.3 Exportations de P biodisponible vers les cours d'eau

Le Tableau 27 fait état des exportations actuelles de phosphore biodisponible vers les cours d'eau et des exportations additionnelles anticipées avec l'expansion de cultures dédiées à la production de bioproduits industriels. Grosso modo, les exportations actuelles de P biodisponible sont reliées aux exportations de P total. Présentement, les exportations de P biodisponible sont par ordre décroissant les plus importantes dans les bassins Le Bras, Walbridge, La Guerre, Fourchette, Richer et Soucy. Comme pour le P total, ces exportations de P biodisponible sembleraient reliées aux apports de P sous forme d'engrais organiques et de synthèse; le bassin Le Bras recevant les apports les plus élevés de P, à raison de 114 kg P₂O₅/ha en moyenne.

Tableau 27 : Quantité annuelle de P biodisponible exportée en condition actuelle et contribution relative des cultures.

Bassin versant	Contribution relative des cultures					
	Exportation actuelle	Maïs grain	Soya	Céréales	Graminées pérennes	Maïs grain - résidus
	kg P bio/ha					
Fourchette	0.8	1.3	1.3	1.1	0.5	1.4
La Guerre	0.9	1.0	1.0	0.8	0.5	1.0
Walbridge	1.0	1.1	1.2	0.9	0.4	1.2
Le Bras	1.2	2.7	3.2	2.0	0.6	3.2
Richer	0.7	0.7	0.8	0.6	0.2	0.8
Soucy	0.4	0.6	0.6	0.4	0.2	0.6

La conversion des superficies cultivées en cultures dédiées produit des résultats très similaires sur les exportations de P total ou de P biodisponible (Figure 39). Les cultures pérennes permettant de réduire ces pertes, alors que les cultures annuelles les augmentent, surtout celles à grand interligne, comme le maïs et le soya. Les cultures à interligne étroit produiraient des résultats tantôt positifs tantôt négatifs dépendant de la prépondérance des cultures annuelles à grand interligne ou le contraire, des cultures pérennes. Finalement, le retrait des résidus sur 70% des superficies de maïs-grain, augmenteraient davantage les exportations de P biodisponible dans les bassins Walbridge, Richer et dans une moindre mesure le bassin La Guerre, où les surfaces en maïs-grain sont les plus importantes.

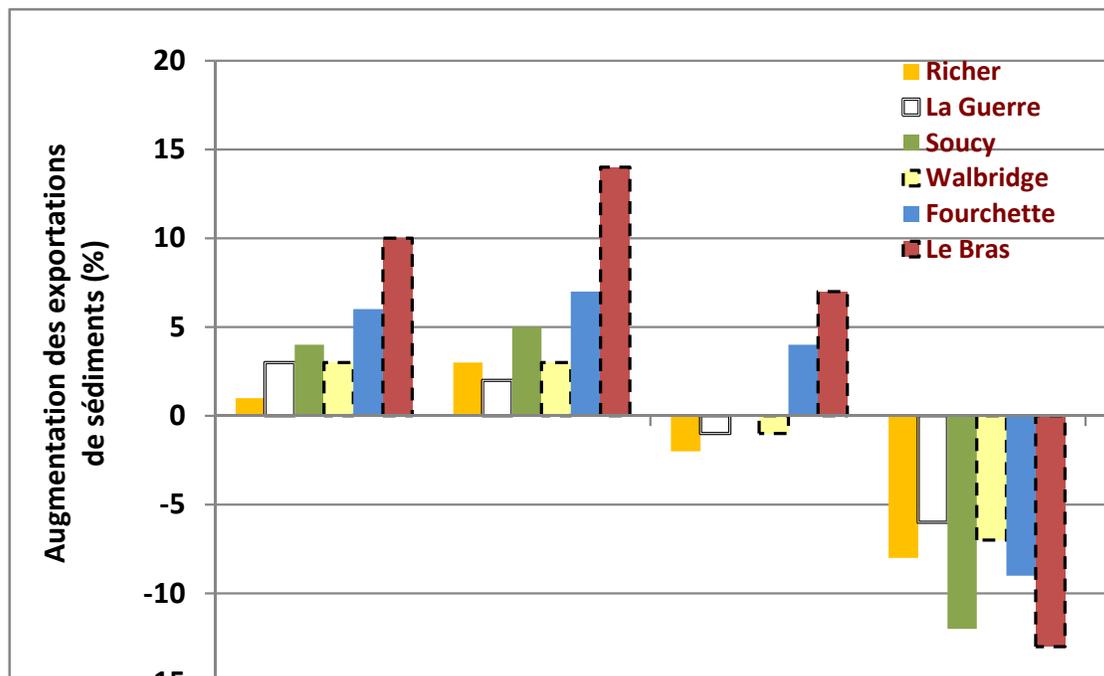


Figure 39 : Augmentation des exportations de P biodisponible à l'exutoire des bassins versants résultant de la conversion de 10% des superficies actuelles en cultures dédiées

* Augmentation des exportations de sédiments résultant de la récolte des résidus de maïs-grain sur 75% des superficies cultivées.

3.4.4 Bilan humique des sols

Le Tableau 28 fait état de la teneur initiale moyenne en MOS des sols, de l'évolution annuelle actuelle de la matière organique du sol (MOS) et de son évolution annuelle anticipée à la suite d'une conversion de 10% des superficies cultivées en cultures dédiées à la production de bioproduits industriels. Les sols dans les bassins versants Fourchette, La Guerre et Le Bras gagneraient en moyenne plus de 1000 kg/ha de MOS annuellement, un peu plus de 500 kg/ha dans le Richer et seraient à l'équilibre ou perdraient des quantités inférieures à 300 kg/ha de MOS dans les bassins Walbridge et Soucy respectivement. Par rapport à une masse initiale moyenne de MOS variant de 60 à 100 t/ha, ces variations de MOS sont toutefois relativement faibles, passant de -0,1% pour le bassin Walbridge à 2,6% pour le bassin La Guerre. Ces variations sont également faibles par rapport aux sources d'erreurs probables contenues dans le modèle Bilan Humique. L'évolution actuelle de la MOS de ces sols pourrait donc être considérée non significative à l'échelle des bassins, et l'ensemble des sols pourrait donc présenter un bilan humique plus ou moins stable.

Néanmoins, si l'évolution actuelle de ces sols était significative et que ces tendances se maintenaient à long terme, les bassins Fourchette et Le Bras enregistreraient des gains en MOS qui pourraient être attribués aux superficies importantes de prairies dans ces bassins. Les gains enregistrés dans le bassin La Guerre sembleraient davantage liés à la faible teneur initiale moyenne en MOS de ses sols (4%) par

rapport aux autres bassins à l'étude. Dans ce dernier cas, plus les teneurs en MOS sont faibles, moins la minéralisation de la MOS sera élevée et plus le bilan humique devient positif. À l'inverse, les sols du bassin Soucy perdraient davantage de MOS en raison de leur teneur initiale élevée en MOS (7%) et d'une occurrence plus élevée de cultures annuelles qui retournent moins de biomasse au sol.

Tableau 28 : Évolution actuelle de la matière organique du sol et changement absolu de la MOS suite à une conversion de 10% des superficies cultivées en cultures dédiées

	MOS initiale	Évolution actuelle ^a	Évolution anticipée ^b			
			Maïs-grain	Soya	Blé	Prairies
	kg MOS/ha		kg MOS/ha/an			
Fourchette	76962	1140	-12	-69	-38	65
La Guerre	57413	1468	14	-72	-41	56
Walbridge	76979	-50	33	-66	-36	53
Le Bras	96255	1319	-22	-82	-89	81
Richer	62744	532	70	-67	-29	48
Soucy	99820	-292	-13	-79	-63	79

a : Évolution annuelle reliée aux cultures actuelles

b : Évolution annuelle anticipée suite à un changement de 10% des superficies actuelles en cultures dédiées

La conversion de superficies cultivées en cultures annuelles dédiées entraînerait dans la plupart des cas une diminution de la teneur en MOS, sauf pour la culture du maïs-grain en Montérégie-Est (Richer, Walbridge) et Montérégie-Ouest (La Guerre) où les rendements en maïs-grain sont en moyenne plus élevés (> 6 t/ha de MS) (Tableau 21), apportant ainsi un plus grand retour de résidus (tiges et racines) au sol, et où les teneurs initiales en MOS sont plus faibles, réduisant ainsi la quantité de MOS minéralisée à remplacer. Dans tous les bassins, la conversion des superficies en cultures annuelles de soya (une culture à grand interligne avec un faible retour de résidus) ou de blé (une culture à interligne étroit avec un retour moyen de résidus) entraîne une réduction de la MOS. Ainsi certaines cultures dédiées comme le soya par exemple, ne permettent de maintenir un bilan équilibré de MOS lorsqu'elles sont cultivées à grande échelle. Toutefois, d'autres cultures annuelles dédiées (millet perlé, sorgho, triticales et canola, par exemple) auraient le potentiel de produire des rendements plus élevés dans de bonnes conditions de production et le retour de leurs résidus au sol pourrait équilibrer davantage le bilan humique du sol.

La conversion des superficies cultivées en cultures pérennes (prairies) demeure plus intéressante que la conversion en cultures annuelles pour maintenir ou améliorer le bilan humique des sols. Comme pour certaines cultures annuelles dédiées prometteuses, certaines cultures pérennes dédiées (panic érigé, miscanthus, saule à croissance rapide) offriraient même des possibilités de rendements supérieurs à ceux des prairies conventionnelles et pourraient améliorer davantage le bilan humique des sols avec leur système racinaire bien développé (voir section 4.2.1). Même sans rendements exceptionnels, les cultures pérennes sont généralement reconnues pour améliorer le bilan humique du sol.

Le Tableau 29 fait état de l'évolution annuelle anticipée de la MOS suite au retrait de 70% des résidus de cultures conventionnelles sur les superficies concernées par chaque culture. Puisque le soya laisse

peu de résidus aériens au sol, le retrait des résidus de cette culture amène la plus petite réduction de MOS, alors que le retrait de 70% des résidus sur toutes les superficies en maïs-grain entraîne à l'inverse la plus grande réduction de MOS. En retournant des quantités modérées de résidus au sol, le blé affecte moyennement la MOS, lorsque 70% de ses résidus sont récoltés. Évidemment, les réponses sont aussi liées aux superficies cultivées et aux rendements obtenus dans chaque bassin. Ainsi dans chaque bassin où la production de maïs-grain est élevée (La Guerre, Walbridge et Richer), une quantité plus importante de résidus sera récoltée à la surface du sol (70% des résidus) et affectera davantage la MOS.

Tableau 29 : Évolution actuelle de la matière organique du sol et changement absolu de la MOS suite au retrait des résidus de cultures conventionnelles sur 70% des superficies actuelles.

	<i>MOS initiale</i>	<i>Évolution actuelle^a</i>	<i>Évolution anticipée^b</i>		
			<i>Retrait de 70% des résidus de culture</i>		
			<i>Maïs-grain</i>	<i>Soya</i>	<i>Blé</i>
	<i>kg MOS/ha</i>		<i>kg MOS/ha/an</i>		
Fourchette	76962	1141	-17	-13	-30
La Guerre	57413	1468	-300	-22	-40
Walbridge	76979	-50	-274	-37	-43
Le Bras	96255	1319	-13	-5	-8
Richer	62744	532	-170	-52	-107
Soucy	99820	-292	-36	-12	-24

a : Évolution annuelle reliée aux cultures actuelles

b : Évolution annuelle anticipée suite à une récolte de 70% des résidus sur les superficies concernées par la culture

3.5 Discussion et conclusions

L'ampleur de l'impact des cultures dédiées dépendra de l'étendue des superficies converties en cultures dédiées et de la surface de référence utilisée. Ainsi, nous avons choisi d'exprimer les résultats des simulations sur une base de conversion de 10% des superficies cultivées; si une culture dédiée prenait davantage d'ampleur (20 ou 30%) les changements anticipés selon les modèles utilisés augmenteraient de façon linéaire. Par exemple, si une conversion de 10% des terres cultivées en culture pérenne engendrait une réduction de près de 9% des exportations de sédiments vers les cours d'eau, une conversion de 30% des superficies engendreraient selon notre modèle, une réduction de 27% des exportations de sédiments au cours d'eau. La réalité pourrait être tout autre dépendant du choix de l'emplacement de ces cultures pérennes sur le territoire et dans les zones plus sensibles à l'érosion ou fortement dégradées.

Mais de manière générale, peu importe le choix des superficies de référence ou de la façon d'exprimer les résultats, l'impact des cultures dédiées sur les exportations de sédiments ou de phosphore au cours d'eau se manifeste selon l'ordre d'importance suivant :

Tableau 30 : Impact des cultures dédiées sur les exportations de sédiments ou de phosphore au cours d'eau.

Cultures dédiées	Impact
Cultures de graminées pérennes ex. Alpiste roseau, panic érigé	Positif
Cultures pérennes ligneuses ex. Saule, peuplier	?
Cultures annuelles à interligne étroit ex. céréales, millet perlé, sorgho	Faiblement négatif sinon positif
Cultures annuelles à grand interligne qui laissent une plus grande quantité de résidus au sol ex. maïs-grain	Modérément négatif
Cultures annuelles à grand interligne qui laissent peu de résidus au sol ex. soya	Négatif

Le retrait des résidus de culture de maïs-grain (simulé par la différence de l'impact d'une culture de maïs-ensilage et d'une culture de maïs-grain) favorise une exportation des sédiments ou du phosphore au cours d'eau aussi importante que la culture du soya. L'impact du retrait de ces résidus serait toutefois lié à l'importance qu'occupent les superficies de maïs-grain dans le bassin. Un accroissement des superficies en maïs-grain combiné à un retrait des résidus de culture auraient un impact majeur sur l'érosion et la qualité de l'eau. Finalement, l'effet des cultures sur l'érosion et les exportations de P est aussi très apparenté à celui que traduirait le facteur C (couverture des sols) dans l'équation universelle de perte des sols (Version modifiée) MUSLE utilisée dans SWAT. Ce dernier modèle a d'ailleurs servi à générer les valeurs d'exportations pour ODEP.

L'ampleur de l'impact des cultures dédiées sur l'érosion et les exportations de sédiments est aussi modulée par les conditions initiales du bassin. Parmi celles-ci, la prédominance des cultures pérennes par rapport aux cultures annuelles, le facteur LS (pente et longueur de pente), les facteurs hydrologiques (lame d'eau et ruissellement) affectent particulièrement l'ampleur de l'impact. Dans le cas des bassins Fourchette et Le Bras, dominés par des prairies, les exportations sont les plus importantes lorsque les superficies cultivées sont converties en cultures à grand interligne comme le maïs et le soya. Pour ce qui est des conditions physiques initiales, le facteur LS ne semble pas principalement en cause puisque celui-ci est relativement faible sur le Fourchette. Par contre, les facteurs lame d'eau et ruissellement sont particulièrement plus importants dans la zone climatique de Beauce-Appalaches, multipliant l'effet de la conversion des prairies en cultures à grand interligne. Ce facteur pourrait être particulièrement sensible dans d'autres régions présentant des conditions climatiques aussi à risques comme à l'est de Trois-Rivières en Mauricie, au nord de Sherbrooke en Estrie, sur la rive nord de la Gaspésie et sur le Côte Nord, plus particulièrement (Annexe 2, Michaud *et al.* 2008).

Le bilan humique des sols des bassins à l'étude présentent de très faibles changements qu'il est difficile de mesurer sur une base annuelle. De même, l'impact d'une conversion de seulement 10% des superficies cultivées en cultures dédiées induit de très faibles changements sur une base annuelle. Par ailleurs, l'érosion des sols et le bilan humique des sols sont inter-reliés, mais ses interactions ne sont pas prises en compte dans les modèles que nous avons utilisés. Par exemple, une pratique qui aura tendance à favoriser l'érosion des sols, favorisera également l'érosion de la MOS des sols. De même, une pratique qui réduit le bilan humique des sols favorisera également l'érosion des sols, ce qui amplifiera les pertes de MOS. Finalement, si les changements anticipés avec le Bilan humique étaient significatifs et qu'ils se produisaient sur de plus grandes superficies ou sur plusieurs années, les cultures dédiées auraient les impacts suivants sur le bilan humique des sols :

Tableau 31 : Impact des cultures dédiées sur les exportations de sédiments ou de phosphore au cours d'eau.

Cultures dédiées	Impact
Cultures de graminées pérennes Ex. Alpiste roseau, panic érigé	Positif
Cultures pérennes ligneuses Ex. Saule, peuplier	?
Cultures annuelles à rendement < 5 tm/ha de MS ex. céréales, soya, canola	Potentiellement négatif
Cultures annuelles à rendement > 6 tm/ha de MS ex. maïs-grain, millet perlé, sorgho	Potentiellement positif

Selon le modèle utilisé (Bilan Humique), les cultures pérennes de graminées et fort probablement les cultures intensives en courtes rotations (CIRC) de saules auraient donc le potentiel de fournir un bilan humique positif au sol et ce constat reflète ce qui est généralement rapporté dans la littérature. Dans le cas du maïs-grain et d'autres cultures annuelles à haut rendement, un bilan humique positif est plus rarement obtenu et rapporté dans la littérature. Plus souvent, un bilan humique équilibré où la teneur en matière organique du sol (MOS) est plus ou moins à l'état d'équilibre est rapporté. Comme il en a été discuté à la section sur le bilan humique, ce dernier dépend par ailleurs des conditions pédoclimatiques, des pratiques de conservation et de travail du sol, ainsi que du niveau initial de MOS.

L'impact du retrait des résidus de culture de maïs-grain, de céréales ou de soya apparaît dans tous les cas produire un bilan humique négatif et cet impact serait d'autant important que la culture produit une plus grande quantité de biomasse aérienne qui sera finalement exportée (70% des résidus exportés). Ce bilan est du moins négatif si aucune autre source externe de matière organique n'est apportée au sol. Malgré la disponibilité de certains amendements organiques en région (MRF, boues, résidus forestiers), une telle prise en compte de sources d'amendements organiques dépasserait le cadre de cette étude, vu la grande variabilité de ces sources et les objectifs de cette étude.

Finalement, du point de vue des impacts sur l'érosion, les exportations de P et le bilan humique des sols, les cultures pérennes comme les prairies de graminées offrent selon les modèles utilisés, les meilleures performances. Les prairies de luzerne dédiées devraient également offrir de bonnes performances par rapport à ces enjeux, quoiqu'elles n'aient pas fait partie de la présente étude. Les cultures pérennes ont toutefois un impact plus important sur les sols et la qualité de l'eau au moment de leur établissement et à la récolte, plus spécifiquement lorsque les sols sont mis à nus ou sont travaillés. Un tel effet aurait pu être simulé en additionnant l'impact d'une culture annuelle de céréales à quelques années de prairie de graminée pérenne et en utilisant les coefficients spécifiques à l'établissement et à la récolte des prairies dans le cas du bilan humique. Grosso modo, dépendant du nombre d'année en prairie de graminées pérennes dédiées (5 à 15 ans pour le panic érigé ou l'alpiste roseau, par exemple), l'impact de l'année d'établissement aurait peu d'impact par rapport aux autres cultures annuelles.

Les cultures intensives en courte rotation (CIRC) de saule ou de peuplier hybride devraient fournir également des performances apparentées à celles de la prairie de graminées, quoique certaines études rapportent des effets mitigés au niveau du bilan humique par rapport aux cultures annuelles agricoles. Les impacts des cultures pérennes comme le saule et le peuplier hybride sont aussi plus importants lors de leur établissement, au moment de la récolte et après celle-ci, lorsque les sols sont mis à nus. Encore là, un tel impact aurait pu être simulé par une année de culture annuelle de céréales suivi de deux à quatre ans de cultures pérennes de graminées.

Conclusion générale

La demande accrue en biomasse agricole aux fins de production de bioproduits industriels augmenterait la pression des activités agricoles sur l'environnement, notamment en intensifiant l'utilisation des terres cultivées, par la remise en culture de terres marginales ou en favorisant une récolte des résidus de culture qui pourrait mettre en péril la fertilité et la productivité des sols et accroître leur vulnérabilité environnementale.

1 Le retrait des résidus de culture

Les résidus de culture apportent des quantités non négligeables de matières organiques qui permettent de maintenir plusieurs fonctionnalités importantes du sol. Plusieurs études ont démontré les effets négatifs liés aux retraits des résidus de culture, notamment sur la matière organique du sol (MOS), l'activité biologique, la compaction et la structure des sols ainsi que la disponibilité des éléments nutritifs. Par ailleurs, le maintien des résidus de culture à la surface du sol réduit les risques de ruissellement et d'érosion des sols, lesquels augmentent lorsque la couverture de résidus est inférieure à 30% de la surface du sol. L'effet du retrait des résidus sur les rendements subséquents des cultures serait plus mitigé. Une accumulation trop importante de résidus de maïs sous semis direct par exemple, peut nuire au réchauffement du sol ou au placement de la semence lorsque la culture de maïs-grain est réalisée en continu et sous semis direct.

Certaines études américaines soutiennent que sous semis direct et dans des conditions de productivité élevée, une certaine quantité de résidus peut être retirée sans nuire au bilan humique du sol, surtout lorsque le maïs est cultivé en continu. Or, de façon générale, la culture du maïs-grain en continu ne permet pas de soutenir des rendements aussi élevés qu'en rotation avec le soya ou d'autres cultures, et commande généralement davantage d'intrants agricoles. Les engrais azotés sont généralement moins efficaces dans la culture de maïs-grain en continu.

Sous les conditions froides et humides du Québec, le semis direct ne conduit pas nécessairement à des accumulations supérieures de matière organique dans le sol par rapport au labour conventionnel, du moins lorsqu'une profondeur de 0 à 60 cm de sol est considérée. Certes, le semis direct conduit à des accumulations de MOS en surface (0 à 10 cm), mais le labour conduit à des accumulations de MOS en profondeur (20 à 30 cm) sous la couche de labour. Par ailleurs, dans la plaine du Saint-Laurent où se retrouvent majoritairement des cultures annuelles et celles du maïs-grain en particulier, les sols sont généralement moins bien pourvus en MOS. Ainsi les sols de plusieurs municipalités du Québec où les rendements moyens seraient à la limite suffisants pour permettre un retrait d'une partie des résidus de culture, se trouvent déjà sous un seuil qualifié d'acceptable ou de minimal pour des sols argileux. Toutefois, les niveaux minimaux de MOS qu'il faut maintenir dans les sols légers et les sols lourds pour soutenir leur fonctionnalité devraient faire l'objet de recherches plus approfondies.

2 Le choix des cultures émergentes

L'expansion des cultures à grande interligne comme le maïs ou le soya augmente les risques d'érosion et d'exportation de sédiments et de P vers les eaux de surface. La plupart des cultures annuelles dédiées (maïs-grain, canola, triticale, millet et sorgho sucré, chanvre) sont fertilisées avec des quantités modérées sinon élevées de N. L'usage d'importantes quantités d'engrais azotés dans le maïs serait responsable de la détérioration de la qualité des eaux dans plusieurs régions des États-Unis. L'usage d'engrais azotés conduit également à des émissions d'ammoniac et d'oxyde nitreux (N₂O). Certaines études atmosphériques soutiennent que le facteur d'émission de N₂O en provenance des engrais azotés avoisinerait 3 à 5%, au lieu de la valeur de 1,5% entérinée par le GIEC. Sous ces conditions, la production de maïs-grain produirait autant de gaz à effet de serre (GES) que la quantité de carburants fossiles remplacée par l'éthanol produit à partir du maïs-grain. La plupart des cultures pérennes dédiées seraient relativement plus efficaces pour valoriser les engrais azotés et réduire les pertes de N dans l'eau et l'atmosphère. D'autres cultures annuelles émergentes comme le sorgho sucré ou le millet perlé sucré pourraient ne nécessiter que peu d'engrais azoté ou ne répondre qu'à des doses inférieures à 100 kg N/ha. Des simulations réalisées avec l'ODEP sur six bassins versants représentatifs au Québec révèlent aussi que les cultures pérennes de graminées génèrent moins d'exportations de sédiments et de P vers les cours d'eau que les cultures annuelles à grande interligne (soya et maïs-grain) et même à interligne étroit (blé). Les cultures pérennes de graminées sont aussi plus efficaces pour maintenir sinon augmenter les teneurs en MOS et réduire les risques d'érosion dans les terrains en pente et dans les régions où les lames de ruissellement sont plus élevées. Finalement, l'usage de pesticides est généralement moins élevé dans ces cultures pérennes, réduisant ainsi les risques d'exposition pour la santé humaine et celle des milieux aquatiques et terrestres.

3 La remise en culture des terres marginales

La remise en culture de terres marginales n'est pas sans risque pour la qualité des sols et de l'eau. Selon le régime de travail du sol, la MOS tend à diminuer, les risques d'érosion et de détérioration de la qualité de l'eau augmentent de même que les émissions de GES (CO₂ et N₂O). La richesse en biodiversité des terres marginales est également menacée par leur remise en culture. Les problèmes d'acidité, de fertilité, de pierrosité, d'accessibilité et de climat peuvent toutefois restreindre le potentiel agricole de ces terres de même qu'augmenter les risques environnementaux.

De façon générale, les cultures pérennes telles que l'alpiste roseau, le panic érigé et le saule à croissance rapide seraient mieux adaptées à ce type de terres que les plantes annuelles pour réduire les risques environnementaux. Une fois bien implantées, les cultures pérennes permettent de maintenir la MOS, de réduire les risques d'érosion et les émissions de GES et de favoriser une biodiversité supérieure à celle retrouvée dans les cultures annuelles. Certaines cultures dédiées envisagées ont un caractère envahissant. Plusieurs précautions devraient être prises à cet effet lors de l'introduction ou du développement de nouvelles cultures dédiées.

4 Recommandations

1- Le retrait des résidus de culture devrait faire l'objet d'un encadrement et d'un suivi rigoureux par un professionnel, en l'occurrence un agronome. Cet encadrement devrait inclure une analyse du niveau actuel de MOS dans les sols, de la productivité des cultures mesurée à la ferme et aussi une appréciation de la qualité des sols en termes de problèmes de dégradation liés à un manque de matière organique (déstructuration, battance, compaction, érosion). Des recommandations sur la quantité de résidus récoltable devraient être émises par champ en tenant compte des rendements moyens mesurés au champ, des apports externes de matières organiques et des analyses de sol. Ces quantités pourraient être calculées à l'aide d'un logiciel comme le Bilan Humique dans le cas où les sols seraient jugés suffisamment pourvus en MOS au départ.

Un suivi devrait par ailleurs être mis en place pour vérifier à moyen (5 ans) et long terme (plus de 10 ans), si la pratique conduit à un appauvrissement en MOS ou à une détérioration de la qualité des sols, notamment au niveau de la compaction engendrée par les passages supplémentaires liés à la récolte des résidus dans des conditions non idéales, de la déstructuration du sol liée au retrait des résidus, de la baisse de disponibilité des nutriments, etc.

Un protocole de suivi de la MOS chez les producteurs devrait être validé. La mesure d'une variation de stock de MOS au champ implique des mesures de profondeur et de masses volumiques apparentes en plus des concentrations en MOS. Les niveaux minimaux de MOS à maintenir selon les différents types de sols devraient faire l'objet d'une étude plus approfondie.

2- Les cultures émergentes vouées à la production de bioproduits industriels devraient être sélectionnées entre autres en fonction de critères environnementaux, soit une capacité de fournir un couvert végétal en continu durant l'année pour réduire les risques d'érosion et optimiser le prélèvement des intrants, de faibles besoins en engrais et en pesticides tout en étant capable de prélever des apports excédentaires d'engrais et les métaux lourds, une capacité de restituer au sol suffisamment de biomasse pour maintenir ou améliorer la MOS, et finalement une propension à favoriser la biodiversité, tout en étant des cultures peu envahissantes.

Vu les risques environnementaux reliés aux cultures annuelles à larges interlignes, leurs cultures associées et les niveaux relativement élevés d'intrants utilisés pour leur production, celles-ci ne devraient pas être un premier choix pour la production de bioproduits industriels. Les espèces annuelles à faible interligne cultivées en semis direct et avec de faibles quantités d'intrants offrent la possibilité de rencontrer certains critères énumérés ci-haut dans la mesure où une partie de la biomasse aérienne est restituée au sol. Finalement, les cultures pérennes de graminées pérennes ou de saule à croissance rapide offrent davantage de possibilité pour rencontrer tous ces critères.

3- Il est difficile d'établir des recommandations générales encadrant la remise en culture de terres marginales étant donnée la diversité des conditions physiques et sociales qui limitent la culture de ces terres. Sur une base de précaution, l'usage de plantes pérennes serait privilégié en raison des plus faibles impacts anticipés au niveau de l'érosion des sols, de la qualité des sols (teneur en MOS), de

l'usage et des pertes en intrants agricoles et finalement de la biodiversité. Le choix de ces plantes pérennes pourrait s'orienter vers la prairie diversifiée à faible niveau d'intrant ou la culture de graminées pérennes ou de plantes arbustives comme le saule à croissance rapide.

Références

- Abrahamson, L., P.E. White., F. Robison., R. Kopp. et K. Burns. 1994. Field Guide to the SUNY College of Environmental Science and Forestry willow biomass research plots. U.S. Department of Energy Biofuel Contractors meeting, Syracuse New York, 16-18 October, 1994.
- Adler, P.R., M.A. Sanderson, P.J. Weimer, et K.P. Vogel. 2009. Plant species composition and biofuel yields of conservation grasslands. *Ecol. Appl.* 19(8): 2202-2209.
- Agence Canadienne d'inspection des aliments 1994. <http://www.inspection.gc.ca/francais/plaveg/bio/dir/dir9411f.pdf> Site consulté le 21 juillet 2009.
- Agence Canadienne d'inspection des aliments 2002. <http://www.inspection.gc.ca/francais/plaveg/bio/dir/bio0201f.shtml#A1> Site consulté le 21 juillet 2009.
- Agence Canadienne d'inspection des aliments 2005. <http://www.inspection.gc.ca/english/plaveg/bio/dd/dd0554e.shtml> Site consulté le 21 juillet 2009.
- Ågren, G., M. Svensson et M. Olsson. 2008. Carbon balances and biofuel production at land changes. Swedish Energy Agency Project 32273-1. Uppsala, Sweden.
- Altieri, M.A. 2009. The ecological impacts of large-scale agrofuel monoculture production systems in the Americas. *Bulletin of Science Technology Society.* 29: 236-2443.
- Alvarez, R. 2005. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage. *Soil Use Manage.* 21: 38-52.
- Anderson, G.Q.A. et M.J. Fergusson. 2006. Energy from biomass in the UK: sources, processes and biodiversity implications. *Ibis* 148: 180-183.
- Anderson, J. 2002. Big bluestem, *Andropogon gerardii*, plant guide. USDA NRSC, National plant data center. http://plants.usda.gov/plantguide/pdf/pg_ange.pdf Site consulté le 7 juillet 2009.
- Anderson-Teixeira, K.J., S.C. Davis, M.D Masters, et E.H. Delucia. 2009. Changes in soil organic carbon under biofuel crops. *Bioenergy.* 1: 75-96.
- Andersson, R. 1990. Biofuels from agriculture – an analysis of the environmental impact. National Swedish Environmental Protection Board, Stockholm.
- Andraski, J. et B. Lowery. 1992. Erosion effects on soil water storage, plant water uptake and corn growth, *Soil Sci. Am. J.* 56:1911-1919.
- Andrén, O. et T. Kätterer. 1997. ICBM – the Introductory Carbon Balance Model for exploration of soil carbon balances. *Ecol. Appl.* 7: 1226-1236.
- Andrén, O., T. Kätterer., T. Karlsson et J. Ericson. 2008. Soil C balances in Swedish agricultural soils 1990-2004, with preliminary projections. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 81: 129-144.

- Andrews, S. 2006. Crop residue removal for biomass energy production: Effects on soils and recommendations [En ligne]. <http://www.docstoc.com/docs/1085174/Crop-Residue-Removal-for-Biomass-Energy-Production>. USDA NRCS.
- Andrews, S., Douglas, L.K. et Cambardella, C.A. 2004. The soil management assessment framework: a quantitative soil quality evaluation method. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 1945-1962.
- Angers, D.A. et N.S. Eriksen-Hamel. 2008. Full-inversion tillage and organic carbon distribution in soil profiles: A meta-analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72:1370–1374.
- Angers, D.A., M.A. Bolinder, M.R. Carter, E.G. Gregorich, C.F. Drury, B.C. Liang, R.P. Voroney, R.R. Simard, R.G. Donald, R.P. Beyaert et J. Martel. 1997. Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen in cool, humid soils of eastern Canada. *Soil Tillage Res.* 41:191–201.
- Angers, D.A., R. Voroney et D. Côté. 1995. Dynamics of soil organic matter and corn residues affected by tillage practices. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 1311-1315.
- Apfelbaum S.I. et C.E. Sams. 1987. Ecology and control of reed canary grass (*Phalaris arundinacea* L.). *Natural Areas Journal* 7: 69-74.
- Arbres Canada 2007. Le robinier faux-acacia. http://www.treecanada.ca/tree-killers/black-locust_f.htm Site consulté le 22 juillet 2009.
- Baker, J.L. 1987. Hydrologic effects of conservation tillage and their importance relative to water quality. Dans: Logan *et al.* Effects of conservation tillage on groundwater quality: Nitrates and pesticides. Lewis publication, Chelsea, MI, Etats-Unis.
- Barkley, B.A. 1983. Cultural practices. *Dans* New Forests in Eastern Ontario. Hybrid Poplar. Science and Technology Series, Volume 1. Ontario Ministry of Natural Resources. Government of Ontario. Canada. pp. 187-205.
- Barney, J.N. et J.M. Ditomaso. 2008. Nonnative species and bioenergy: are we cultivating the next invader? *BioScience*. 58(1): 64-70.
- Baumgartner, J. 2006. Promouvoir une agriculture multifonctionnelle pour renouer les liens des paysages agroforestiers dans la MRC du Rocher-Percé. Université du Québec à Montréal. (http://www.vrm.ca/documents/Paysage_Baumgartner.pdf)
- Baxter, W.J. 2000. La culture du chanvre industriel. Fiche technique. Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires Rurales de l'Ontario (OMAFRA).
- Beare, M.H., P.F. Hendrix et D.C. Coleman. 1994. Water-stable aggregates and organic matter fractions in conventional and no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 777-786.
- Beauchemin, S. Simard, R.R. et Cluis, D. 1998. Forms and concentration of phosphorus in drainage water of 27 tile-drained soils. *Environ. Qual.* 27:721–728.
- Beaudet, P., M. Grenier, M. Giroux, et V. Girard. 2004. Description statistique des propriétés chimiques des sols minéraux du Québec. MAPAQ et IRDA. 108 p. Disponible en ligne. <http://www.agrireseau.qc.ca/references/6/SOLS/index.htm>

-
- Beaudin, I. 2006. La mobilité du phosphore. Revue de littérature réalisée pour le comité ad hoc mobilité du phosphore du Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ), Québec, Canada. 111 p. plus annexes. EVA033 <http://www.craaq.qc.ca/Publications?p=32&l=fr&IdDoc=1759>
- Beaulieu, R. 2010. Communication personnelle sur l'application de l'article 50.3 du Règlement sur les exploitations agricoles. Direction du secteur agricole et des pesticides. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Québec. Le 19 octobre 2010.
- Bélanger, G. 2010. Les terres marginales ont-elles un avenir? Séminaire présenté au Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures. Agriculture et Agroalimentaire Canada. Québec. Le 15 avril 2010.
- Bélanger, M. 2008. Rapport de l'audit de vérification annuelle 2008 de l'aménagement forestier du : Groupement forestier de l'est du lac Témiscouata à Sainte-Émile d'Auclair, Québec, Canada.
- Benjamin, K., A. Bouchard et G. Domon. 2007. Abandoned farmlands as components of rural landscapes: An analysis of perceptions and representations. *Landscape and Urban Planning*. 83: 228-244.
- Benjamin, K., A. Bouchard et G. Domon. 2008. Managing abandoned farmland: the need to link biological and sociological aspects. *Environ. Manage.* 42: 603–619.
- Benjamin, K., G. Domon et A. Bouchard. 2005. Vegetation composition and succession of abandoned farmland: effects of ecological, historical and spatial factors. *Landscape ecol.* 20: 627-647.
- Berg, Å. 2002. Breeding birds in short-rotation coppices on farmland in central Sweden – the importance of Salix height and adjacent habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 90: 265-276.
- Bergman, A., A. Åkerman, et P. Jönsson. 1994. Soil and water protection in open farmland – learning from history. Department of Geography. Lund University, Lund, Sweden.
- Bergström, R. 2001. Hjortdjurens samarbete i Energiskogsodling. *Swedish Seed Association Journal* No. 2.
- Beyaert, R.P. Schott, J.W. et White, P.H. 2002. Tillage effects on corn production in a coarse-textured soil in southern Ontario. *Agron. J.* 94:767–774.
- Bilotta, G.S., R.E. Brazier, P.M. Haygarth, C.J.A. Macleod, P. Butler, S. Granger, T. Krueger, J. Freer et J. Quinton. 2008. Rethinking the contribution of drained and undrained grasslands to sediment-related water quality problems. *J. Environ. Qual.* 37:906-914.
- Bjorneberg, D.L. Karlen, D.L. Kanwar, R.S. et Cambardella C.A. 1998. Alternative N fertilizer management strategies effects on subsurface drain effluent and N uptake. *Applied Engineering in Agriculture*. 14: 469-473.
- Blanco-Canqui, H. 2010. Energy crops and their implications on soil and environment. *Agron. J.* 102(2): 403-419.

- Blanco-Canqui, H. et R. Lal. 2007. Soil and crop response harvesting corn residue for biofuel production. *Geoderma* 141:355-362.
- Blanco-Canqui, H. et R. Lal. 2008. No-tillage and soil-profile carbon sequestration: An on-farm assessment. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72: 693–701.
- Blanco-Canqui, H. et R. Lal. 2009a. Corn stover removal for expanded uses reduces soil fertility and structural stability. *Soil Science Society American Journal* 73: 418-426
- Blanco-Canqui, H. et R. Lal. 2009b. Crop residue management and soil carbon dynamics. Dans *Soil carbon sequestration and the greenhouse effect*, 2ième edition. SSSA special publication 57. Madison WI.
- Blanco-Canqui, H. Lal, R. Post, W.M. Izaurralde, R.C. et Owens, L.B. 2006. Corn stover impacts on near-surface soil properties of no-till corn in Ohio. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70:266-278.
- Bolinder, M.A. 2004. Contribution to the understanding of soil organic carbon dynamics for eastern Canadian agroecosystems. Ph. D. Thesis, Université Laval, January 2004.
- Bolinder, M.A., O. Andrén., T. Kätterer. et L.E. Parent. 2008. Soil organic carbon sequestration potential for Canadian Agricultural Ecoregions calculated using the Introductory Carbon Balance Model. *Can. J. Soil Sci.* 88: 1-10.
- Bolinder, M.A., O. Andrén., T. Kätterer., A.J. VandenBygaart., E.G. Gregorich., D.A. Angers., L.E. Parent et H.H. Janzen. 2007. Soil carbon dynamics in Canadian agricultural ecoregions : Quantifying climatic influence on soil biological activity. *Agric. Ecosys. and Environ.* 122 : 461-470.
- Bolinder, M.A. et D.A. Angers. 1993. Evaluation of the potential for C sequestration for selected agroecosystems in Quebec using simulation modeling. Agriculture and Agri-Food Canada, Soils and Crops Research and Development Centre, Sainte-Foy (Qc.). Research Report, 37 pp.
- Bolinder, M.A. et D.A. Angers. 1997. Effets des cultures destinées à la production d'éthanol sur le bilan du carbone du sol dans l'est du Canada. Rapport final. Plan vert du Canada. Programme Éthanol. Projet #6570. 35 pages.
- Bolinder, M.A., D.A. Angers, G. Bélanger, R. Michaud et M.R. Laverdière. 2002. Root biomass and shoot to root ratios of perennial forage crops in eastern Canada. *Can. J. Plant Sci.* 82 : 731-737.
- Bolinder, M.A., D.A. Angers et J.P. Dubuc. 1997. Estimating shoot to root ratios and annual carbon inputs in soils for cereal crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment.* 63 : 61-66.
- Bolinder, M.A., D.A. Angers, M. Giroux et M.R. Laverdière. 1999. Estimating C inputs retained as soil organic matter from corn (*Zea Mays* L.). *Plant and Soil.* 215: 85-91.
- Bolinder, M.A., D.A. Angers et R.P. Voroney. 1994. Analyse de la dynamique de la matière organique des sols du Québec sous différents systèmes culturaux à l'aide du modèle de simulation Century. *Agrosol*, Vol. 7, No. 2 : 12-17.

-
- Bolinder, M.A., H.H. Janzen., E.G. Gregorich., D.A. Angers. et A.J. VandenBygaart. 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agric. Ecosys. and Environ.* 118: 29-42.
- Bolinder, M.A., A.J. VandenBygaart., E.G. Gregorich., D.A. Angers et H.H. Janzen. 2006. Modelling soil organic carbon stock change for estimating whole-farm greenhouse gas emissions. *Can. J. Soil Sci.* 86: 419-429.
- Börjesson, P. 1990. Energy analysis of biomass production and transportation. *Biomass and Bioenergy.* 11 305-318.
- Börjesson, P. 1999. Environmental effects of energy crop cultivation in Sweden – I : Identification and quantification. *Biomass and Bioenergy.* 16 : 137-154.
- Börjesson, P. et L.M. Tufvesson. 2010. Agricultural crop-based biofuels - resource efficiency and environmental performance including direct land use changes. *Journal of Cleaner Production.* DOI:10.1016/j.jclepro.2010.01.001
- Bouwman, A.F. 1990. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. *Dans* Bouwman, A.F. (Ed.). *Soils and the Greenhouse Effect.* Chichester, Wiley.
- Bouwman, A.F. L.J.M. Boumans, et N.H. Batjes. 2002. Modelling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields, *Global Biogeochem. Cyc.*, 16, 28-1. 12p.
- Bradford J.M. et Huang Chi-hua. 1994. Interill soil erosion as affected by tillage and residue cover. *Soil Till. Res.* 31 :353-361
- Broyles. P.J. 2004. Sand Bluestem, *Andropogon hallii*. USDA NRCS. Plant guide. http://plants.usda.gov/plantguide/pdf/pg_anha.pdf Site consulté le 15 juillet 2009.
- Burgess, M.S. G.R. Mehuys et C.A. Madramootoo. 1996. Tillage and crop residue effects on corn production in Quebec. *Agronomy Journal* 88 : 792-797.
- Burkart, M.R. et D.E. James. 1999. Agricultural-nitrogen contributions to hypoxia in the Gulf of Mexico. *J. Environ. Quality.* 28: 850-859.
- Buyanovsky, G.A. J.R. Brown, et G.H. Wagner. 1997. Sandborn field: effect of 100 years of cropping on soil parameters. *Dans* Paul, E.A. Paustian, K. Elliott, E.T. et Cole, C.V. *Soil organic matter in temperate ecosystems : Long-term experiments in North America.* CRC Press, New-York. P.205-226
- Campbell J.E., D.B. Lobell, R. Genova, et C.B. Field. 2008. The global potential of bioenergy on abandoned agricultural lands. *Environ Sci Technol* 42(15): 5791-5794.
- Campbell, C.A., R.P. Zentner., B-C. Liang., G. Roloff., E.G. Gregorich et B. Blomert. 2000. Organic C accumulation in soil over 30 years in semiarid southwestern Saskatchewan – Effect of crop rotations and fertilizers. *Can. J. Soil Sci.* 80: 179-192.
- Cannell, M.G.R., R. Milne., J. Sheppard. et M.H. Unsworth. 1987. Radiation interception and productivity of willow. *J. Appl. Ecol.* 24: 261-278.

- Carter, M.A., D.A. Angers, E.G. Gregorich et M.A. Bolinder. 1997. Organic carbon and nitrogen stocks and storage profiles in cool, humid soils of eastern Canada. *Can. J. Soil Sci.* 77 : 205-210.
- Carter, M.R., E.G. Gregorich, D.A. Angers, R.G. Donald et M.A. Bolinder. 1998. Organic C and N storage, and organic C fractions, in adjacent cultivated and forested soils of eastern Canada. *Soil Tillage Res.* 47: 261-269.
- Cavanagh, A. M. Labrecque, M.O. Gasser, et S. Beauregard. 2010. Valorisation de lisier de porc dans la production de saules selon une culture intensive en courte rotation (projet n° 6285) rapport final présenté au CDAQ. 40 p. + Annexes.
- Ceotto, E. 2008. Grasslands for bioenergy production. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 28: 47-55.
- Cordeira, A.L. et S.O. Duke. 2006. The current status and environmental impacts of glyphosate-resistant crops. *J. Environ. Qual.* 35: 1633-1658.
- Chantigny, M.H. 2003. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. *Geoderma.* 113: 357-380.
- Cheng, C.H., J. Lehmann., J.E. Thies et S.D. Burton. 2008. Stability of black carbon in soils across a climatic gradient. *J. Geophys. Res.* 113, G02027. doi. 10.1029/2007/JG000642.
- Chesapeake Bay Commission. 2007. Biofuels and the bay: getting it right to benefit farms, forests and the Chesapeake. A report of the Chesapeake Commission. (<http://www.chesbay.state.va.us/Publications/BiofuelsAndTheBay1.pdf>)
- Clapp, C.E. R.R. Allmaras, M.F. Layese, D.R. Linden, et R.H. Dowdy. 2000. Soil organic carbon and C-13 abundance as related to tillage, crop residue, and nitrogen fertilization under continuous corn management in Minnesota. *Soil Till. Res.* 55: 127–142.
- Clark, C.M., E.E. Cleland, S.L. Collins, J.E. Fargione, L. Gough, K.L. Gross, S.C. Pennings, K.N. Suding et J.B. Grace. 2007. Environmental and plant community determinants of species loss following nitrogen enrichment. *Ecology Letters.* 10: 596–607.
- Clément, M.F., M.A. Bolinder, A. N'Dayegamiye, D.A. Angers et L.-E. Parent. 2009. Chapitre 2, Matière organique. *Dans* Guide de référence en fertilisation. CRAAQ. 2^e édition (En préparation). 19 pages ftp://ftp.craaq.qc.ca/fertilisation_legumes/Logiciel/GREF2_Chap_2_Matiere_organique.pdf.
- Cole, C.V., C. Cerri., K. Minami., A. Mosier., N. Rosenberg et D. Sauerbeck. 1996. Agricultural options for mitigating of greenhouse gas emissions. In R.T. Watson., M.C. Zinyowera et R.H. Moss (Eds.). *Climate Change 1995 – Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change: Scientific-Technical Analyses. Contribution of Workig Group II to the second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Chapter 23, pp 745-771. Cambridge and New York: Cambridge University Press.*
- Cole, C.V., K. Flach, J. Lee, D. Sauerbeck et B. Stewart. 1993. Agricultural sources and sinks of carbon. *Water Air Soil Poll.* 70, 111-122.

-
- Coleman, M.D., J.G. Isebrands., D.N. Tolsted. et V.R. Tolbert. 2004. Comparing soil carbon of short rotation popular plantations with agricultural crops and woodlots in north central United States. *Environ. Manage.* 33: 5299-5308.
- Collins, H.P., E.A. Paul, K. Paustian, et E.T. Elliott. 1997. Characterization of soil organic carbon relative to its stability and turnover. Dans Paul, E.A. Paustian, K. Elliott, E.T. et Cole, C.V. *Soil organic matter in temperate ecosystems : Long-term experiments in North America*. CRC Press, New-York. P.51-72
- Conant, R.T., K. Paustian et E.T. Elliott. 2001. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecol. Appl.* 11: 343-355.
- Conseil des productions végétales du Québec, inc. 2000. Guide des pratiques de conservation en grandes cultures. Réalisé en partenariat : Entente auxiliaire Canada-Québec; CPVQ; FPCCQ; MAPAQ; MENV; AAC. Document en 7 modules et 34 feuillets. 500 pages.
- Coops, H., F. W. B. van der Brink, et G. van der Velde. 1996. Growth and morphological responses of four helophyte species in an experimental waterdepth gradient. *Aquatic Botany* 54: 11–24.
- Coulter, J.A., E.D. Nafziger, et M.M. Wander. 2009. Soil organic matter response to cropping system and nitrogen fertilization. *Agron. J.* 101: 592-599.
- Crutzen, P. J., A. R. Mosier, K. A. Smith, et W. Winiwarter. 2008. N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmos. Chem. Phys.* 8: 389–395.
- Dam, R.F., BB. Mehdi, M.S.E. Burgess, C.A. Madramootoo, G.R. Mehuys, et I.R. Callum. 2004. Soil bulk density and crop yield under eleven consecutive years of corn with different tillage and residue practices in a sandy loam soil in central Canada. *Soil and Tillage Research* 84:41–53.
- Davidson, E.A et I.L. Ackerman. 1993. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry.* 20: 161-193.
- Davis, A.S., R.D. Cousens, J. Hill, R.N. Mack, D. Simberloff, et S. Raghu. 2010. Screening bioenergy feedstock crops to mitigate invasion risk. *Front. Ecol. Environ.* doi:10.1890/090030.
- De Oliveira, M.E.D. B.E. Vaughan, et E.J. Rykiel Jr. 2005. Ethanol as fuel: energy, carbon dioxide balances and ecological footprint. *Bioscience.* 55(7): 593-602.
- De Vries B., D. van Vuuren, et M. Hoogwijk. 2007. Renewable energy resources: their global potential for the first half of the 21st century at a global level – an integrated approach. *Energ. Policy* 35(4): 2590-2610.
- DeHaan, L.R., S. Weisberg, D. Tilman, et D. Fornara. 2009. Agricultural and biofuel implications of a species diversity experiment with native perennial grassland plants. *Agric. Ecosyst. Environ.* doi:10.1016/j.agee.2009.10.017.
- Dimitriou, I. et P. Aronsson. 2004. Nitrogen leaching from short-rotation willow coppice after intensive irrigation with wastewater. *Biomass and Bioenergy* 26 (2004) 433 – 441

- Donner, S.D. et C.J. Kucharik. 2008. Corn-based ethanol production compromises goal of reducing nitrogen export by the Mississippi River. *PNAS*.105 (11): 4513-4518.
- Duckwitz, W. et R. Wynia. Année inconnue. Prairie sandreed, *Calamovilfa longifolia* (Hook.). Plant guide. USDA NRSC. http://plants.usda.gov/plantguide/pdf/pg_calol.pdf Site consulté le 15 juillet 2009.
- Eck, H.V. et H.M. Taylor. 1969. Profile modification of a slowly permeable soil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 33: 779-783.
- Ellert, B.H et E.G. Gregorich. 1996. Storage of carbon, nitrogen and phosphorus in cultivated and adjacent forested soils of Ontario. *Soil Sci.* 161: 587-604.
- Ellert, B.H et J.R. Bettany. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Can. J. Soil Sci.* 75: 529-538.
- Ericson, L. et L. Mattsson. 2000. Soil and crop management impact on SOC and physical properties of soils in Northern Sweden. In R. Lal, J.M. Kimble et B.A. Stewart (Eds.). *Advances in Soil Science*. CRC Press LLC, pp. 123-135.
- Ericson, L., S. Kastberg. et R. Olsson. 1995. Energigräs – Rörflen. Slurrapport. Kvarkenrådet, Kommunförbundet Västerbotten, Umeå, Sweden. [En Suédois]
- Ericsson, T. 1984. Root biomass distribution in willow stands grown on bog. *Dans Ecology and Management of ForestBiomass Production Systems*. K.L. Perttu (Ed.). Department of Ecology and Environmental Research, Swedish University of Agricultural Science. Report No. 15. pp 335-348.
- Eriksson, J. et S. Ledin. 1995. Effects of long-term salix cultivation on the total and plant available content of cadmium in the soil – a pilot study. Vattenfall, Vällingby, Sweden.
- ERIN Consulting Ltd., in partnership with Resource efficient agricultural production (REAP) – Canada. 2006. Effects of agricultural beneficial management practices (BMP's) on conservation and restoration of biodiversity in agricultural regions. Draft report submitted to Environment Canada, Canadian wildlife service, Habitat conservation. 309 p. http://www.reap-canada.com/online_library/feedstock_biomass/Pepper%20et%20al.,%202006.pdf
- Fargione, J.E., T.R. Cooper, D.J. Flaspohler, J. Hill, C. Lehman, T. McCoy, S. Mcleod, E.J. Nelson, K.S. Oberhauser et D. Tilman. 2009. Bioenergy and wildlife: threats and opportunities for grassland conservation. *BioScience* 59: 767-777.
- Flach, K.W., T.O. Barnwell, et P. Crosson. 1997. Impacts of agriculture on atmospheric carbon dioxide. Dans: Paul, E.A., Paustian, K., Elliott, E.T. et Cole, C.V. (Eds.). *Soil organic matter in temperate agroecosystems: Long-term experiments in North America*. CRC Press, Inc, New York. 414 pp.
- Fletcher, R.J. Jr., B.A. Robertson, J. Evans, P.J. Doran, J.R.R. Alavalapati et D.W. Schemske. 2010. Biodiversity conservation in the era of biofuels: risks and opportunities. *Front Ecol Environ* 2010. doi:10.1890/090091.

-
- Follett, R.F., J.M. Kimble., E.G. Pruessner., S. Samson-Liebig et S. Waltman. 2009. Soil organic carbon stocks with depth and land use at various U.S. sites. Dans Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect, Lal, R. et F. Follett (Eds.). SSSA Special Publication 57, second edition.
- Ford, M.A., R.B. Austin., R.S. Gregory. et C.L. Morgan. 1984. A comparison of the grain and biomass yields of winter wheat, rye and triticale. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*. 103: 395-403.
- Fortin, M.-C. 1993. Soil temperature, soil water, and no-till corn development following in-row residue removal. *Agron. J.* 85:571-576.
- Frank, A.B. Berdahl, J.D. Hanson, J.D. Liebig, M.A. et Johnson, H.A. 2004. Biomass and carbon partitioning in switchgrass. *Crop Science*. 44 :1391-1396.
- Frank, K. 1992. Environmental effects of short-rotation forest. Department of Agricultural Engineering, Swedish University of Agricultural Science, Uppsala.
- Franzluebbers, A.J. 2009. Linking soil organic carbon and environmental quality through conservation tillage and residue management. Dans Soil carbon sequestration and the greenhouse effect, 2^{ième} édition. SSSA special publication 57. Madison WI.
- Franzluebbers, A.J. et J.L. Steiner. 2002. Climatic influences on soil organic carbon storage with no tillage. Pages 71-86. In Kimble, J.M., R. Lal et R.F. Follett (Eds.). *Agricultural practices and policies for carbon sequestration in soil*. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, FL.
- Freibauer, A., M.D.A. Rounsevell., P. Smith et J. Verhagen. 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma*. 122: 1-23.
- Gal, A., T.J. Vyn., E. Micheli., E.J. Kladvko et W.W. McFee. 2007. Soil carbon and nitrogen accumulation with long-term no-till versus mouldboard plowing overestimated with tilled-zone sampling depths. *Soil Tillage Res.* 96: 42-51.
- Galatowitsch, S. M., Anderson, N. O., et Ascher, P. D. 1999. Invasiveness in wetland plants in temperate North America. *Wetlands* 19: 733-755.
- Galloway, J. N., J. D. Aber, J. W. Erisman, S. P. Seitzinger, R. H. Howarth, E. B. Cowling et B. J. Cosby. 2003. The nitrogen cascade. *Bioscience*, 53 : 341-356.
- Galloway, J. N., F. J. Dentener, D. G. Capone, E. W. Boyer, R. W. Howarth, S. P. Seitzinger, G. P. Asner, C. C. Cleveland, P. A. Green, E. A. Holland, D. M. Karl, A. F. Michaels, J. H. Porter, A. R. Townsend, et C. J. Vörösmarty. 2004. Nitrogen cycles: Past, present, and future. *Biogeochemistry*, 70: 153-226.
- Gangbazo, G., et A. Le Page. 2005. Détermination d'objectifs relatifs à la réduction des charges d'azote, de phosphore et de matières en suspension dans les bassins versants prioritaires. MDDEP. Envirodoq No ENV/2005/0215. 38 pages +Annexes
- Gangbazo, G., et F. Babin. 2000. Pollution de l'eau des rivières dans les bassins versants agricoles. *Vecteur Environnement* (33) : 47-57.

- Gardiner, M.M., D.A. Landis, C. Gratton, C.D. Difonzo, M. O'neal, J.M. Chacon, M.T. Wayo, N.P. Schmidt, E.E. Mueller et G.E. Heimpel. 2009. Landscape diversity enhances biological control of an introduced crop pest in the north-central USA. *Ecol. Appli.* 19(1)143-154.
- Garten Jr., C.T., J.L. Smith, D.D. Tyler, J.E. Amonette, V.L. Bailey, D.J. Brice, H.F. Castro, R.L. Graham, C.A. Gunderson, R.C. Izaurralde, P.M. Jardine, J.D. Jastrow, M.K. Kerley, R. Matamala, M.A. Mayes, F.B. Metting, R.M. Miller, K.K. Moran, W.M. Post III, R.D. Sands, C.W. Schadt, J.R. Phillips, A.M. Thomson, T. Vugteveen, T.O. West et S.D. Wullschleger. 2010. Intra-annual changes in biomass, carbon, and nitrogen dynamics at 4-year old switchgrass field trials in west Tennessee, USA. *Agric. Ecosyst. Environ.* 136: 177-184.
- Gasser, M.-O., M.R. Laverdière, R. Lagacé et J. Caron. 2002. Impact of potato-cereal rotations and slurry applications on nitrate leaching and nitrogen balance in sandy soils. *Canadian Journal of Soil Science.* 82: 469-479.
- Geypens, M., J. Mertens, P. Ver elst, et J. Bries. 2005. Evaluation of fall residual nitrogen influenced by soil chemical characteristics and crop history in flanders (Belgium). *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 36: 363-372.
- Gilley, J.E., S.C. Finkner, R.G. Spomer, et L.N. Mielke. 1985. Runoff and erosion as affected by corn residue : Part I. Total losses. *ASAE Vol. 29, No. 1*, pp. 157-160.
- Gilliom, R.J., J.E. Barbash, C.G. Crawford, P.A. Hamilton, J.D. Martin, N. Nakagaki, L.H. Nowell, J.C. Scott, P.E. Stackelberg, G.P. Thelin, et D.M. Wolock. 2006. The Quality of Our Nation's Waters - Pesticides in the Nation's Streams and Ground Water, 1992–2001. U.S. Geological Survey. Circular 1291. Reston, VA: U.S. Geological Survey. (<http://pubs.usgs.gov/circ/2005/1291/pdf/circ1291.pdf>).
- Girouard, P., B. Mehdi, R. Samson et P. Blais. 1999. Le panic érigé dans l'Est de l'Ontario : Un guide pour les producteurs. Mise à jour en 2007 par R. Samson. Document disponible sur le site Agrireseau.qc.ca
- Giroux, I. 2003. Contamination de l'eau souterraine par les pesticides et les nitrates dans les régions en culture de pommes de terre, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, Québec, envirodoq no ENV/2003/0233, 23 pages et 3 annexes.
- Giroux, I. 2010. Présence de pesticides dans l'eau au Québec – Bilan dans quatre cours d'eau de zones en culture de maïs et de soya en 2005, 2006 et 2007 et dans des réseaux de distribution d'eau potable. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement. 78 p.
- Giroux, M. et R. Royer. 2006. Influence des modes de fertilisation sur les pertes d'éléments nutritifs dans les drains agricoles sous le maïs-grain, l'orge et le canola. Cahiers de l'observatoire de la qualité des sols du Québec (cahier numéro 6). 84p.

-
- Giroux, M., A. Berrouard, M. Blackburn, L. Vézina, et R. Royer. 2001. Effets comparatifs de différentes cultures et modes de fertilisation sur la teneur en nitrates dans les sols en fin de culture et dans les eaux de drainage agricole. Cahiers de l'observatoire de la qualité des sols du Québec (cahier numéro 1). 37p.
- Giroux, M., M. Duchemin, A.R. Michaud, I. Beaudin, C. Landry, P. Enright, C.A. Madramootoo, et M.R. Laverdière. 2008a. Relation entre les concentrations en phosphore particulaire et dissous dans les eaux de ruissellement et les teneurs en P total et assimilable des sols pour différentes cultures. Agrosolutions. 19(1): 4-14.
- Giroux, M., A. N'Dayegamiye, et M. Lemieux. 2008b. Effets de l'historique des épandages d'engrais minéraux et organiques et des rotations de culture sur les rendements, les besoins en engrais N du maïs-grain et la fertilité azotée des sols. Cahiers de l'observatoire des sols du Québec (cahier numéro 7). 39 p.
- Giroux, M., J.B. Sarr et A. N'Dayegamiye. 2009. Influence des apports d'engrais azotés sur l'efficacité de l'azote et les teneurs en nitrates résiduels des sols cultivés en maïs-grain. Rapport de recherche préparé pour le MAPAQ. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement. 37p.
- González-Pérez, J.A., F.J. González-Vila., G. Almendros et H. Knicker. 2004. The effect of fire on soil organic matter – a review. Environ. Intern. 30: 855-870.
- Göransson, G. et B. Jeppsson. 1989. Faunan och energiskogsodling. *Dans* Storförsök Syd. Energiskogsodling i södra Sverige. Slutrapport Sydkraft, pp. 35-39 (In Swedish).
- Gorse, I. et S. Dion. 2009. Bilan des ventes de pesticides au Québec pour l'année 2006, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 83 p.
- Gouvernement du Québec. 2008. Source d'information sur les organismes génétiquement modifiés, [En ligne], page consultée en mars 2010 [<http://www.ogm.gouv.qc.ca>].
- Govaerts, B. N., Verhulst, A. Castellanos-Navarrete, K.D. Sayre, J. Dixon, et L. Dendooven. 2009. Conservation agriculture and soil carbon sequestration: between myth and farmer reality. Critical reviews in plant science, 28: 97-122
- Graham, R.L., R. Nelson, J. Sheehan, R.D. Perlack, et L.L. Wright. 2007. Current and Potential U.S. Corn Stover Supplies. Agronomy J. 99: 1-11.
- Gregorich, E.G., M.R. Carter., D.A. Angers., C.M. Monreal et 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., P. Rochette, A.J. VandenBygaart, et D.A. Angers. 2005. Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. Soil Tillage Res. 83: 53-72.
- Grelle, A., P. Aronsson., P. Weslien., L. Klemetsson. et A. Lindroth. 2007. Large carbon-sink potential by Kyoto forests in Sweden – a case study on willow plantations. Tellus 59B:910-918.

- Grigal, D.F. et W.E. Berguson. 1998. Soil carbon changes associated with short-rotation systems. *Biomass Bioenergy*. 14: 371-377.
- Grønsten, H.A. et T. Børresen. 2009. Comparison of two methods for assessment of aggregate stability of agricultural soils in southeast Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B – Soil and Plant Science* 59: 567-575
- Grover, K.K., H.D. Karsten, et G.W. Roth. 2009. Corn grain yields and yield stability in four long-term cropping systems. *Agron. J.* 101: 940-946.
- Gutierrez, A.P. et L. Ponti. 2009. Bioeconomic sustainability of cellulosic biofuel production on marginal lands. *Bulletin of Science, Technology & Society* 29(3): 213-225.
- Haas, H.J., C.E. Evans et E.F. Miles. 1957. Nitrogen and carbon changes in Great Plains soils as influenced by cropping and soil treatments. USDA Technical Bulletin No. 1164. U.S. Gov. Print. Office. Washington, DC.
- Haque, M., F. M. Epplin et C. M. Taliaferro. 2009. Nitrogen and Harvest Frequency Effect on Yield and Cost for Four Perennial Grasses. *Agronomy Journal*. 101(6) : 1463-1469.
- Haddad, N.M., J. Haarstad, et D. Tilman. 2000. The effects of long-term nitrogen loading on grassland insect communities. *Oecologia*. 124: 73-84.
- Hadders, G. et R. Olsson. 1996. European Energy Crops Overview. Country Report for Sweden. European Commission – Directorate General XII Science, Research and Development. Contract no. FAIR1-CT95-0512.
- Hajjar, R., D.I. Jarvis et B. Gemmill-Herren. 2008. The utility of crop diversity in maintaining ecosystem services. *Agric. Ecosyst. Environ.* 123: 261-270.
- Hansen, E.A. 1993. Soil carbon sequestration beneath hybrid poplar plantations in the North Central United States. *Biomass Bioenergy*. 5: 431-436.
- Hay, R.K.M. 1995. Harvest index: a review of its use in plant breeding and crop physiology. *Ann. Appl. Biol.* 126: 197-216.
- Heilman, P. et R.J. Norby. 1998. Nutrient cycling and fertility management in temperate short-rotation forest systems. *Biomass and Bioenergy*. 14: 361-370.
- Heinsoo, K., E. Merilo., M. Petrovits. et A. Koppel. 2009. Fine root biomass and production in a *Salix viminalis* and *Salix dasyclados* plantation. *Estonians Journal of Ecology*. 58: 27-37.
- Hénin, S. et L. Turc. 1950. Comptes Rendus 4^{ième} Congrès International de Science du Sol. A.I.S.S., Paris, 1 : 152-154.
- Hénin, S. et M. Dupuis. 1945. Essai de bilan de la matière organique du sol. *Ann. Agron.* 15 : 17-29.
- Hermle, S., T. Anken, J. Leifeld, et P. Weisskopf. 2008. The effect of the tillage system on soil organic carbon content under moist, cold-temperate conditions. *Soil Tillage Res.* 98: 94-105.

-
- Hill, J. 2007. Environmental costs and benefits of transportation biofuel production from food- and lignocellulose-based energy crops: a review. Pages 125-139 in E. Lichtfouse et al. (eds.) Sustainable Agriculture.
- Hill, J., E. Nelson, D. Tilman, S. Polasky, et T. Douglas. 2006. Environmental, economic, and energetic costs and benefits of biodiesel and ethanol biofuels. PNAS. 103(30): 11206-11210.
- Ho Lem, C., R. Samson, et S. Bailey-Stamler. 2008. Commercial energy grass production and implications for invasive species in Canada. Final report. Canadian food inspection agency. 74 p.
- Holland, E.A. et D.C. Coleman. 1987. Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. Eccl. 68: 425-433.
- Hooker, B.A. T.F. Morris, R. Peters, et Z.G. Cardon. 2005. Long-term effects of tillage and corn stalk return on soil carbon dynamics. Soil Sci. Sol. Am. J. 69: 188-196.
- Huang, Y., W. Zhang., W. Sun. et X. Zheng. 2007. Net primary production of Chinese croplands from 1950 to 1999. Ecological Applications. 17: 692-701.
- IPCC. 2000. Land use, Land-use change and forestry (LULUCF), Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC. 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, edited by: Eggleston, H. S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., and Tanabe, K., Volume 4, Chapter 11, N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application, IGES, Hayama, Japan,.
- ISQ. 2009. Tableau M.1.1. Superficie des grandes cultures, rendement à l'hectare et production, par région administrative, Québec, 2009. Institut de la statistique du Québec. http://www.stat.gouv.qc.ca/donstat/econm_finnc/filr_bioal/culture/culture/am1100-09.htm
- Jarecki, M.K et R. Lal. 2003. Crop management for soil carbon sequestration. Critical Reviews in Plant Sciences. 22: 471-502.
- Johnson, J.M.F., R.R., Allmaras, et D.C. Reicosky. 2006a. Estimating source carbon from crop residues, roots and rhizodeposits using the national grain-yield database. Agron. J. 98: 622-636.
- Johnson, J.M.F., M.D. Coleman, R.W. Gesch, A.A. Jaradat, R. Mitchell, D.C. Reicosky, W.W. Wilhelm. 2007. Biomass-bioenergy crops in the United States: A changing paradigm. The Americas Journal of Plant Science and Biotechnology. 1(1):1-28.
- Johnson, J.M.F., D.C. Reicosky, R.R. Allmaras, D. Archer, et W.W. Wilhelm. 2006b. A matter of balance: Conservation and renewable energy. Journal of Soil and Water Conservation 61, 120-125.
- Jonsson, P. 1992. Wind erosion on sugar beet fields in Scania, southern Sweden. Agricultural and Forestry Meterology. 62: 141-157.

- Jorgensen, U. 1996. European Energy Crops Overview. Country report for Denmark. European Commission – Directorate General XII Science, Research and Development. Contract no. FAIR1-CT95-0512.
- Kalhe, P., C. Criegee, et B. Lennartz. 2002. Willow stands as an alternative method for the reduction of leachate at contaminated sites - numerical investigations. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165: 501-505.
- Kahle, P., E. Hildebrand, C. Baum, et B. Boelcke. 2007. Long-term effects of short rotation forestry with willows and poplar on soil properties, *Archives of Agronomy and Soil Science*, 53: 6, 673 – 682
- Kammen, D.M., A.E. Farrell, R.J. Plevin, A.D. Jones, G.F. Nemet et M.A. Delucchi. 2008. Energy and Greenhouse Impacts of Biofuels: A Framework for Analysis. UC Berkeley: UC Berkeley Transportation Sustainability Research Center. <http://www.escholarship.org/uc/item/7zg2x23t>
- Karacic, A. 2005. Production and Ecological aspects of short rotation poplars in Sweden. Doctoral Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.
- Karlen, D.L., P.G. Hunt, et R.B. Campbell. 1984. Crop residue removal effects on corn yield and fertility of a Norfolk sandy loam. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48:868-872.
- Karlen, D.L., E.G. Hurley, S.S. Andrews, C.A. Cambardella, D.W. Meek, M.D. Duffy, et A.P. Mallarino. 2006. Crop rotation effects on soil quality at three northern corn/soybean belt locations. *Agron. J.* 98: 484-495.
- Karlen, D.L., L.A. Krame, et S.D. Logsdon. 1998. Field-scale nitrogen balances associated with long-term continuous corn production. *Agron. J.* 90: 644-650.
- Karlen, D.L., N.C. Wollenhaupt, D.C. Erbach, E.C. Berry, J.B. Swan, N.S. Eash, J.L. Jordahl. 1994. Crop residue effects on soil quality following 10-years of no-till corn. *Soil Till. Res.* 31: 149–167.
- Katsvairo, T.W. et W.J. Cox. 2000. Tillage x Rotation x Management Interactions in Corn. *Agron. J.* 92: 493-500.
- Katsvairo, T.W. W.J. Cox, et H. van Es. 2002. Tillage and rotation effects on soil physical characteristics. *Agron. J.* 94: 299-304.
- Kätterer, T., L. Andersson., O. Andrén et J. Persson. 2008. Long-term impact of chronosequential land use change on soil carbon stocks on a Swedish farm. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 81: 145-155.
- Kätterer, T et O. Andrén. 1999a. Long-term agricultural field experiments in Northern Europe : analysis of the influence of management on soil carbon stocks using the ICBM model. *Agric. Ecosyst. Environ.* 72: 165-179.
- Kätterer, T. et O. Andrén. 1999b. Growth dynamics of reed canarygrass (*Phalaris arundinacea* L.) and its allocation of biomass and nitrogen below ground in a field receiving daily irrigation and fertilisation. *Nutrient Cycling in Agroecosystems.* 54: 21-29.

-
- Keller, C., D. Hammer., A. Kayser., W. Richner., M. Brodbeck, et M. Sennhauser. 2003. Root development and heavy metal phytoextraction efficiency: comparison of different plant species in the field. *Plant and Soil*. 249: 67-81.
- Kho, L.P. et J. Ghazoul. 2008. Biofuels, biodiversity, and people: Understanding the conflicts and finding opportunities. *Biological Conservation*. 141: 2450-2460.
- Kort, J., M. Collins. et D. Ditsch. 1998. A review of soil erosion potential associated with biomass crops. *Biomass and Bioenergy*. 14: 351-360.
- Kraatz, S., D.J. Reinemann, et W.E. Berg. 2009. Energy inputs for corn production in Wisconsin (U.S.) and Germany. *Am. Society of Agric. and Biol. Engineers*. 25(5): 653-662.
- Kuch, P.J. et W.M. Crosswhite. 1998. The agricultural regulatory framework and biomass production. *Biomass and Bioenergy*. 14: 333-339.
- Kyveryga, P.M., A.M. Blackmer, et T.F. Morris. 2007. Disaggregating model bias and variability when calculating economic optimum rates of nitrogen fertilization for corn. *Agron. J.* 99:1048–1056.
- Labrecque M. et T.I. Teodorescu. 2003. High biomass yield achieved by *Salix* clones in SRIC following two 3-year coppice rotations on abandoned farmland in southern Quebec, Canada. *Biomass and Bioenergy* 25: 135-146
- Labrecque, M. et T.I. Teodorescu. 2005. Field performance and biomass production of 12 willow and poplar clones in short-rotation coppice in southern Quebec (Canada). *Biomass Bioenergy* 29: 1-9.
- 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. *Agron. J.* 100: 178-181.
- Lal, R. 2007. Soils and sustainable agriculture: A review. *Agron. Sustain. Dev.* 28 : 57-64
- Lal, R. 2008. Crop residues as soil amendments and feedstock for bioethanol production. *Waste Management* 28: 747-758.
- Lal, R., R.F. Follett., B.A. Stewart et J.M. Kimble. 2007. Soil carbon sequestration to mitigate climate change and advance food security. *Soil Sci.* 172: 943-956.
- Larson, W.E. et F.J. Pierce. 1991. Conservation and enhancement of soil quality. pages 175-203. In *Evaluation for sustainable land management in the developing world*. Vol. 2: Technical Papers. Bangkok, Thailand. International Board for Soil Research and Management (IBSRAM) proceedings No. 12.
- Larson, W.E., C.E. Clapp, W.H. Pierre, et Y.B. Morachan. 1972. Effects of increasing amounts of organic residues on continuous corn: II. Organic carbon, nitrogen, phosphorus and sulfur. *Agron. J.* 64 : 204-208.
- Lavelle, P., E. Blanchart, A. Martin, S. Martin, A. Spain, F. Toutain, I. Barois et R. Schaefer. 1993. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: application to soils of the humid tropics. *Biotropica* 25: 130-150.

- Laverdière, M.R. 2008. Et l'agroenvironnement dans tout cela! Conférence présentée dans le cadre du 71e Congrès de l'Ordre des agronomes du Québec : Approvisionner l'industrie ou l'épicerie? Drummondville. Le 6 juin 2008.
- Laverdière, M.R. et S. Thibaudeau. 1990. Pratiques culturales pour conserver le sol. pp 117-139 dans Conservation des sols argileux et sablonneux. 15^e Colloque de Génie rural.
- Lavergne, S., et J. Molofsky 2006. Control strategies for the invasive reed canarygrass (*Phalaris arundinacea* L.) in North American wetlands: the need for an integrated management plan. *Natural Areas Journal* 26: 208–214.
- Lavergne, S., N.J. Muenke et J. Molofsky. 2010. Genome size reduction can trigger rapid phenotypic evolution in invasive plants. *Annals of Botany* 105: 109–116.
- Lavoie, C. 2008. Le roseau commun (*Phragmites australis*) : une menace pour les milieux humides du Québec ? Réalisé pour le compte du Comité interministériel du Gouvernement du Québec sur le roseau commun et pour Canards Illimités Canada. http://www.ducks.ca/fr/province/qc/nouvelle/pdf/phrag_08.pdf Site consulté le 20 juillet 2009.
- Lavoie, C., C. Dufresne, et L. Delisle. 2005. The spread of reed canarygrass (*Phalaris arundinacea*) in Québec : A spatio-temporal perspective. *Ecoscience*. 12: 366-375.
- Ledin, S. et E. Willebrand (Eds.). 1996. Handbook on how to grow short-rotation forests. IEA Bioenergy: Task VIII and XII, 2nd edition. Swedish University of Agricultural Science. Department of SRF, Uppsala, Sweden.
- Leduc, R. 2008. La caméline, une plante intéressante pour l'alimentation humaine et animale. MAPAQ, Ste-Martine.
- Lee, D.K., V.N. Owens, et J.J. Doolittle. 2007. Switchgrass and soil carbon sequestration response to ammonium nitrate, manure, and harvest frequency on Conservation Reserve Program land. *Agron. J.* 99: 462-468.
- Lewandowska, I., J.M.O. Scurlock, E. Lindvall et M. Christoud. 2003. The development and current status of perennial rhizomatous grasses as energy crops in the US and Europe. *Biomass and Bioenergy* 25: 335 – 361
- Liang, B.C., A.F. MacKenzie, M., Schnitzer, C.M. Monreal, P.R. Voroney et R.P. Beyaert. 1998. Management-induced change in labile soil organic matter under continuous corn in eastern Canadian soils. *Biol Fertil Soils*. 26: 88-94.
- Liira, J., T. Schmidt, T. Aavik, P. Arens, I. Augenstein, D. Bailey, R. Billeter, R. Bukáček, F. Burel, G. De Blust, R. De Cock, J. Dirksen, P.J. Edwards, R. Hamerský, F. Herzog, S. Klotz, I. Kühn, D. Le Coeur, P. Miklová, M. Roubalova, O. Schweiger, M.J.M. Smulders, W.K.R.E. van Wingerden, R. Bugter et M. Zobel. 2008. Plant functional group composition and large-scale species richness in European agricultural landscapes. *Journal of Vegetation Science*. 19(1): 3-14.
- Limoges, B. 2008. Biodiversité, services écologiques et bien-être humain. *Le naturaliste canadien*. 133 : 15-19.

-
- Linden, D.R., C.E. Clapp, et R.H. Dowdy. 2000. Long-term corn grain and stover yields as a function of tillage and residue removal in east central Minnesota. *Soil Till. Res.* 56: 167–174.
- Lindstrom, M.J. 1986. Effects of residue harvesting on water runoff, soil erosion and nutrient loss. *Agric. Ecosystems Environ.* 16:103-112.
- Linères, M. et J.L. Djakovitch. 1993. Caractérisation de la stabilité biologique des apports organiques par l'analyse biochimique. P. 159-168. In Decroux, J. et Ignazi, J.C. (ed.) *Matières organiques et agriculture. Quatrième journée de l'analyse de terre (Gemmas). Cinquième forum de la fertilisation raisonnée (Comifer)* 16-18 novembre 1993.
- Lory, J.A. et P.C. Scharf. 2003. Yield goal versus delta yield for predicting fertilizer nitrogen need in corn. *Agron. J.* 95: 994-999.
- Lubowski, R.N., S. Bucholtz, R. Claassen, M.J. Roberts, J.C. Cooper, A. Gueorguieva et R. Johansson. 2006. Environmental effects of agricultural land-use change – The role of economics and policy. Economic research report n°25. Economic Research Service. United States Department of Agriculture. 82 p.
- Makeschin, F. 1994. Effects of energy forestry on soils. *Biomass and Bioenergy.* 6: 63-80.
- Mann, L., V. Tolbert, et J. Cushman. 2002. Potential environmental effects of corn (*Zea mays* L.) stover removal with emphasis on soil organic matter and erosion. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89 (2002) 149–166.
- Mann, L.K. 1986. Changes in soil carbon storage after cultivation. *Soil Sci.* 142 : 279-288.
- MAPAQ – MER. 2007. Entente-cadre entre le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation et le ministère de l'Énergie et des Ressources sur la planification des travaux de mise en valeur de la forêt privée en zone agricole. 7 p.
- MAPAQ. 2009. Estimation de la biomasse agricole et des superficies non cultivées potentiellement exploitables à des fins bioindustrielles dans les zones agricoles du Québec - Ébauche (version du 2 décembre 2009). Direction du développement et de l'innovation et Direction de l'agroenvironnement et du développement durable. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. 107 p.
- MAPAQ. 2009. Monographie de l'industrie des grains au Québec. Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec. 63 p.
- Marchand, P.P. et S. Masse. 2008. Enjeux reliés au développement et à l'application de technologies de boisement et d'agroforesterie pour la production de biomasse énergétique : résultats des groupes de consultation rencontrés au Québec et dans les Prairies. Rapport d'information LAU-X-135. Ressources naturelles Canada. 98 p.
- Marinissen, J.C.Y. et S.L. Hillenaar. 1997. Earthworm-induced distribution of organic matter in macro-aggregates from differently managed arable fields. *Soil Biol. Biochem.* 29: 391-395.
- Marland, G. et M. Obersteiner. 2008. Large-scale biomass for energy, with considerations and cautions: an editorial comment. *Climatic Change.* 87: 335-342.

- Marshall, L. 2007. Thirst for Corn: What 2007 Plantings Could Mean for the Environment. World Resources Institute. WRI Policy Note. Energy: Biofuels, No.2. June 2007. 10p.
- Martel, Y.A et J.M. Deschenes. 1976. Les effets de la mise en culture et de la prairie prolongée sur le carbone, l'azote et la structure de quelques sols du Québec. Can. J. Soil Sci. 56 : 373-383.
- Martin, P.J. et W. Stephens. 2006. Willow growth in response to nutrients and moisture on a clay landfill cap soil. II: Water use. Bioresource Technology 97: 437-448.
- Martineau, A., et L. Bouthillier. 2007. Repères sur l'acceptabilité sociale de la ligniculture de peuplier hybride en estrie. Info RLQ. 4(1). 4 p.
- Matthews, R., R. Robinson., S. Abbott. et N. Fearis. 1994. Modelling of carbon and energy budgets of wood fuel coppice systems. ETSU B/W5/00337/REP.
- McCool, D.K., J.E. Hammel, et R.I. Papendick. 1995. Surface residue management. Crop residue management to reduce erosion and improve soil quality: Northwest. Papendick, R.I. et Moldenhauer, W.C., U.S. Department of Agriculture Conservation Research Report 40: 10-16.
- McKague, K., A. Hayes et C. Brown. 2007. Can Ontario's farmland produce both food and energy ? A soil conservation perspective. InfoSheet, OMAFRA. www.ontario.ca/omafra. Mars, 2007.
- McLaughlin, S.B. et L.A. Kszos. 2005. Development of switchgrass (*Panicum virgatum*) as a bioenergy feedstock in the United States. Biomass and Bioenergy. 28: 515-535.
- MDDEP <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/sys-image/global/global2.htm#turb> 23 juin 2009
- MDDEP. 2006. Les bases scientifiques du Règlement sur les exploitations agricoles (REA). Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. 6 p. Disponible en ligne.
- Mehdi, B., C. Zan, P. Girouard et R. Samson. 1999. Soil organic sequestration under two dedicated perennial bioenergy crops. Dans: Proceedings of the 4th Biomass Conference of the Americas. Oakland, Ca. 29 Août au 2 sept. 1999.
- Mehuys, G.R. 1981. L'érosion par l'eau. Conseils des productions végétales du Québec. Agdesx 572. 15 p.
- MEQ. 2003. Synthèse des informations environnementales disponibles en matière agricole au Québec. Direction des politiques du secteur agricole, ministère de l'Environnement, Québec, Envirodoq ENV/2003/0025, 143 pages.
- Michaud, A.R. et M.R. Laverdière. 2004. Cropping, soil type and manure application effects on phosphorus export and bioavailability. Can. J. Soil Sci., 84:295-305.
- Michaud, A.R., I. Beaudin, C. Gombault, et S. Seydoux. 2008. Combinaisons de pratiques de gestion bénéfiques et qualité de l'eau : étude de cas des bassins versants Walbridge, Montérégie, Québec. Rapport final présenté à Environnement Canada. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA). 94 p.

-
- Michaud, A.R., J. Deslandes et J. Desjardins. 2004. Rapport final, Phases I Calibrage et II Aménagement: Réseau d'actions concertées en bassins versants agricoles, Projet de recherche et de développement présenté au Fonds d'action québécois pour le développement durable et son partenaire financier le gouvernement du Québec (Projet no. 212), IRDA, Québec, 100 p.
- Michaud, A.R., J. Deslandes, J. Desjardins et M. Grenier. 2009. Réseau d'actions concertées en bassins versants agricoles. Rapport final de projet. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA). Québec, Québec, 155 p.
- Michaud, A.R., M. Giroux, I. Beaudin, J. Desjardins, G. Gagné, M. Duchemin, J. Deslandes, C. Landry, P. Beaudet et J. Lagacé. 2008. ODEP; un Outil de diagnostic des exportations de phosphore. Projet réalisé dans le cadre de l'Initiative d'appui aux conseillers agricoles (PIACA-204). Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA) et Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ), Québec, Canada. 111 p.
- Michaud, A.R., R. Lauzier et M.R. Laverdière. 2005. Mobilité du phosphore et intervention agroenvironnementale en bassin versant agricole: Étude de cas du bassin versant du ruisseau au Castor, tributaire de la rivière aux Brochets, Québec. *Agrosol* 16(1), pp. 57-59.
- Michaud, A.R., S.C. Poirier, J. Desjardins, M. Grenier et I. St-Laurent. 2009. Évaluation des exportations de surface et souterraines de phosphore en sol drainé. Rapport final de projet. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA) et MAPAQ, Québec, Québec, 39 p.
- Mississippi River/Gulf of Mexico Watershed Nutrient Task Force. 2001. Action plan for reducing, mitigating, and controlling hypoxia in the northern Gulf of Mexico. U.S. Environ. Protection Agency, Washington, DC. En ligne. Consulté en mars 2010. (www.epa.gov/msbasin/actionplan.htm)
- Moebius-Clune, B. H.M. van Es, O.J. Idowu, R.R. Scindelbeck, D.J. Moebius-Clune, D.W. Wolfe, G.S. Abawi, J.E. Thies, B.K. Gugino, et R. Lucey. 2007: Long-term effects of harvesting maize stover and tillage on soil quality. *Soil Sci. Am. J.* 72: 960-969.
- Molhenbrock, R.H. 1995. European black alder, *Alnus glutinosa*. Plant fact sheet. USDA NRCS. Northeast wetland flora. http://plants.usda.gov/factsheet/pdf/fs_algl2.pdf Site consulté le 7 juillet 2009.
- Mulkey, V.R., V.N. Owens et D.K. Lee. 2006. Management of switchgrass-dominated Conservation Reserve Program lands for biomass production in South Dakota. *Crop Sci.* 46: 712-720.
- Mulvaney, R.L., S.A Khan, et T.R. Ellsworth. 2009. Synthetic nitrogen fertilizers deplete soil nitrogen: a global dilemma for sustainable cereal production. *J. Environ. Qual.* 38: 2295-2314.
- Munro, D.B. 2009. Système canadien d'information sur la biodiversité. http://www.cbif.gc.ca/pls/pp/ppack.info?p_psn=35&p_type=all&p_sci=comm&p_x=px&p_lang=f_r Site consulté le 20 juillet 2009.

- Murty, D., M.U.F. Kirschbaum., R.E. McMurtrie et H. McGilvray. 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen ? A review of the literature. *Glob. Change Biol.* 8: 105-123.
- Mustin, M. 1987. *Le compost : Gestion de la matière organique*. Éditions François Dubusc, Paris. 954 pp.
- N'Dayegamiye, A. 2009. Soil properties and crop yields in response to mixed paper mill sludges, dairy cattle manure, and inorganic fertilizer application. *Agron. J.* 101: 826–835.
- National Swedish Environmental Protection Board. 1993. *Land use and the environment*. Stockholm, Sweden.
- Nelson, R.G. 2002. Resource assessment and removal analysis for corn stover and wheat straw in the Eastern and Midwestern United States – rainfall and wind-induced soil erosion methodology. *Biomass and Bioenergy* 22: 349-363.
- Nielsen, R.L., B. Johnson, C. Krupke, et G. Shaner. 2007. Mitigate the downside risks of corn following corn. Purdue University Department of Agronomy (published at Chat 'n Chew Café). 11p.
- NRC. 2008. Water implications of biofuels production in the United States. Committee for the National Research Council. National Academy. 88p. En ligne. Consulté en mars 2010. (<http://www.nap.edu/catalog/12039.html>).
- Nyiraneza, J., A. N'Dayegamiye, M.-O. Gasser, M. Giroux, M. Grenier, C. Landry et S. Guertin. 2010. Soil and crop parameters related to corn nitrogen response in eastern Canada. *Agron. J.* 102: 1478–1490.
- Ogle, D. G. Année inconnue. Intermediate wheatgrass. *Thinopyrum intermedium* (Host.) Plant guide. USDA NRSC. http://plants.usda.gov/plantguide/pdf/pg_thin6.pdf Site consulté le 15 juillet 2009.
- Ogle, S.M., F.J. Breidt et K. Paustian. 2005. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochemistry.* 72: 87-121.
- Olson, T.C. 1971. Yield and water use by different populations of dry land corn grain sorghum, and forage sorghum in the western corn belt. *Agron. J.* 63: 104-105.
- Parton, W.J. et Rasmussen, P.E. 1994. Long-term effects of crop management in wheat-fallow. II. CENTURY model simulations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 530-536.
- Parton, W.J., D.S. Ojima., D.S. Schimel. 1996. Models to evaluate soil organic matter storage and dynamics. Dans Carter, M.R., B.A. Stewart (Éd.), *Structure and organic matter storage in agricultural soils*. Lewis Publishers., CRC Press, Boca Raton, FL., pp. 421-448.
- Parton, W.J., D.S. Schimel, C.V. Cole et D.S. Ojima. 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plain grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51: 1173-1179.

-
- Paustian, K., O. Andr en., H.H. Janzen., R. Lal., P. Smith., G. Tian., H. Tiessen., M. Van Noordwijk et P.L. Wooper. 1997. Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. *Soil Use Manage.* 13: 230-244.
- Paustian, K., C.V. Cole., D. Sauerbeck et N. Samson. 1998. CO₂ mitigation by agriculture: An overview. *Climatic Change.* 40: 135-162.
- Paustian, K., W.J. Parton, et J. Persson. 1992. Modeling soil organic matter in organic-amended and nitrogen-fertilized long-term plots. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 476-488.
- Pedersen, P. et J.G. Lauer. 2003. Corn and soybean response to rotation sequence, row spacing, and tillage system. *Agron. J.* 95: 965-971.
- Pellerin, A., L.- . Parent, J. Fortin, C. Tremblay, L. Khiari, et M. Giroux. 2006. Environmental Mehlich-III soil phosphorus saturation indices for Quebec acid to near neutral mineral soils varying in texture and genesis. *Can. J. Soil Sci.* 86: 711-723.
- Persson, T. G. Bergkvist, et T. K tterer. 2008. Long-term effects of crop rotations with and without perennial leys on soil carbon stocks et grain yields of winter wheat. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 81 : 193-202.
- Peterson, G.A., A.D. Halvorson., J.L. Havlin., O.R. Jones., D.J. Lyon et D.L. Tanaka. 1998. Reducing tillage and increasing cropping intensity in the Great Plains conserves soil C. *Soil and Tillage Research.* 47: 207-218.
- Pimentel, D. et T.W. Patzek, 2005. Ethanol production using corn, switchgrass, and wood; biodiesel production using soybean and sunflower. *Nat. Resour. Res.* 14: 67-76.
- Pimentel, D., C. Harvey, P. Resosudarmo, K. Sinclair, D. Kurz, M. McNair, S. Crist, L. Sphritz, L. Fitton, R. Saffouri, et R. Blair. 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science* 276:1117-1123.
- Pi eiro, G., E.G. Jobb g, J. Baker, B.C. Murray, et R.B. Jackson. 2009. Set-asides can be better climate investment than corn ethanol. *Ecol. Appl.* 19(2): 277-282.
- Piper, J.K. et P.A. Kulkakow. 1994. Seed yield and biomass allocation in *Sorghum bicolor* and F1 and backcross generations of *S. bicolor* x *S. halepense* hybrids. *Canadian Journal of Botany.* 72: 468-474.
- Poirier, V., D.A. Angers, P. Rochette, M.H. Chantigny et N. Ziadi. Interactive effects of tillage and mineral fertilization on soil carbon profiles. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73:255-261.
- Prince, S.D., J. Haskett., M. Steninger., H. Strand. et R. Wright. 2001. Net primary production of U.S. Midwest croplands from agricultural harvest yield data. *Ecological Applications.* 11: 1194-1205.
- Prochnow, A., M. Heiermann, M. Pl chl, B. Linke, C. Idler, T. Amon et P.J. Hobbs. 2009. Bioenergy from permanent grassland – A review: 1. Biogas. *Bioresource Technology.* 100: 4931-4944.

- Randall, G.W., D.R. Huggins, M.P., Russelle, D.J. Fuchs, W.W. Nelson, et J.L. Anderson. 1997. Nitrate losses through subsurface tile drainage in conservation reserve program, alfalfa and row crop systems. *J. Environ. Qual.* 26: 1240-1247.
- Rasmussen, P.E., R.R. Allmaras, C.R. Rohde, et N.C. Roager Jr. 1980. Crop residue influences on soil carbon and nitrogen in a wheat-fallow system. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44, 596-600.
- Rasse, D.P., C. Rumpel, et M-F. Dignac. 2005. Is soil carbon mostly root carbon ? Mechanisms for a specific stabilization. *Plant and Soil.* 269: 341-356.
- Ravindranath, N.H., R. Manuvie, J. Fargione, J.G. Canadell, G. Berndes, J. Woods, H. Watson, et J. Sathaye. 2009. Greenhouse gas implications of land use and land conversion to biofuel crops. Pages 111-125 in R.W. Howarth et S. Bringezu (eds) *Biofuels: Environmental Consequences and Interactions with Changing Land Use*. Proceedings of the Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) International Biofuels Project Rapid Assessment, 22-25 September 2008, Gummersbach Germany. Cornell University, Ithaca NY, USA. (<http://cip.cornell.edu/biofuels/>)
- Reijnders, L. et M.A.J. Huibregts. 2009. The Impact of Expanded Biofuel Production on Living Nature. Pages 129-148 in *Biofuels for Road Transport: A Seed to Wheel Perspective*. London, Springer. 170 p.
- Reinhardt, C.H. et S.M. Galatowitsch. 2005. *Phalaris arundinacea* L. (reed canarygrass): rapid growth and growth pattern in conditions approximating newly restored wetlands. *Ecoscience.* 12: 569-573.
- Rijtema, P. et W. de Vries. 1994. Differences in precipitation excess and nitrogen leaching from agricultural lands and forest plantations. *Biomass and Bioenergy.* 6: 103-115.
- Roberts, W.P et K.Y. Chan. 1990. Tillage-induced increases in carbon dioxide loss from soil. *Tillage Res.* 17: 143-151.
- Robertson, G.P., V.H. Dale, O.C. Doering, S.P. Hamburg, J.M. Melillo, M. Wander, W.J. Parton, P.R. Adler, J.N. Barney, R.M. Cruse, C.S. Duke, P.M. Fearnside, R.F. Follett, H.K. Gibbs, J. Goldemberg, D.J. Mladenoff, D. Ojima, M.W. Palmer, A. Sharpley, L. Wallace, K.C. Weathers, J.A. Wiens et W.W. Wilhelm. 2008. Sustainable biofuels redux. *Science.* 322: 49-50.
- Rowe, R.L. N.R. Street et G. Taylor. 2009. Identifying potential environmental impacts of large-scale deployment of dedicated bioenergy crops in the UK. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 13: 271-290.
- Rytter, R.M. 1997. Fine-root production and carbon and nitrogen allocation in basket willows. Doctoral Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.
- Rytter, R.M. et A.C. Hansson. 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.
- Sage, R.B. 1998. Short rotation coppice for energy: towards ecological guidelines. *Biomass and Bioenergy.* 15: 39-47.

-
- Sala, O.E., D. Sax, et H. Leslie. 2009. Biodiversity consequences of biofuel production. Pages 127-137 in R.W. Howarth et S. Bringezu (eds) Biofuels: Environmental Consequences and Interactions with Changing Land Use. Proceedings of the Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) International Biofuels Project Rapid Assessment, 22-25 September 2008, Gummersbach Germany. Cornell University, Ithaca NY, USA. (<http://cip.cornell.edu/biofuels/>)
- Salinas-Garcia, J.R., A.D. Baez-Gonzales, M. Tiscareno-Lopez et E. Rosales-Robles. 2001. Residue removal and tillage interaction effects on soil properties under rain-fed corn production in Central Mexico. *Soil Till. Res.* 59 : 67-79.
- Samson, R. et Y. Chen. 1995. SRF and the water problem. *Dans* Proceedings of the Canadian Energy Plantation Workshop. Natural Resources Canada, Ottawa. pp. 43-49.
- Samson, R., P. Girouard., C. Zan., B. Mehdi., R. Martin et J. Henning. 1999. The implications of growing short-rotation tree species for carbon sequestration in Canada. National Climate Change Process, Solicitation No. 23103-0253/N. Resource Efficient Agricultural Production (REAP)-Canada, 21,111 Lakeshore road, Glenaladale House, P.O. Box 125, Ste. Anne de Bellevue, Québec, H9X #v9, Canada.
- Sartori, F., R. Lal., M.H. Ebinger, et J.A. Eaton. 2007. Changes in soil carbon and nutrient pools along a chronosequence of poplar plantations in the Columbia Plateau, Oregon, USA. *Agriculture, Ecosystems and Environment*.
- Sauerbeck, D.R. 2001. CO₂ emissions and C sequestration by agriculture – perspectives and limitations. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 60: 253-266.
- Savoie, P. 2005. Récolte et séchage des résidus de maïs pour la biomasse. Journée d'information scientifique et technique en génie agroalimentaire, CRDA. P.152-160
- Sbih, M., A. N'Dayegamiye, et A. Karam. 2002. Evaluation of carbon and nitrogen mineralization rates in meadow soils from dairy farms under transit to biological cropping systems. *Can. J. Soil Sci.* 83: 25-33.
- Schlesinger, W.H. 1986. Changes in soil carbon storage and associated properties with disturbance and recovery. In Trabalka, J.R and D.E. Reichler (Eds,) *The changing carbon cycle : A global analysis*, pp 194-220. New York, Springer.
- Schmitt, M.A., M.P. Russelle, G.W. Randall, C.C. Sheaffer, L.J. Greub et P.D. Clayton. 1999. Effect of rate, timing and placement of liquid dairy manure on reed canarygrass yield. *J. Prod Agric.* 12:239-242.
- Searchinger, T. 2009. Government policies and drivers of world biofuels, sustainability criteria, certification proposals and their limitations. Pages 37 - 52 in R.W. Howarth and S. Bringezu (eds) Biofuels: Environmental Consequences and Interactions with Changing Land Use. Proceedings of the Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) International Biofuels Project Rapid Assessment, 22-25 September 2008, Gummersbach Germany. Cornell University, Ithaca NY, USA. (<http://cip.cornell.edu/biofuels/>)

- Searchinger, T., R. Heimlich, R. A. Houghton, F. Dong, A. Elobeid, J. Fabiosa, S. Tokgoz, D. Hayes et T.-H. Yu. 2008. Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land Use Change. *Science Magazine*. 319: 1238-1240. Publication en ligne, <http://www.sciencemag.org/cgi/content/abstract/1151861>.
- Secchi, S., P.W. Gassman, J.R. Williams et B.A. Babcock. 2009. Corn-based ethanol production and environmental quality: a case of Iowa and the conservation reserve program *Environmental Management*. 44: 732-744.
- Shaffer, M.J., T.E. Schumacher et C.L. Ego. 1995. Simulating the effects of erosion on corn productivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 672-676.
- Sharpley, A.N., R.W. McDowell et P.J.A. Kleinman. 2001. Phosphorus loss from land and water: Integrating agricultural and environmental management. *Plant and Soil*. 237: 287-307.
- Sharratt, B.S., G.R. Benoit et W.B. Voorhees. 1998. Winter soil microclimate altered by corn residue management in the northern Corn Belt of the USA. *Soil Till. Res.* 49: 243-248.
- Shipitalo, M.J., R.W. Malone et L.B. Owens. 2008. Impact of glyphosate-tolerant soybean and glufosinate-tolerant corn production on herbicide losses in surface runoff. *J. Environ. Qual.* 37: 401-408.
- Sigouin, M.E. et S. Gaussiran. 2006. La culture du peuplier hybride. Centre technologique des résidus industriels. Association forestière de l'Abitibi-Témiscamingue inc. Le couvert boréal. 16-17.
- Simard, R. R. et A. N'Dayegamiye. 1993. Nitrogen mineralization potential of meadow soils. *Can. J. Soil Sci.* 73:27-38.
- Simpson, T.W., A.N. Sharpley, R.W. Howarth, H.W. Paerl et K.R. Mankin. 2008. The new gold rush: fueling ethanol production while protecting water quality. *J. Environ. Qual.* 37: 318-324.
- Simpson, T.W., L.A. Martinelli, A.N. Sharpley et R.W. Howarth. 2009. Impact of ethanol production on nutrient cycles and water quality: the United States and Brazil as case studies. Pages 153-167 *in* R.W. Howarth et S. Bringezu (eds) *Biofuels: Environmental Consequences and Interactions with Changing Land Use*. Proceedings of the Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) International Biofuels Project Rapid Assessment, 22-25 September 2008, Gummersbach Germany. Cornell University, Ithaca NY, USA. (<http://cip.cornell.edu/biofuels/>).
- Sims, A.L., J.S. Schepers, R.A. Olson, et J.F. Powers. 1998. Irrigated corn yield and nitrogen accumulation response in a comparison of no-till and conventional till: Tillage and surface-residue variables. *Agronomy Journal* 90: 630-663.
- Sjödahl, S.K., U. Granhall et O. Andrén. 1994. Soil biological aspects on short-rotation forestry. Swedish National Board on Industrial and Technical Development (NUTEK), Stockholm.
- Skjemstad, J.O., L.J. Janik, et J.A. Taylor. 1998. Non-living soil organic matter: what do we know about it? *Austr. J. Exp. Agric.* 38: 667-680.

-
- Smeets E.M.W., I.M. Lewandowski, et A.P.C. Faaij. 2009. The economical and environmental performance of miscanthus and switchgrass production and supply chains in a European setting. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 13: 1230-1245.
- Smith, P. 2004. Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context. *Eur. J. Agron.* 20: 229-236.
- Smith, P., J.U. Smith, D.S. Powlson, W.B. McGill, J.R.M. Arah, O.G. Chertov, K. Coleman, U. Franco, S. Frolking, D.S. Jenkinson, L.S. Jensen, R.H. Kelly, H. Klein-Gunnewiek, A.S. Komarov, C. Li, J.A.E. Molina, T. Mueller, W.J. Parton, J.H.M. Thornley, et A.P. Whitmore. 1997. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma*. 81: 153-225.
- Sogbedji, J.M., H.M. van Es, C.L. Yang, L.D. Geohring, et F.R. Magdoff. 2000. Nitrate leaching and nitrogen budget as affected by maize nitrogen rate and soil type. *J. Environ Qual.* 29: 1813-1820.
- Soltner, D. 2000. Les bases de la production végétale. Tome 1, Le sol et son amélioration. Collection Sciences et Techniques Agricoles. Sainte Gemmes sur Loire, France. 468 pp.
- Soussana, J.F., P. Loiseau., N. Vuichard., E. Ceschia., J. Balesdent., T. Chevallier et D. Arrouays. 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use Manage.* 20: 219-230.
- Sparling, G., R.L. Parfitt, A.E. Hewitt, et L.A. Schipper. 2003. Ecological risk assessment : Three approaches to define desired soil organic matter contents. *J. Environ. Qual.* 32: 760-766.
- Stanger, T.F., J.G. Lauer, et J.P. Chavas. 2008. The profitability and risk of long-term cropping systems featuring different rotations and nitrogen rates. *Agron. J.* 100: 105-113.
- Stehfest, E. et L. Bouwman. 2006. N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under 30 natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions, *Nutr. Cycl. Agroecosys.*, 74: 207–228.
- Sudding, K.N., S.L. Collins, L. Gough, C. Clark, E.E. Cleland, K.L. Gross, D.G. Milchunas et S. Pennings. 2005. Functional- and abundance-based mechanisms explain diversity loss due to N fertilization. *Proc. Nat. Ac. Sc.* 102(12): 4387-4392.
- Tabi, M., L. Tardif, D. Carrier, G. Laflamme et M. Rompré. 1990. Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles du Québec. Rapport synthèse. MAPAQ et Agriculture Canada, Québec, Can. 133 pp.
- Thomas, G.A., R.C. Dalal et J. Standley. 2007. No-till effects on organic matter, pH, cation exchange capacity and nutrient distribution in a Luvisol in the semi-arid subtropics. *Soil Tillage Res.* 94: 295-304.
- Thomas, M.A., B. Engel, et I. Chaubey. 2009. Water quality impacts of corn production to meet biofuel demands. *J. Environ. Engineering* 135: 1123-1135.
- Tilman, D., J. Hill, et C. Lehman. 2006. Carbon-negative biofuels from low-input high-diversity grassland biomass. *Science* 314: 1598-1600.

- Tilman, D., R. Socolow, J.A. Foley, J. Hill, E. Larson, L. Lynd, S. Pacala, J. Reilly, T. Searchinger, C. Somerville, et R. Williams. 2009. Beneficial biofuels – The food, energy and environment trilemma. *Science* 325: 270-271.
- Tolbert, V.R., F.C. Thornton., J.D. Joslin., B.R. Bock., A. Houston., D. Tyler., T.H. Green., S.H. Schoenholz., D. Pettry. et C.C. Trettin. 1997. Environmental effects of growing short-rotation woody crops on former agricultural lands. *Dans Proceedings of the 3rd Biomass Conference of the Americas*. Montréal, Québec, Canada. August 24-29 1997. Volume 1. pp 297-301.
- Tremblay, S., R. Ouimet, et C. Périé. 2007. Planter des arbres pour capter le CO₂! Avis de recherche forestière n°8. Direction de la recherche forestière. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. ISSN : 1715-0795. 2 p.
- Twedt, D.J., R.R. Wilson., J.L. Henne-Kerr. et R.B. Hamilton. 1999. Impact of forest type and management strategy on avian densities in the Missisipi alluvial valley, USA. *Forest Ecology and Management*. 123: 261-274.
- U.S. Congress. Office of Technology Assessment. 1993. Potential Environmental Impacts of Bioenergy Crop Production – Background paper. Washington, DC: U.S. Government Printing Office. OTA-BP-E-118. 71 pp.
- Unger, P.W. et A.F. Wiese. 1979. Managing irrigated winter wheat residues for water storage and subsequent dryland grain sorghum production. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43: 582-588.
- USDA NRCS 2001. Switchgrass, *Panicum virgatum*. Plant fact sheet. http://plants.usda.gov/factsheet/pdf/fs_pavi2.pdf Site consulté le 15 juillet 2009.
- USDA NRCS. 2002. Indiangrass. *Sorghastrum nutans* L. Plant fact sheet. http://plants.usda.gov/factsheet/pdf/fs_sonu2.pdf Site consulté le 15 juillet 2009.
- USDA NRCS. 2002b. Billion-dollar grass. *Echinochloa frumentacea* Link. Plant fact sheet. USDA NRCS.tdr http://plants.usda.gov/factsheet/pdf/fs_ecfr.pdf Site consulté le 15 juillet 2009.
- USDA-NASS. 2010. United states department of agriculture. National Agricultural Statistics Service. <http://www.nass.usda.gov/>
- Van Buskirk, J. et Y. Willi. 2004. Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. *Conserv. Biol.*18(4): 987-994.
- VandenBygaart, A.J., E.G. Gregorich et D.A. Angers. 2003. Influence of agricultural management on soil organic carbon: A compendium and assessment of Canadian studies. *Can. J. Soil Sci.* 83: 363-380.
- VandenBygaart, A.J., E.G. Gregorich, D.A. Angers, M.A. Bolinder, H.H Janzen et C.A. Campbell. 2009. Modeling soil organic carbon change in Canadian agroecosystems: Testing the Introductory Carbon Balance Model. Pages 13-28. In *Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect. 2nd edition*” SSSA Special Publication Number 57. (Lal, R. Ed.).
- VandenBygaart, A.J., E.G. Gregorich, D.A. Angers et B.G. McConkey. 2007. Assessment of the lateral and vertical variability of soil organic carbon. *Can. J. Soil Sci.* 87: 433-444.

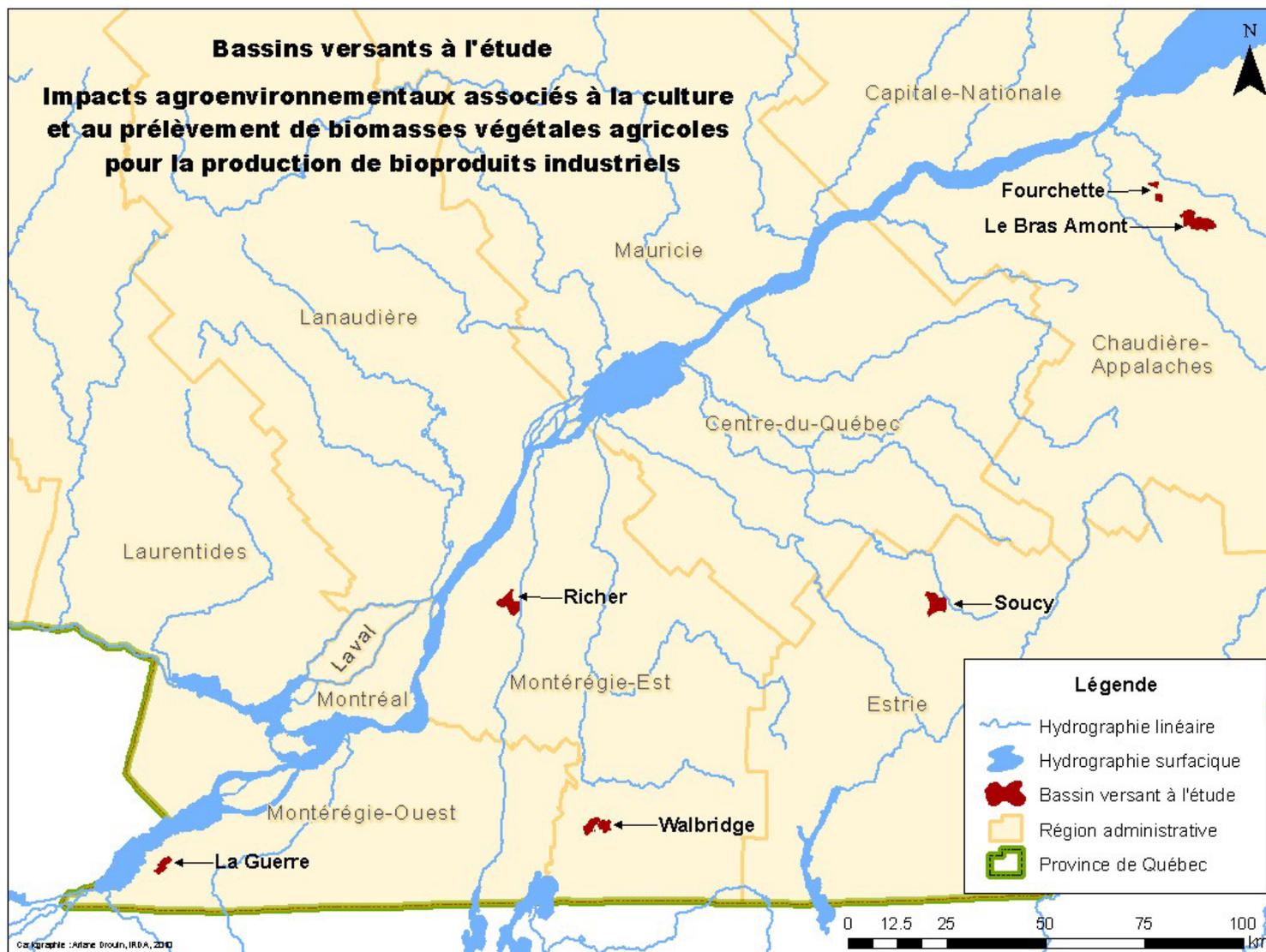
-
- VandenBygaart, A.J., R. Protz., A.D. Tomlin et J.J. Miller. 1998. 137Cs as an indicator of earthworm activity in soils. *Appl. Soil Ecol.* 9: 167-173.
- VandenBygaart, A.J., X.M. Yang., B.D. Kay et D. Aspinall. 2002. Variability in carbon sequestration potential in no-till soil landscapes of southern Ontario. *Soil Tillage Res.* 65: 231-241.
- Varvel, G.E., K.P. Vogel, R.B. Mitchell, R.F. Follett et J.M. Kimblec. 2008. Comparison of corn and switchgrass on marginal soils for bioenergy. *Biomass and bioenergy.* 32: 18-21.
- Venuto, B.C. et J.A. Daniel. 2010. Biomass feedstock harvest from conservation reserve program land in northwestern Oklahoma. *Crop Sci.* 50: 737-743.
- Vleeshouwers, L.M et A. Verhagen. 2002. Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. *Glob. Change Biol.* 8: 519-530.
- Voulligny, C. et S. Gariépy. 2008. Les friches agricoles au Québec : état des lieux et approches de valorisation. *Agriculture et Agroalimentaire Canada.* 66 p.
- Vyn, T.J., J.G. Faber, K.J. Janovicek et E.G. Beauchamp. 2000. Cover crop effects on nitrogen availability to corn following wheat. *Agron. J.* 92: 915-924.
- Wagner, G.H et M.W. Broder. 1993. Microbial progression in the decomposition of corn stalk residue in soil. *Soil Sci.* 155: 48-52.
- Wedin, D.A. et D. Tilman. 1996. Influence of nitrogen loading and species composition on the carbon balance of grasslands. *Science.* 274: 1720-1723.
- Weih, M. 2001. Evidence for increased sensitivity to nutrient and water stress in a fast-growing hybrid willow compared with a natural willow clone. *Tree Physiology.* 21: 1141-1148.
- West, T.O et G. Marland. 2002. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture : comparing tillage practices in the United States. *Agr. Ecosyst. Environ.* 91: 217-232.
- West, T.O. et W.M. Post. 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: A global data analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66:1930–1946.
- White D.J., E. Haber et C. Keddy. 1993. Invasive plants of natural habitats in Canada: an integrated review of wetland and upland species and legislation governing their control. *Canadian Wildlife Service, Ottawa, Canada.* 121 p.
- Wortmann, C.S., A J. Liska, R.B. Ferguson, D.J. Lyon, R.N. Klein et I. Dweikat. 2010. Dryland performance of sweet sorghum and grain crops for biofuel in Nebraska. *Agron. J.* 102:319–326
- Wilhelm W.W., J.W. Doran et J.F. Power. 1986. Corn and soybean yield response to crop residue management under no-tillage production systems. *Agronomy Journal* 78 : 184-189
- Wilhelm, W.W. et Wortmann, C.S. 2004. Tillage and rotation interactions for corn and soybean grain yield as affected by precipitation and air temperature. *Agron. J.* 96: 425-432.
- Wilhelm, W.W., J.M.F. Johnson, D.L. Karlen, et D.T. Lightle. 2007. Corn stover to sustain soil organic carbon further constrains biomass supply. *Agron. J.* 99 : 1665-1667.

- Wilhelm, W.W., J.M.F. Johnson, J.L. Hatfield, W.B. Voorhees et D.R. Linden. 2004. Crop and soil productivity response to corn residue removal : A litterature review. *Agronomy journal* 96 : 1-17
- Williams, P.R.D., D. Inman, A. Aden et G. Heath. 2009. Environmental and Sustainability Factors Associated With Next-Generation Biofuels in the U.S.: What Do We Really Know? *Environmental Science & Technology* 43: 4763-4775.
- Wilts, A.R., D.C. Reicosky, R.R. Allmaras et C.E. Clapp. 2004. Long-term corn residue effects: Harvest alternatives, soil carbon turnover, and root-derived carbon. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 68: 1342-1351.
- Woodruff, C.M. 1949. Estimating the nitrogen delivery of soil from the organic matter determination as reflected by Sanborn field. *Soil Sci. Soc. Proc.* 14: 208-212.
- Wrobel, C., B.E. Coulman, et D.L. Smith. 2009 The potential use of reed canarygrass (*Phalaris arundinacea* L.) as a biofuel crop. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Plant Soil Science.* 59(1) 1-18
- Yang, X.M et M.M. Wander. 1999. Tillage effects on soil organic carbon distribution and storage in a silt loam soil in Illinois. *Soil Tillage Res.* 52: 1-9.
- Zan, C.S. 1998. Carbon storage in switchgrass (*Panicum virgatum* L.) and short-rotation willow (*Salix alba x glaufelteri* L.) plantations in Southwestern Quebec. M. Sc. thesis, Department of Natural Resource Science, Macdonald Campus of McGill University, Montréal, Québec, Canada.
- Zan, C.S., J.W. Fyles, P. Girouard, et R. A. Samson. 2000. Carbon sequestration in perennial bioenergy, annual corn and uncultivated systems in southern Quebec. *Agriculture, Ecosystems and Environment.* 86:135-144
- Zedler, J.B. et S. Kecher. 2004. Causes and consequences of invasive plants in wetlands: opportunities, opportunists, and outcomes. *Critical Reviews in Plant Sciences.* 23(5): 431-452.

Annexe 1

McKague, K., A. Hayes et C. Brown. 2007. Can Ontario's farmland produce both food and energy? A soil conservation perspective. InfoSheet, OMAFRA. www.ontario.ca/omafra. Mars, 2007.

Annexe 2



Annexe 3

