

Nouvelle alternative pour la gestion du surplus de phosphore à l'aide du biocharbon pyrolytique

Rapport final

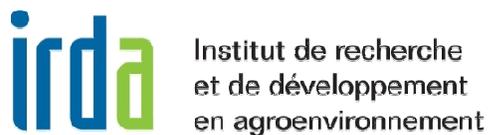
Rapport présenté au :
Ministère du Développement durable, de
l'Environnement et de la Lutte contre les
changements climatiques

Projet IRDA n° 901033

Par :

Stéphane Godbout, ing., P. Eng., Ph. D. agr.
Line Rochefort, Ph. D.
Rémy Pouliot, Ph. D.
Sandrine Hogue-Hugron, M. Sc.
Joahnn H. Palacios, ing. jr, M. Sc.
Lise Potvin, B.A.
Jean-Pierre Larouche, chimiste
Christine Landry, agr., Ph. D.,
Patrick Dubé, Ph. D., chimiste
Patrick Brassard, ing. jr, M. Sc.

Novembre 2015



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 de la Lutte contre les changements climatiques Parcs (MDDELCC) 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 de recherche, de développement et de transfert en agroenvironnement visant à favoriser l'innovation en agriculture, dans une perspective de développement durable.

Pour en savoir plus

www.irda.qc.ca

Le rapport peut être cité comme suit :

Godbout, S., L. Rochefort, R. Pouliot, S. Hogue-Hugron, J. H. Palacios, L. Potvin, J.P. Larouche, C. Landry, P. Dubé et P. Brassard. 2015. Nouvelle alternative pour la gestion du surplus de phosphore à l'aide du biocharbon pyrolytique. Rapport final présenté au ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA). 103 p.

Nouvelle alternative pour la gestion du surplus de phosphore à l'aide du biocharbon pyrolytique

Rapport final

Rapport présenté au :
Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques

Préparé par :

Copie originale signée

Stéphane Godbout, ing., P. Eng., Ph. D.
agr.
Responsable scientifique, IRDA

Copie originale signée

Line Rochefort, Ph. D.
Professeure, chercheuse, U. Laval

Copie originale signée

Rémy Pouliot, Ph. D.
Stagiaire postdoctoral, U. Laval

Copie originale signée

Sandrine Hogue-Hugron, M. Sc. biologie végétale
Professionnelle de recherche, U. Laval

Copie originale signée

Joahnn Palacios, ing. jr, M. Sc.
Professionnel de recherche, IRDA

Copie originale signée

Lise Potvin, B.A., tech. chimie analytique
Technicienne, IRDA

Copie originale signée

Jean-Pierre Larouche, chimiste
Chimiste, IRDA

Copie originale signée

Christine Landry, agr., Ph. D.,
Chercheuse, IRDA

Copie originale signée

Patrick Dubé, Ph. D.
Chimiste, IRDA

Copie originale signée

Patrick Brassard, ing. jr, M. Sc.
Étudiant au doctorat, IRDA

Équipe de réalisation du projet :

Répondant et responsable scientifique : Stéphane Godbout, ing., P.Eng., Ph. D. et agr., IRDA

Collaborateurs :

Line Rochefort, Ph. D., U. Laval
Rémy Pouliot, Ph. D., U. Laval
Sandrine Hogue-Hugron, M.S c., U. Laval
Lise Potvin, B.A et T.C.A, IRDA
Jean-Pierre Larouche, chimiste, IRDA
Joahnn H. Palacios, ing. jr, M. Sc., IRDA
Christine Landry, agr., Ph. D., IRDA
Patrick Dubé, chimiste, Ph. D, IRDA
Patrick Brassard, ing. jr, M. Sc., IRDA
Michèle Grenier, statisticienne, IRDA
Frédéric Pelletier, ing., M. Sc., IRDA

Les lecteurs qui souhaitent commenter ce rapport peuvent s'adresser à :

Stéphane Godbout
Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA)
2700, rue Einstein
Québec (Québec) G1P 3W8
Téléphone : 418 643-2380 poste 600
Télécopie : 418 644-6855
Courriel : stephane.godbout@irda.qc.ca

Remerciements :

Les auteurs remercient le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques pour sa contribution financière à ce projet de recherche. Des remerciements sont également adressés à l'IRDA, le Groupe de recherche en écologie des tourbières (GRET) de l'Université Laval pour avoir fourni les ressources humaines et financières nécessaires à la réalisation de l'étude.

Table des matières

1	Résumé.....	14
2	Introduction	16
	2.1 Mise en contexte	16
	2.2 Contenu du rapport	17
3	Revue de littérature	18
	3.1 Caractéristiques principales du biocharbon et de la pyrolyse	18
	3.2 Modes de valorisation du biocharbon pyrolytique	19
	3.2.1 Amendement pour le sol	19
	3.2.2 Biocombustible	22
	3.2.3 Séquestration de carbone	22
	3.3 La pyrolyse de la fraction solide sèche de lisier de porc (étude préliminaire).....	23
	3.4 Le biocharbon: une alternative durable pour la gestion du phosphore et du carbone du fumier animal?.....	24
	3.4.1 Les caractéristiques du phosphore du biocharbon pyrolytique	24
	3.4.2 Relâchement du phosphore présent dans le biocharbon	26
	3.4.3 La minéralisation du phosphore présent dans le biocharbon	27
	3.4.4 Les caractéristiques du carbone du biocharbon	28
	3.4.5 La minéralisation du carbone.....	29
	3.5 Synthèse.....	31
4	But et objectifs du projet.....	33
5	Caractéristiques, relâchement et minéralisation du phosphore et du carbone du biocharbon de la fraction solide sèche de lisier de porc (FSSLP).....	34
	5.1 Matériels et méthodes	34
	5.1.1 Le biocharbon de la fraction solide sèche de lisier de porc	34
	5.1.2 Analyse du lixiviat du biocharbon	34
	5.1.3 Taux de libération du P du biocharbon de la fraction solide sèche de lisier de porc dans l'eau en présence de mousses de sphaigne	35

5.1.4	Potentiel de séquestration du C et du P du biocharbon de la fraction solide sèche de lisier de porc dans le sol.....	36
5.2	Résultats	37
5.2.1	Caractéristiques du carbone et du phosphore du biocharbon de la fraction solide sèche de lisier de porc	37
5.2.2	Analyse du lixiviat du biocharbon de la fraction solide sèche de lisier de porc et comparaison avec les paramètres exigés par le Règlement sur les matières dangereuses au Québec.....	38
5.2.3	Taux de libération du P du biocharbon de la fraction solide sèche de lisier de porc dans l'eau en présence de mousses de sphaigne.....	40
5.2.4	Potentiel de minéralisation du C et du P du biocharbon de la FSSLP dans le sol	44
5.3	Synthèse de l'étude.....	53
6	Le biocharbon à base de lisier de porc : un remplaçant adéquat à la roche phosphatée en restauration de tourbières.....	56
6.1	Introduction et mise en contexte	56
6.2	Matériel et méthode	58
6.2.1	Expériences et traitements de fertilisation.....	58
6.2.2	Effet sur le <i>Polytrichum strictum</i> – Expérience dans des plats de Pétri	59
6.2.3	Simulation de restauration d'une tourbière – Expérience en serre.....	60
6.2.4	Analyses statistiques.....	63
6.3	Résultats	64
6.3.1	Effet sur le <i>Polytrichum strictum</i> – Expérience dans des plats de Pétri	64
6.3.2	Simulation de restauration d'une tourbière – Expérience en serre.....	66
6.3.3	Physiologie du <i>Polytrichum strictum</i> (nombre de tiges et longueurs) et nombre de capitules de sphaignes	68
6.4	Discussion et recommandations	71
6.4.1	Le biocharbon est-il aussi efficace que la roche phosphatée pour la régénération du <i>Polytrichum strictum</i> ?.....	71
6.4.2	Le pour et le contre du biocharbon.....	72
6.4.3	Essai au champ.....	72

7	Conclusions.....	74
	7.1 Réponses aux buts.....	74
	7.2 Éléments de réflexion à considérer.....	75
	7.3 Recommandations	76
8	Références.....	78
9	Annexes.....	86
	Production de biocharbon pyrolytique à partir de la fraction sèche solide de lisier de porc	86
	Suivi du K, Ca et Mg résultant de l'expérience d'incubation du biocharbon dans le sol.....	91
	Résultats des analyses chimiques du matériel végétal prélevé de l'expérience en serre.....	93
	Article scientifique élaboré et publié lors de la réalisation du présent projet.....	95

Liste des figures

Figure 1	Rendement des produits de la pyrolyse selon la température (haut) et le type de pyrolyse (bas) (Adaptée de Bridgwater, 2012).....	20
Figure 2	Images au microscope électronique à balayage d'un échantillon de sol avec du biocharbon. Figure en haut : des particules supérieures du sol semblent adhérer au biocharbon. Les filaments visibles sont des hyphes de champignons, visiblement en contact avec le sol et le biocharbon. Figure en bas : Le biocharbon présente une structure partiellement dégradée où il est possible encore de distinguer des pores et sa structure rectiligne. A sa surface, un hyphe de champignon semble être en contact avec le biocharbon (Blanc et al., 2013).....	21
Figure 3	P mesuré dans le lixiviat des échantillons incubés en milieu aérobie (figure supérieure) et anaérobie (figure inférieure) par rapport au P initial contenu dans le biocharbon.....	41
Figure 4	P extrait cumulé dans la période d'observation (en mg/kg et en % par rapport à la teneur de P initial dans le biocharbon).....	42
Figure 5	Analyse du C total soluble (CTS) dans les échantillons de sol sans (témoin) et avec biocharbon incubés à deux températures pendant 14 semaines.....	44
Figure 6	Évolution du C organique total (mg/kg) durant la période d'incubation.....	45
Figure 7	Évolution du C inorganique soluble (mg/kg) dans des sols sans biocharbon (témoin) et avec biocharbon, à deux températures d'incubation.....	46
Figure 8	Analyse de l'azote nitrique dans les échantillons de sol sans biocharbon (témoin) et avec biocharbon, à deux températures d'incubation.....	48
Figure 9	Analyse de l'azote ammoniacal dans les échantillons de sol sans biocharbon (témoin) et avec biocharbon, à deux températures d'incubation.....	48
Figure 10	Variation de la teneur en P disponible (Mehlich-3) dans les échantillons de sol sans biocharbon (témoin) et avec biocharbon, à deux températures d'incubation.....	51
Figure 11	Exemple de plats de Pétri. Toutes les tiges verticales sur la photographie de droite ont été comptées comme des nouvelles tiges de <i>Polytrichum strictum</i> s'étant régénérées durant l'expérience.....	60

Figure 12	Système de drainage dans les bacs utilisés comme mésocosmes : A) contrôle de niveau d'eau, b) drain perforé et C) drain recouvert d'un géotextile.....	61
Figure 13	Mésocosmes en serre simulant en partie le fonctionnement d'une tourbière à la fin de l'expérience.....	62
Figure 14	Nombre de tiges de <i>Polytrichum strictum</i> pour l'expérience « Tourbe – Comparaison » après 11 semaines.....	64
Figure 15	Nombre de tiges de <i>Polytrichum strictum</i> pour l'expérience « Papier – Comparaison » après 11 semaines.	65
Figure 16	Présence d'algue dans les plats de Pétri de l'expérience « Pétri – Papier » sous la plus faible et la plus forte dose de biocharbon.....	66
Figure 17	Présence des <i>Polytrichum strictum</i> , des sphaignes et de la tourbe à nu après 41 jours (barres blanches) et 125 jours (barres grises) et couvert des <i>P. strictum</i> , des sphaignes et de la tourbe à nu après 125 jours.	67
Figure 18	Nombre de capitules de sphaignes ou de tiges de <i>Polytrichum strictum</i> par m ² durant l'expérience de simulation de restauration d'une tourbière (après 125 jours).....	69
Figure 19	Photos représentant les différences de couleur entre les traitements de fertilisation.....	70
Figure 20	Résultats du suivi du K résultant de l'expérience d'incubation du biocharbon dans le sol.....	91
Figure 21	Résultats du suivi du Ca résultant de l'expérience d'incubation du biocharbon dans le sol.....	91
Figure 22	Résultats du suivi du Mg résultant de l'expérience d'incubation du biocharbon dans le sol.....	92

Liste des tableaux

Tableau 1	Caractéristiques physico-chimiques du biocharbon pyrolytique du solide de lisier de porc (Verma et Solomatnikova, 2011).	23
Tableau 2	Teneur en P du biocharbon pyrolytique produit à partir de différentes matières premières et à différentes températures.	25
Tableau 3	Estimations répertoriées de la durée de vie moyenne du biocharbon (adapté de Woolf et al., 2010 et Gurwick et al., 2012).	30
Tableau 4	Caractéristiques du sol utilisé pour l'expérience d'incubation (en mg/kg)	37
Tableau 5	Résumé de la caractérisation de la fraction solide sèche de lisier de porc sèche (FSSLP) et du biocharbon	37
Tableau 6	Concentration de polluants* du lixiviat du biocharbon et valeurs maximales selon le Règlement sur les matières dangereuses (RMD)	39
Tableau 7	P total, P lixiviable et P soluble de la fraction solide sèche de lisier de porc (FSSLP) et du biocharbon	39
Tableau 8	Concentrations de P ($\text{mg}_P/\text{kg}_{\text{biocharbon}}$) dans le lixiviat des traitements avec le biocharbon après 24 heures et à chaque deux semaines par la suite	40
Tableau 9	Résumé du suivi du P solubilisé par le biocharbon mis en incubation dans un milieu aqueux aérobie et anaérobie	42
Tableau 10	Teneur en carbone total soluble (CTS), carbone organique total (COT) et carbone inorganique soluble (CIS), dans les échantillons de sol au début et à la fin de l'expérience (moyenne \pm l'écart type, mg/kg) (n=2)	45
Tableau 11	Comparaison des teneurs limites en métaux des matières résiduelles fertilisantes et les caractéristiques de la fraction solide sèche de lisier de porc (FSSLP) (Adapté de MDDELCC, 2012)	49
Tableau 12	Teneurs en P disponible dans les échantillons de sol au début et à la fin de la période d'incubation (moyenne \pm écart type, mg/kg) (n=2)	51
Tableau 13	Description des traitements de fertilisation appliqués dans les expériences de plats de Pétri et dans les mésocosmes en serre.	58
Tableau 14	Caractéristiques de la fraction solide sèche de lisier de porc (matériel de départ) et du biocharbon pyrolytique résultant de chaque essai, ainsi que du composite formé	87
Tableau 15	Bilan de matière des réactions pyrolytiques	89

Tableau 16	Concentrations de micro-et macro-nutriments (en ppm à l'exception du C total et du N total) dans les tissus de mousse (Sphaignes et <i>Polytrichum strictum</i>) de l'expérience en serre. Les valeurs représentent un échantillon composite constitué de matériau prélevé de chaque unité expérimentale d'un traitement donné.....	93
Tableau 17	Concentration de P total et disponible (en ppm) dans la tourbe sous le tapis de mousse dans l'expérience en serre. Les valeurs ont été mesurées dans un échantillon composite composé d'un matériau pris à partir de chaque répétition d'un traitement donné.....	94

1 Résumé

La réglementation québécoise limite la fertilisation phosphatée sur les terres agricoles afin de réduire les problèmes d'eutrophisation des cours d'eau. Par conséquent, dans certaines régions, il y a des problématiques de gestion durable du P, car les producteurs se retrouvent avec des surplus d'engrais de déjections animales. De nouvelles solutions à cette problématique sont toujours en développement. La séparation solide-liquide et la transformation de la fraction solide en biocharbon semblent être des avenues prometteuses. Le biocharbon, produit par la pyrolyse, présente des caractéristiques intéressantes permettant de l'utiliser comme amendement pour le sol, comme biocombustible et comme moyen de séquestration du C. En effet, le biocharbon a une grande stabilité ce qui réduit considérablement son taux de dégradation. De plus, lors de la pyrolyse, le biocharbon concentre le P contenu dans la fraction solide des déjections animales facilitant ainsi l'exportation du P en dehors des régions en surplus.

Récemment, des travaux de pyrolyse de la fraction solide sèche de lisier de porc (FSSLP) ont été réalisés à l'IRDA. Toutefois, il a été constaté que très peu d'études scientifiques sont répertoriées à ce sujet. C'est pourquoi le présent projet avait comme but d'étudier la faisabilité de gérer le surplus de P à l'aide du biocharbon pyrolytique. Pour atteindre ce but, trois objectifs généraux devaient être atteints, soit : 1. Étudier la possibilité d'utiliser le biocharbon de la FSSLP à des fins de gestion des surplus de P, tout en réduisant l'impact sur la qualité de l'eau; 2. Étudier le potentiel de séquestration du P et du C du biocharbon de la FSSLP; 3. Étudier le potentiel d'utilisation du biocharbon de la FSSLP comme fertilisant dans la restauration de tourbières.

Du biocharbon a été produit à l'IRDA par pyrolyse lente à partir d'un échantillon de FSSLP. Il a été observé que la quantité de matière est réduite de presque trois fois et le produit carbonisé obtenu a concentré 91 % du P de la matière première (24 900 mg/kg b.s.). Étant donné que le produit obtenu est très sec, l'entreposage, le transport et la gestion du P deviennent plus intéressants au niveau économique et pratique.

Différentes études ont démontré l'effet positif du biocharbon comme produit d'amendement pour le sol. Toutefois, il apparaissait pertinent dans un premier temps de vérifier les caractéristiques du lixiviat relativement à la qualité de l'environnement. Donc, dans le cadre de la présente étude, des essais ont été réalisés suivant la méthode standard TCLP-1311 recommandée par le règlement sur les matières dangereuses en vigueur au Québec. Puisque les concentrations des éléments mesurées sont toutes inférieures aux limites exigées par le règlement, le biocharbon de la FSSLP peut donc être considéré comme une matière lixiviable non dangereuse. L'analyse des résultats a

également démontré que le biocharbon peut relâcher jusqu'à 6 660 mg_P/kg_{biocharbon} (26,7 % du P total).

Le taux et la dynamique de relâchement du P dans l'eau ont été ensuite étudiés. L'incubation du biocharbon dans l'eau pendant 14 semaines a démontré un fort taux de relâchement du P au début de l'expérience (entre 1 661 et 2 054 mg_P/kg_{biocharbon} dans les premières 24 heures) et réduite par la suite continuellement jusqu'à la dixième semaine (entre 262 et 287 mg_P/kg_{biocharbon}). Dans les quatre dernières semaines, le taux de relâchement a été plutôt stable. La quantité totale de P relâchée a été de 5 507 à 6 455 mg_P/kg_{biocharbon} (entre 22 et 26 % du P total) et le taux de relâchement moyen a été de 381 à 446 mg_P/kg_{biocharbon} par semaine. Un taux de relâchement lent du P permettrait aux plantes d'avoir le temps de l'absorber avant qu'il soit transporté vers les cours d'eau.

Lorsque le biocharbon est appliqué au sol, les expériences réalisées ont démontré une forte rétention du P et du C dans les sols, donc un haut potentiel de séquestration. En moyenne, 81 % du P du biocharbon a été retenu dans le sol dans des formes non disponibles pour les plantes et le C du biocharbon a présenté de formes très stables résistantes à la dégradation.

Le présent projet a également étudié le potentiel d'utilisation du biocharbon de la FSSLP comme fertilisant à libération lente dans la restauration de tourbières. Selon cette étude, le biocharbon s'est avéré libérer le P à un taux approprié pour permettre aux tiges de *Polytrichum strictum* de l'absorber avant qu'il ne soit emporté dans les cours d'eau et dans une période nécessaire sur une saison de croissance. De plus, le biocharbon serait plus efficace que la roche phosphatée pour induire la régénération des tiges de *Polytrichum strictum*.

En conclusion, cette étude a permis de démontrer les avantages de transformer la FSSLP en biocharbon pour la gestion du P et du C, de documenter la dynamique de relâchement et de minéralisation dans le sol du C et du P, ainsi que d'étudier le potentiel de l'utiliser comme engrais à libération lente dans une tourbière. Selon les résultats obtenus et présentés dans ce rapport, il serait donc possible pour les fermes en surplus de P de faire une gestion et une disposition de manière durable du lisier de porc excédentaire. Cependant, plusieurs questions demeurent sans réponse. Par exemple : les propriétés du biocharbon en fonction du type et des paramètres de pyrolyse, la durée du biocharbon au sol avant un éventuel relâchement du P, l'interaction du biocharbon avec le développement microbologique au sol et l'impact global de la transformation et l'utilisation du biocharbon de la FSSLP par rapport à des mesures alternatives. Il est alors recommandé de poursuivre des travaux pour trouver des réponses à ces questions et tirer le potentiel maximal du biocharbon.

2 Introduction

2.1 Mise en contexte

Selon une évaluation faite par le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ) en 2004, un peu plus de 20 % des entreprises agricoles seraient en surplus de phosphore (P) dans les régions de Chaudière-Appalaches et de la Montérégie (MAPAQ, 2005). Beudet (2003) pronostiquait que même en appliquant des méthodes réductrices des rejets, il y aurait eu en 2010 plus de 1 500 fermes porcines en surplus. Cela démontre que plusieurs fermes porcines pourraient être dans l'obligation d'adopter de nouvelles pratiques ou de nouvelles solutions afin de réduire le P dans leurs rejets et d'atteindre l'équilibre réglementaire.

Ces dernières années, plusieurs solutions ont été mises au point. Parmi celles-ci, il y a la séparation et le traitement du lisier. Que ce soit à partir de la séparation physico-chimique, de la séparation au bâtiment ou à l'aide de procédés de traitement, ces techniques génèrent un sous-produit solide devant être disposé correctement pour éviter qu'il devienne à son tour une source possible de pollution.

Dans le cadre d'une étude visant à valoriser la phase solide du lisier de porc pour la production d'énergie, Verma et Solomatnikova (2011) ont démontré qu'il était possible de produire à la ferme de l'huile à partir du solide de lisier de porc à l'aide d'un procédé de pyrolyse innovateur (en instance de brevet). Lors de cette étude, les paramètres de la réaction avaient pour but d'optimiser la production d'huile pyrolytique. Toutefois, il s'avère que le biocharbon, un sous-produit de la réaction, pourrait devenir un produit intéressant pour la gestion du P et du carbone (C) puisqu'ils y sont concentrés et stabilisés.

Dans la dernière décennie, il y a eu un intérêt mondial croissant pour l'utilisation du biocharbon pour atténuer le changement climatique en stockant le carbone dans le sol. En effet, le taux de décomposition ou de minéralisation du biocharbon est très lent, ce qui permet de stocker à très long terme le C qui autrement serait émis dans l'atmosphère. De plus, il a été rapporté par diverses études que l'amendement du sol avec du biocharbon augmente la productivité des cultures sous certaines conditions (Liu et al., 2013).

La transformation du lisier sous forme de biocharbon aurait plusieurs attraits exploitables, dont l'opportunité d'une toute nouvelle avenue de gestion du P à la ferme. Le lisier serait transformé en un produit stable, résistant à la décomposition, qui permettrait de réduire les problèmes de relâchement du P lorsqu'il est appliqué au sol ou lorsqu'il entre en contact avec l'eau. De plus, le

lisier transformé en biocharbon faciliterait son entreposage à long terme, ainsi que son transport en dehors de la zone de surplus. La stabilité du biocharbon au sol permettrait aussi de réduire les émissions d'oxyde nitreux (N_2O) et de méthane (CH_4), deux gaz à effet de serre (GES) importants émis lors de la décomposition de la matière organique (MO). Cela pourrait contribuer à atteindre les objectifs de réduction des GES du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). Cette cible fut bien résumée dans une entrevue du journal Le Soleil avec le ministre Pierre Arcand (Le Soleil, 2012).

2.2 Contenu du rapport

Ce rapport présente les résultats principalement en quatre sections. La section 3 comprend des points de repère sur la problématique et sur les connaissances actuelles basées sur une revue de littérature. Par la suite, la section 4 présente les objectifs du projet.

Les deux sections suivantes (Section 5 et 6) comprennent deux études différentes réalisées pour répondre aux objectifs du projet. Chaque étude décrit la méthodologie utilisée, les résultats et les conclusions. La première étude visait l'analyse de la possibilité d'utiliser le biocharbon de la FSSLP à des fins de gestion des surplus de P et du potentiel de séquestration du P et du C dans le sol, tout en réduisant l'impact sur la qualité de l'eau. La deuxième étude visait à évaluer la possibilité d'utiliser le biocharbon de la FSSLP comme fertilisant en P lors de la restauration de tourbières pour remplacer la roche phosphatée. L'empreinte écologique de cette pratique alternative y est également discutée.

Les dernières sections englobent les conclusions générales du projet, les recommandations, les références bibliographiques, ainsi que de l'information complémentaire en annexe.

3 Revue de littérature

3.1 Caractéristiques principales du biocharbon et de la pyrolyse

Le biocharbon est un matériau poreux et stable, comparable au charbon, qui a comme caractéristique principale, la réduction des émissions de gaz à effet de serre au moyen de la séquestration du carbone de la matière organique. En effet, puisque le biocharbon ne se décompose pas facilement, le carbone contenu dans ce matériau est retenu plus longtemps sous forme stable, contrairement à la matière organique brute qui le libère à un ratio beaucoup plus important sous forme de CO₂ et de CH₄. Ainsi, la conversion de résidus organiques en biocharbon permettra une gestion environnementale stratégique de ces produits.

D'ailleurs, le biocharbon possède des propriétés permettant de l'utiliser comme amendement pour les sols ou bien comme combustible. Cependant, il est important de rappeler que lorsque le biocharbon est utilisé comme combustible dans les systèmes de combustion, le but de la séquestration du carbone est perdu, car il est ainsi immédiatement libéré.

Diverses biomasses peuvent être utilisées pour leur conversion en biocharbon. Dans le processus de pyrolyse, la biomasse est chauffée entre 350 °C et 750 °C en l'absence ou en faible concentration d'oxygène (< 2 % O₂). D'après Maguire et Agblevor (2010), le rendement du biocharbon pyrolytique ne dépasse généralement pas 40 % en poids de la matière première. Le produit solide carbonisé obtenu est fondamentalement distinct de la matière première à partir de laquelle il est dérivé : il a une forte teneur en C, une surface beaucoup plus poreuse, il est plus sec, plus léger, stérile (Covell et al., 2011) et très résistant à la décomposition (stabilisé). Ainsi, un des avantages de ce produit est la possibilité de le conserver pendant plusieurs années. Également, il est possible de le transporter dans un lieu différent de la zone de production à un coût de transport moindre que pour les déchets non traités.

À partir d'une même matière première, il est possible d'obtenir du biocharbon pyrolytique ayant différentes caractéristiques. Les conditions de la pyrolyse telles que la température, le temps d'exposition et la vitesse de réaction déterminent ses caractéristiques (The Climate Trust, 2010 et Wang et al., 2012). Par exemple, la température de pyrolyse affecte la volatilisation des éléments de la biomasse de telle sorte que le C commence à se volatiliser autour de 100 °C, tandis que pour l'azote et le soufre la température doit être au-dessus de 200 °C et 375 °C respectivement. Le P et le potassium se volatilisent à des températures d'environ 770 °C (Neary et al., 2005 et DeLuca et al., 2010).

Par ailleurs, l'efficacité et la nature du processus de pyrolyse sont fonction, entre autres, de la granulométrie des matières premières. La plupart des technologies de pyrolyse ne peuvent traiter que de petites particules d'une grosseur maximale de 2 mm à cause de la nécessité d'un transfert rapide de la chaleur à travers la particule (Zafar, 2012).

D'un autre côté, au cours de la transformation thermique de la biomasse en biocharbon pyrolytique, des gaz et des biohuiles sont aussi produits. Les conditions de la pyrolyse déterminent aussi les proportions de biocharbon, de biohuile et de biogaz produits. Par exemple, une pyrolyse lente (c.-à-d., une longue durée d'exposition à la chaleur) à une faible température (<450 °C) favorise la formation de charbon, alors qu'une température élevée favorise la production de gaz. La pyrolyse rapide (court temps d'exposition et haute vitesse de chauffe, autour de 500 °C) convertira principalement le produit en huile. À des températures plus élevées, les quantités de gaz seront plus importantes (Figure 1) (Bridgwater, 2012 et Zafar, 2012).

Les gaz de pyrolyse et les huiles produits peuvent servir comme combustible pour la production d'énergie (The Trust Climate, 2010). Dans certains cas, le biocharbon pyrolytique a aussi été utilisé directement comme source d'énergie (Abdullah et Wu, 2009). Les proportions de gaz, d'huile et de biocharbon générées dépendent des matières premières, des caractéristiques des particules, de la température et du temps d'exposition à la pyrolyse (The Trust Climate, 2010).

3.2 Modes de valorisation du biocharbon pyrolytique

3.2.1 Amendement pour le sol

L'ajout de biocharbon au sol peut produire des effets immédiats sur les propriétés du sol, tels que la rétention d'eau et la nutrition des sols (Novak et al., 2009; Major et al., 2010; The Trust Climate, 2010). D'après Covell et al. (2011), le biocharbon pyrolytique a la capacité d'améliorer la composition et la productivité des sols, permettant ainsi d'accroître les rendements des cultures. Cependant, cela dépend du type de sol et de biocharbon.

DeLuca et al. (2010) expliquent que la pyrolyse provoque la volatilisation de certains éléments, en particulier à la surface de la matière, tandis que d'autres se concentrent dans le biocharbon, lesquels seraient par la suite disponibles pour les plantes.

Covell et al. (2011) affirment que la structure physique du biocharbon avantage aussi son utilisation en agriculture. En règle générale et fonction des paramètres de réaction, le biocharbon pyrolytique est extrêmement poreux, ayant une surface spécifique pouvant atteindre 400 m²/g, permettant

d'augmenter la rétention d'eau, de réduire le lessivage (Novak et al., 2009) et d'offrir un habitat pour les bactéries et les champignons du sol (Figure 2) qui contribuent à augmenter la disponibilité des nutriments pour les plantes (Thiès et Rillig, 2009 cités par Covell et al., 2011).

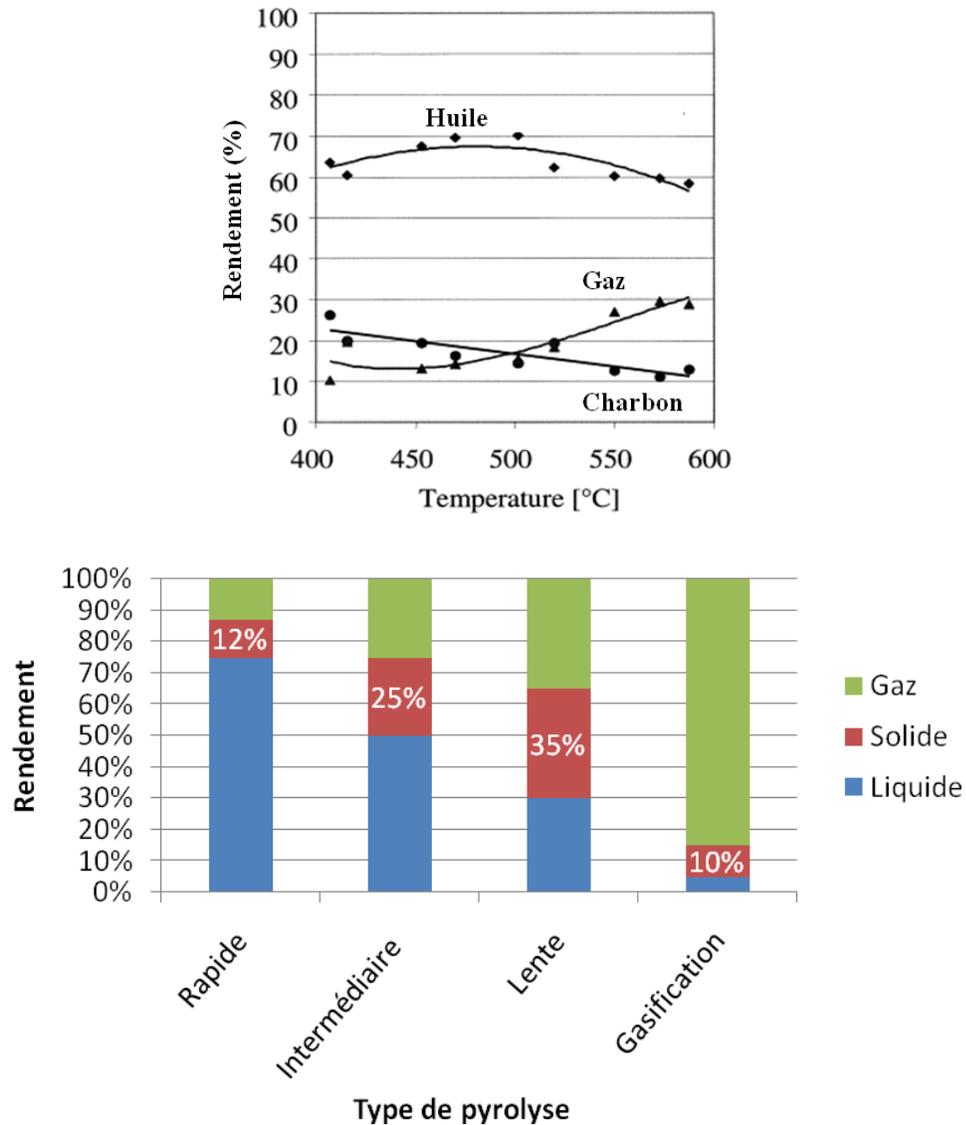


Figure 1 Rendement des produits de la pyrolyse selon la température (haut) et le type de pyrolyse (bas) (adaptée de Bridgwater, 2012)

Des recherches ont suggéré que l'application de biocharbon au sol peut avoir un impact significatif sur le métabolisme du C microbien et les dynamiques des populations (Spokas et al., 2012). Mais la compréhension de l'interaction du biocharbon avec les microbes du sol est encore à l'étude dans le but d'améliorer la qualité des sols et la productivité des cultures.

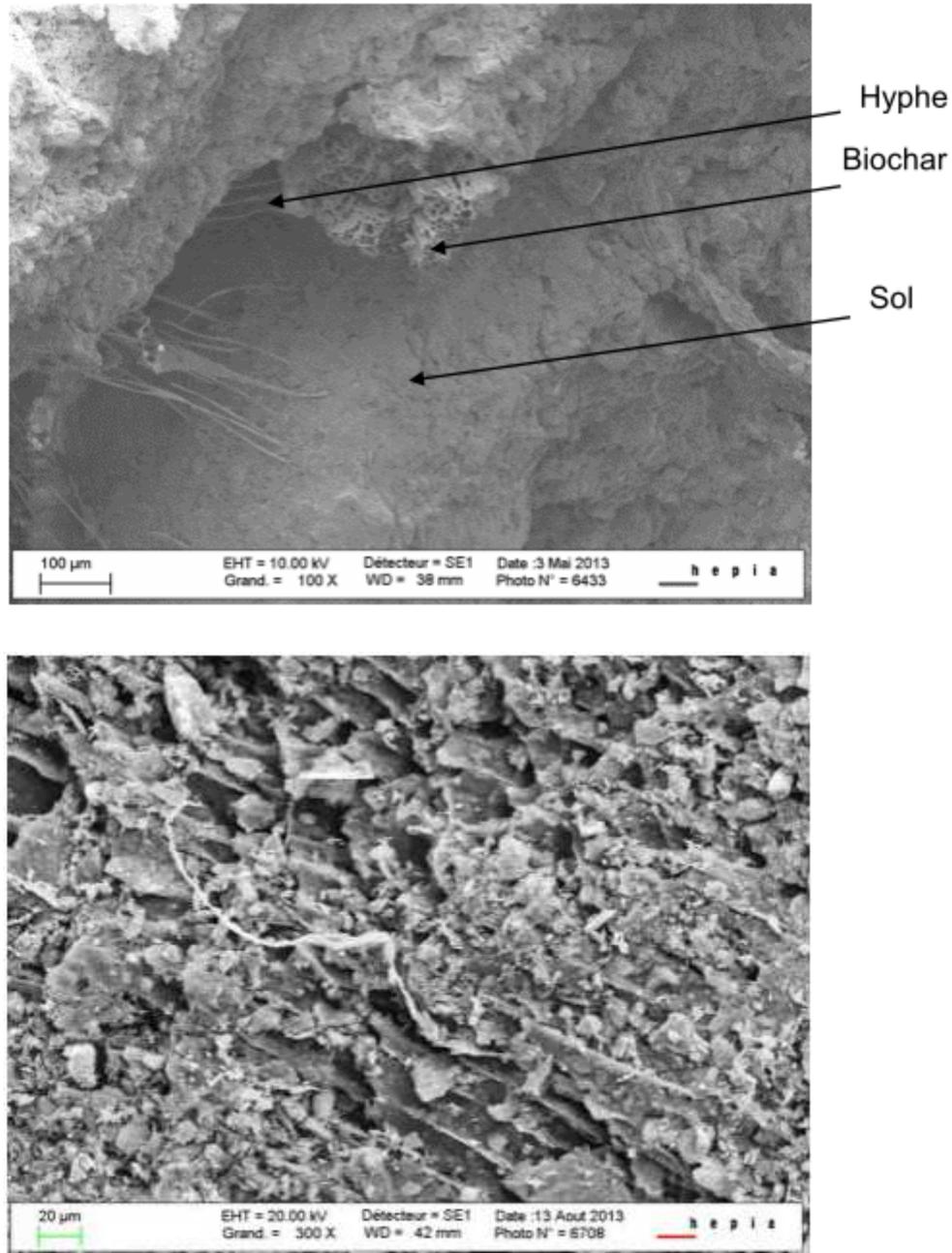


Figure 2 Images au microscope électronique à balayage d'un échantillon de sol avec du biocharbon. Figure en haut : des particules supérieures du sol semblent adhérer au biocharbon. Les filaments visibles sont des hyphes de champignons, visiblement en contact avec le sol et le biocharbon. Figure en bas : Le biocharbon présente une structure partiellement dégradée où il est possible encore de distinguer des pores et sa structure rectiligne. À sa surface, un hyphe de champignon semble être en contact avec le biocharbon (Blanc et al., 2013).

Selon Maguire et Agblevor (2010), le biocharbon ne doit pas être utilisé comme les engrais, qui doivent généralement être appliqués annuellement. Étant donné que le biocharbon pyrolytique est plus stable, il faut prendre en considération qu'il va y rester indéfiniment et devrait alors être appliqué à un taux optimal. Selon les mêmes auteurs, à l'heure actuelle, les taux optimaux sont inconnus, mais certaines études ont rapporté avoir ajouté au sol jusqu'à 20 % de son volume en biocharbon. Selon Wang et al. (2012), pour les biocharbons produits à partir de déchets ayant une teneur élevée en éléments nutritifs, un équilibre devrait être atteint entre la stabilité du C et la valeur ajoutée du biocharbon comme engrais. Pour l'instant, la recherche en est à ses débuts (Ahmed et Raghavan, 2013) et l'information scientifique à partir des données expérimentales est nécessaire afin de prévoir les effets du biocharbon sur les sols agricoles.

3.2.2 Biocombustible

Il est possible de valoriser le biocharbon pyrolytique en tant que combustible secondaire si les concentrations en éléments polluants sont acceptables. Dans un procédé de pyrolyse ayant pour but la production de biohuile, la fraction de biocharbon résultante peut être utilisée comme combustible pour alimenter le procédé.

D'un autre côté, puisqu'il est plus facile de brûler les gaz issus de la gazéification du biocharbon que le biocharbon lui-même, l'intérêt des industriels d'aujourd'hui est porté vers la « pyrogazéification ». Cela comprend la pyrolyse suivie d'une gazéification du biocharbon, par exemple, grâce à une partie de l'énergie résultant de la combustion des gaz de pyrolyse (Guichardaz, 2007).

3.2.3 Séquestration de carbone

La séquestration de C par la conversion de la biomasse en des formes plus durables a été proposée comme une stratégie de lutte contre les changements climatiques globaux (Wang et al., 2012). En raison de la stabilité du C dans le biocharbon, la pyrolyse est devenue une des méthodes les plus prometteuses pour gérer les déchets tout en diminuant les émissions de gaz à effet de serre (Lehmann et Joseph, 2009). En effet, au lieu de laisser la matière organique résiduelle se décomposer et émettre naturellement des gaz à effet de serre, la pyrolyse permet de stabiliser le C. Par la suite, il serait possible de stocker ce biocharbon dans un quasi-permanent réservoir de C : le sol. La séquestration du C par le biocharbon pyrolytique est considérée d'avoir un bilan C négatif, car il y a un retrait net de dioxyde de C atmosphérique pour de longues périodes de temps, voir des siècles ou des millénaires (IBI, 2012 et Zafar, 2013).

3.3 La pyrolyse de la fraction solide sèche de lisier de porc (étude préliminaire)

Dans le cadre d'une étude visant la valorisation énergétique de la phase solide de lisier de porc, Verma et Solomatnikova (2011) ont démontré qu'il était possible de produire à la ferme, de l'huile et du biocharbon à partir de cette biomasse à l'aide du procédé de pyrolyse. Le biocharbon pyrolytique produit dans cette étude, réalisée aux laboratoires de l'IRDA, pourrait être intéressant pour le milieu agricole puisqu'il concentre le P (Tableau 1). En effet, puisque la quantité de fumier pouvant être épandue au champ est limitée, la pyrolyse du fumier animal devient une solution particulièrement intéressante dans les régions ayant des surplus de fumier à gérer.

Tableau 1 Caractéristiques physico-chimiques du biocharbon pyrolytique du solide de lisier de porc (Verma et Solomatnikova, 2011).

		Conditions de pyrolyse				
Débit massique, kg/h		0,5	0,5	1,5	1,5	1
Température, °C		525	475	475	525	475
Granulométrie de l'intrant, mm		2	2	2	2	1
		Caractéristiques de la fraction solide de lisier			Caractéristiques du biocharbon pyrolytique	
Cendres, % massique	14,8	26,5	32,2	33,0	31,9	32,7
PCS, MJ/kg	18,6	17,5	19,0	20,1	19,5	17,8
Teneur en humidité, % massique	2,4	2,3	0,3	0,3	1,3	1,1
P total, mg/kg	15 683	35 298	28 746	29 291	29 987	32 007
Carbone, %	36,9	28,9	33,75	31,5	27,9	29,9
Hydrogène, %	5,60	3,90	5,25	5,05	4,95	5,20
Azote, %	3,24	3,15	3,85	3,45	2,92	3,08
Soufre, %	0,07	0,51	0,33	0,33	0,36	0,33

PCS : Pouvoir calorifique supérieur.

La pyrolyse de la fraction solide de lisier, ayant initialement une teneur en P de 15 683 mg/kg, a produit, sous les paramètres de pyrolyse étudiés, du

biocharbon pyrolytique ayant des teneurs en P variant entre 28 746 et 35 298 mg/kg. Le C initial dans le fumier est aussi en grand partie conservé : entre 29,9 et 33,75 % reste dans le biocharbon pour une teneur initiale de 36 % dans le fumier. D'autres études ont démontré la rétention importante du P du fumier dans le biocharbon pyrolytique (Novak et al., 2009; Maguire et Agblevor, 2010 et Wang et al., 2012).

Selon la revue de littérature présentée à la section précédente, le biocharbon produit à partir du lisier pourrait être valorisé en tant qu'amendement au sol et comme moyen de séquestration de C. Puisque les paramètres de pyrolyse utilisés par Verma et Solomatnikova (2011) avaient comme but la production d'huile pyrolytique, ils pourraient être facilement adaptés pour modifier les propriétés du biocharbon et en augmenter la quantité produite.

De plus, étant donné que le biocharbon pyrolytique est beaucoup plus léger que le fumier à partir duquel il a été produit¹, il est plus intéressant de le transporter pour une utilisation à l'extérieur des régions en surplus ou vers des zones en demande. Toutefois, d'après Schoumans et al. (2010), il n'y a pas beaucoup d'expérience de production de biocharbon à partir de fumier, de sorte que la valeur ajoutée à long terme d'un biocharbon pyrolytique riche en P n'est pas encore connue et le marché n'est pas encore défini. Ainsi, les incertitudes liées à cette approche sont relativement grandes. Cependant, les possibilités économiques peuvent être importantes, étant donné la demande croissante pour des produits améliorant les sols et réduisant les émissions de gaz à effet de serre. En accord avec Maguire et Agblevor (2010), le rôle du biocharbon dans les systèmes agricoles va probablement augmenter avec le progrès de cette nouvelle technologie. Toutefois, le procédé de pyrolyse devra être maîtrisé et développé de façon à produire un biocharbon ayant les caractéristiques idéales selon son utilisation finale.

3.4 Le biocharbon : une alternative durable pour la gestion du phosphore et du carbone du fumier animal?

3.4.1 Les caractéristiques du phosphore du biocharbon pyrolytique

Le P est un paramètre important dans la gestion environnementale de résidus de différents systèmes de production agricole. Les lisiers sont couramment utilisés comme engrais. Toutefois, lorsque le lisier est utilisé de manière excessive, la concentration en P du sol peut augmenter significativement et

¹ Par exemple, la masse de la litière de volaille convertie en biocharbon pyrolytique diminue d'environ 60 % (Covell et al, 2011).

causer le lessivage du P excédentaire, et par conséquent, des problèmes d'eutrophisation des cours d'eau. C'est ainsi que plusieurs fermes pourraient être dans l'obligation d'adopter de nouvelles pratiques afin de réduire le P dans le sol et atteindre l'équilibre réglementaire.

Les données disponibles révèlent que le biocharbon a une forte affinité pour le P (en plus d'autres nutriments). D'après Hedley et McLaughlin (2005) cités par Wang et al, (2012), la teneur en P total dans les fumiers varie entre 0,7 et 4,7 % (b.s.). Pendant la pyrolyse, à mesure que la température augmente, la teneur en P dans le biocharbon augmente aussi, car cet élément n'est pas sujet à la volatilisation (Novak et al., 2009). Selon De Luca et al. (2010), le seuil de température de volatilisation du P est de 700 °C. À des températures de pyrolyse inférieures, le P s'accumule dans le biocharbon pyrolytique.

Cet effet a été observé par Verma et Solomatnikova (2011) pendant la pyrolyse de la FSSLP et dans d'autres études où différentes biomasses étaient pyrolysées (Tableau 2). Ainsi, vu la haute stabilité du biocharbon, sa production à partir de lisier représente une des pratiques les plus intéressantes pour contrôler le lessivage de P et en faciliter la gestion.

Tableau 2 Teneur en P du biocharbon pyrolytique produit à partir de différentes matières premières et à différentes températures.

Biomasses	Température (°C)	Teneur en P (mg/kg)	Références
Phase solide de lisier de porc	475	28 746 – 32 007	Verma et Solomatnikova (2011)
	525	29 987 – 35 298	Verma et Solomatnikova (2011)
Litière de volaille	-	25 200	Chan et Zu (2010)
	350	29 400	Novak et al. (2009)
	700	42 800	Novak et al. (2009)
Mélange de fumier de bovins laitiers et de bois¹	250	3 550	Wang et al. (2012)
	350	6 160	Wang et al. (2012)
	450	7 970	Wang et al. (2012)
	550	8 310	Wang et al. (2012)
Bois	-	6 800	Chan et Zu (2010)
Résidus verts	-	200	Chan et Zu (2010)

¹De l'eucalyptus tamisé à 5 mm.

La concentration en P est plus élevée dans le biocharbon pyrolytique que dans le fumier, mais selon Maguire et Agblevor (2010), le taux de libération dans le sol est beaucoup plus faible pour le biocharbon que pour le fumier. Cela serait convenable pour éviter la percolation vers la nappe phréatique, car le P serait absorbé graduellement par les plantes en fonction de son taux de libération.

Il est important de noter que, comme mentionné précédemment, la composition du biocharbon varie en fonction de la nature des matières premières et des conditions de la pyrolyse. Par conséquent, il est essentiel de comprendre la transformation de la biomasse lors de la pyrolyse afin d'obtenir un biocharbon ayant les caractéristiques souhaitées pour son utilisation finale. Cependant, peu d'information sur les transformations de certains éléments et sur leur biodisponibilité pour les plantes est disponible à l'heure actuelle (Chan et Xu, 2010 et Wang et al, 2012).

3.4.2 Relâchement du phosphore présent dans le biocharbon

Selon Maguire et Agblevor (2010), le taux de libération du P dans le sol est beaucoup plus faible par le biocharbon pyrolytique que par le fumier. Ainsi, convertir le fumier en biocharbon avant l'épandage pourrait réduire le relâchement du P, ce qui représenterait une solution contribuant aux efforts d'éviter l'eutrophisation des cours d'eau. Toutefois, la revue de littérature a démontré que l'information est très limitée et que les données disponibles à ce moment ne sont pas nombreuses, ce qui rend difficile la compréhension du sujet.

Wang (2011) avait comparé le relâchement du P de granules de litière de volaille sèche et de biocharbon dérivé de celles-ci. Dans cette étude, chaque matériau était mélangé avec de l'eau purifiée à différentes concentrations solide/eau et le lixiviat échantillonné sur plusieurs périodes. Les résultats ont montré que la matière brute de litière de volaille a relâché rapidement de grandes quantités de P, puis la lixiviation a continué pendant des semaines. Exactement 28 % du P extractible a été relâché dans l'eau au bout de la première heure et 50 % au bout de la première journée.

En revanche, le biocharbon a relâché le P assez lentement, donnant des concentrations de phosphate 1 à 2 ordres de grandeur plus faibles en fonction du pH. Cela en dépit que la teneur en P total dans le biocharbon soit deux fois plus élevée comparativement aux granules de volaille. Seulement 0,3 % du P extractible a été libéré à l'eau dans la première heure et le taux de dissolution était à peu près constant dans le temps. Après 12 jours, la quantité de P relâchée par le biocharbon était 10 fois moins importante que celle relâchée par la litière sèche.

Dans une autre étude, Sachdeva et Whalen (2012) de l'Université McGill ont démontré que le biocharbon a le potentiel de réduire le P dans les eaux de ruissellement, mais il a une capacité limitée à réduire le lessivage du P.

3.4.3 La minéralisation du phosphore présent dans le biocharbon

La transformation des nutriments dans le sol est influencée par un grand nombre de facteurs biotiques et abiotiques. L'activité microbienne et la décomposition régulent la minéralisation du P dans le sol et, par conséquent, influencent la quantité de P disponible pour les plantes. Ainsi, l'application du biocharbon dans les sols peut avoir un effet notable sur la transformation du P.

Les études où le biocharbon est appliqué dans des sols forestiers ont démontré une augmentation de la biodisponibilité et de l'absorption du P par les plantes (Glaser et al., 2002; Lehman et al., 2003 et Steiner et al., 2007), de la stimulation de l'infection mycorhizienne (Saito, 1990 et Ishii et Kadoya, 1994) et ainsi, que de la solubilité du P (Gundale et DeLuca, 2007). Les mêmes effets pourraient être attendus dans les sols agricoles. Cependant, l'effet de l'ajout de biocharbon sur la disponibilité des nutriments n'est pas tout à fait clair (Lehmann et al., 2003 et Biederman et Harpole, 2013). Par exemple, aussi bien des augmentations que des diminutions de l'absorption des nutriments et de la production de biomasse ont été rapportées dans les études en laboratoire de Lehmann et al. (2003).

Wang et al. (2012) ont obtenu de 79 à 98 % de P extractible (disponible pour les plantes) à partir du biocharbon produit à partir du mélange de fumier de bovins laitiers avec du bois. De plus, le traitement avec l'ajout du biocharbon pyrolytique dans le sol a permis, par rapport aux traitements sans amendement ou avec de la biomasse, l'augmentation du rendement des plantes et de leur absorption de P de façon significative ($P < 0,05$). Toutefois, les mêmes auteurs soulignent que le type de biomasse utilisé joue un rôle clé dans la disponibilité du P du biocharbon en fonction de la variation de la composition chimique.

Afin de mesurer l'apport de P disponible pour les plantes par le biocharbon. Selon Wang et al. (2012), les essais biologiques sur le terrain sont les méthodes les plus fiables. Toutefois, les résultats de ces méthodes varient étroitement en fonction du type de sol et des plantes utilisées, en plus de consommer beaucoup de temps et d'être dispendieux. C'est ainsi que les études d'incubation de sol offrent une alternative à faible coût, tout en permettant un meilleur contrôle des variables.

L'IBI (*International Biochar Initiative*) a produit des « Lignes directrices pour les tests de biocharbon utilisé dans le sol ». Celles-ci recommandent, pour la mesure du P disponible dans le biocharbon, la méthode utilisant 2 % d'acide formique suivie d'une spectrophotométrie (IBI, 2012). Cette méthode a été comparée à d'autres méthodes par Wang et al. (2012), qui ont trouvé une très bonne corrélation avec les essais biologiques.

3.4.4 Les caractéristiques du carbone du biocharbon

Le biocharbon contient du C sous des formes aromatiques stables. Ainsi, même dans les conditions les plus favorables pour la dégradation comme celles existant dans le sol, le C du biocharbon ne sera pas libéré facilement, contrairement aux mêmes produits avant la pyrolyse.

Les expériences de Novak et al. (2009) ont permis de confirmer des variations du type de C en fonction de la température de pyrolyse (Tableau 3). Les biocharbons produits à partir d'une température de pyrolyse de moins de 400 °C ont conservé leurs matières volatiles, qui sont la plupart du temps des structures de carbone aliphatiques (35 à 63 %). L'élévation de la température à plus de 400 °C a provoqué la concentration de C sous la forme aromatique stable.

Tableau 3 Répartition du C total entre les groupes structuraux dans le biocharbon de différentes biomasses (Novak et al., 2009).

Biomasse	T° de pyrolyse (°C)	Pourcentage (%) de C total sous forme :			
		Aliphatique	Aromatique	Carboxylate	Carbonyle
Panic érigé	250	63	29	5	3
	500	12	82	3	3
Litière de volaille	350	36	57	4	3
Coquilles de noix de pécan	350	49	42	4	5
	700	29	58	14	0
Coques d'arachide	400	35	57	5	3
	500	12	82	3	3

nd : donnée non disponible

De plus, comme dans le cas du P, la concentration en C varie en fonction de la température de pyrolyse (Wang et al., 2012). Toutefois, ce n'est pas tout le C

de la biomasse initiale qui se concentre dans le biocharbon. La fraction de C qui reste dans le biocharbon est de l'ordre de 60 à 70 % de la quantité présente à l'origine selon le type de biomasse et les conditions appliquées dans le processus de pyrolyse (Schoumans et al., 2010).

D'après l'étude de Verma et Solomatnikova (2011) sur la pyrolyse de la fraction solide sèche de lisier de porc, il est possible d'observer que le C restant est retrouvé, dans l'huile, sous forme de longues chaînes carbonées telles que l'acide oléique, l'acide octadécanoïque et l'acide n-hexadécanoïque. Dans le gaz, le C se trouve principalement sous forme de CO₂, CO et CH₄.

3.4.5 La minéralisation du carbone

La structure organo-chimique et physique du biocharbon serait la principale raison de sa minéralisation et de sa décomposition lente. Une telle décomposition varie, premièrement, selon les types de mécanismes présents dans le sol : biologique, cométabolique, abiotique et de dégradation physique; deuxièmement, selon certaines conditions environnementales : la température, l'érosion et le lessivage; puis troisièmement, selon la cinétique de dégradation de ses composés. En effet, le biocharbon est constitué d'un mélange de composés ayant des taux de désintégration rapides, comme la biomasse légèrement carbonisée, et de composés très résistants, comme les aromatiques condensés (Woolf et al., 2010).

Amonette (2009) estime qu'un biocharbon très résistant dans le sol, issu d'une pyrolyse lente, a une stabilité d'une durée de 100 à 900 ans. Toutefois, les estimations répertoriées dans la littérature concernant le temps de dégradation du biocharbon sont très variées (Tableau 3). Les différentes caractéristiques des biomasses, les conditions du milieu, ainsi que les méthodes de mesure seraient à l'origine de cette variation. Toutefois, la revue de littérature effectuée par Gurwick et al. (2012), compilant plus de 300 références, a permis de constater que les données nécessaires pour déterminer dans quelle mesure l'application de biocharbon au sol fixe du C et pour combien de temps, n'existent pas encore.

Woolf et al. (2010) ont révélé que des études exploratoires suggèrent qu'une stabilité du biocharbon de moins de 400 ans est reliée à du biocharbon formé dans des conditions non contrôlées. Par exemple, les feux de forêt peuvent former du biocharbon ayant des quantités considérables de matière légèrement carbonisée et en conséquence, un contenu en C labile élevé. Selon les auteurs, la production de biocharbon à partir de la pyrolyse sous des conditions contrôlées devrait permettre de produire du biocharbon ayant des fractions de C labile moins importantes et par conséquent, augmenter le temps de séjour moyen à plus de 400 ans.

Tableau 3 Estimations répertoriées de la durée de vie moyenne du biocharbon (adapté de Woolf et al., 2010 et Gurwick et al., 2012).

Durée de vie moyenne (années)	Notes
130-380	Mesures in situ de concentration de carbone pyrogène issues de la combustion de biomasse dans la steppe russe.
1 400	Biocharbon produit en laboratoire à partir de « ray-grass » à une température non spécifiée.
< 100	Biocharbon dans le sol de savanes régulièrement brûlées au Zimbabwe.
930	Carbone pyrogène issu de sols de sites historiques de hauts-fourneaux. La décomposition du C organique du sol a été mesurée pendant l'incubation, et extrapolée à des conditions in situ avec une température annuelle moyenne de 10 °C.
6	Champs agricoles de l'ouest du Kenya défrichés par feu. Le court temps de séjour a été attribué à une combinaison de composés labiles. Les concentrations se stabilisent après environ 30 ans.
Plusieurs siècles à plusieurs millénaires	Mesures du taux de roulement du biocharbon pyrolytique âgé dans le sol de terra preta.
6 600	Forêt pluviale tempérée côtière dans l'ouest de l'île de Vancouver (Colombie-Britannique).
900 – 1 800	Échantillons de sol de 1877 provenant des archives du Sol Australien National analysés et adaptés aux modèles de formation de charbon et des taux de pertes.
3 624 ³	Biocharbon ajouté dans un sol de savane colombienne produit à partir de bois de l'arbre de mangue
Perte de 23 % du C en 130 ans	Biocharbon issu de hauts-fourneaux historiques d'il y a 130 ans situés entre le Québec (Canada) et la Géorgie (É-U.).

¹La combustion incomplète des matières organiques telle que la végétation a conduit à l'accumulation de produits carbonisés dans l'horizon supérieur du sol. Ces produits calcinés sont souvent appelés « carbone pyrogène » ou « carbone noir » (Kuzyakov et al., 2009).

²Terra preta est un type de sol sombre de l'Amazonie; créé par l'homme entre les années -800 et 5000. Ayant une fertilité exceptionnelle dans une zone où de nombreux sols indigènes du bassin amazonien sont infertiles, il a été découvert que ce sol avait été enrichi de carbone avant l'arrivée des Européens. Il est encore inconnu comment le sol de terra preta a été modifié exactement. Cependant, selon différentes sources (Maguire et Agblevor, 2010 et Glaser et al., 2002), des charbons de bois et de cendre riche en P et en K ont été utilisés.

³Temps de séjour moyen (temps moyen qu'une molécule de carbone du biocharbon réside dans le sol).

Par ailleurs, des estimations directes de la longévité du biocharbon ou du taux de décomposition dans les sols agricoles sont manquantes. En effet, selon Kuzyakov et al. (2009), les changements de la composition du biocharbon sont trop subtils durant les périodes expérimentales. Verheijen et al. (2010) ajoutent qu'il n'existe pas encore de méthode efficace, rapide et économiquement faisable.

3.5 Synthèse

La transformation en biocharbon du fumier en surplus au moyen de la pyrolyse semble être une alternative de gestion avantageuse dans un contexte environnemental. En effet, ce procédé permet de valoriser les résidus des productions animales, de faciliter leur gestion, d'induire un retrait net de CO₂ atmosphérique sur une période déterminée² (Lehmann, 2007) et possiblement d'offrir plusieurs avantages agronomiques au sol. Également, le biocharbon empêcherait les émissions directes de N₂O et de CH₄ produites par la décomposition de la biomasse.

Toutefois, lorsque le biocharbon est utilisé comme amendement pour le sol, d'importantes questions et de nombreux détails restent à parachever, par exemple : la biodisponibilité et le taux de libération des éléments nutritifs, l'adsorption de nutriments et la compétition avec les plantes, le comportement dans différents types de sol (Covell et al., 2011), la capacité d'améliorer la structure, la contribution à l'activité microbologique et les effets à long terme (Husk et Major, 2012). En effet, il est bien connu que l'addition de produits fertilisants ou de matières résiduelles dans le sol peut causer la lixiviation d'éléments solubles et produire des cas graves de pollution.

Selon la revue effectuée, il y a toujours une méconnaissance sur différents aspects du biocharbon, dont la biodisponibilité du P et la quantification du temps exact de dégradation du C. Toutefois, les données disponibles permettent de constater que le biocharbon a le potentiel de concentrer et de retenir le P et le C sous une forme plus stable que dans la biomasse 1. Étant donné que le biocharbon pyrolytique présente une dégradation très lente sur de longues périodes, il permettrait la gestion du surplus du P des fermes porcines de certaines régions du Québec. La transformation de la fraction solide du lisier en biocharbon faciliterait son entreposage à long terme ou son transport en dehors des zones en surplus. En même temps, cette pratique

² Selon Amonette (2009), une stabilité chimique de 80 ans ou plus est suffisante pour fournir un puits de carbone crédible.

permettrait le stockage du C, ce qui aiderait à atteindre les objectifs du MDDELCC en termes de réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES).

4 But et objectifs du projet

Le présent projet avait comme but d'étudier la faisabilité de gérer le surplus de P à l'aide du biocharbon pyrolytique. Trois objectifs généraux ont été fixés afin d'atteindre le but :

- 1) Étudier la possibilité d'utiliser le biocharbon de la fraction solide sèche de lisier de porc (FSSLP) à des fins de gestion des surplus de P, tout en réduisant l'impact sur la qualité de l'eau.
- 2) Évaluer le potentiel de séquestration du P et du C du biocharbon de la FSSLP.
- 3) Évaluer le potentiel d'utilisation du biocharbon de la FSSLP comme fertilisant dans la restauration de tourbières.

Dans ce contexte, cinq objectifs spécifiques ont été formulés :

- Déterminer avec précision la nature des composés de P et de C présents dans le biocharbon pyrolytique;
- Déterminer le potentiel de séquestration du P et du C dans le biocharbon pyrolytique, ainsi que sa vitesse de dégradation dans l'environnement;
- Estimer le relâchement des composants du biocharbon;
- Basé sur les informations obtenues, donner un avis sur la viabilité technique de cette approche, et ce, autant pour le P que pour le C;
- Explorer la possibilité d'utiliser le biocharbon pyrolytique comme fertilisant lors de la restauration des tourbières.

5 Caractéristiques, relâchement et minéralisation du phosphore et du carbone du biocharbon de la fraction solide sèche de lisier de porc (FSSLP)

5.1 Matériels et méthodes

5.1.1 Le biocharbon de la fraction solide sèche de lisier de porc

Le lisier utilisé pour l'obtention du biocharbon provient d'une ferme d'élevage porcin de type croissance-finition. Les fractions liquide et solide étaient séparées sous les lattes à la ferme. Par la suite, la fraction collectée a été séchée à l'aide du procédé SHOC^{MD} (Léveillé et al., 2011). Le produit séché obtenu a été par la suite utilisé pour la conversion en biocharbon au moyen d'une pyrolyse lente (2,4 kg de FSSLP pendant 1,5 heure) à 500 °C. Une description plus détaillée sur la méthode utilisée dans la production de biocharbon à partir de la FSSLP se trouve en annexe.

Le biocharbon a été soumis à une analyse de caractérisation incluant la mesure de la teneur en matières sèches, C_{tot}, H, N (par combustion) et vingt autres éléments : P_{total}, K, Ca, Mg, Al, B, Cu, Fe, Mn, Zn, Mo, Na, Ni, Cd, Cr, Co, Pb, S, Ba et Sr (par la méthode EPA 3050). Les résultats de la caractérisation, ainsi que le bilan de masse de chaque élément analysé sont présentés en annexe (Tableau 14 et Tableau 15).

5.1.2 Analyse du lixiviat du biocharbon

Éléments spécifiés dans le règlement sur les matières dangereuses

L'article 3 du *règlement sur les matières dangereuses* en vigueur au Québec stipule les valeurs limites permettant de déterminer si une matière produit un lixiviat dangereux pour la qualité de l'environnement. À cet égard, un échantillon de biocharbon a été envoyé au Laboratoire Agat (Québec) pour l'analyse du lixiviat selon le protocole TCLP-1311 (*Toxicity Characteristic Leaching Procedure*). Ce dernier fait partie des méthodes d'analyse relatives à l'application des règlements découlant de la *Loi sur la qualité de l'environnement* publiée par le MDDELCC. L'analyse permet de caractériser le lixiviat du biocharbon étant libéré dans un milieu très acide (pH de 2,8). La concentration des différents éléments contenus dans le lixiviat du biocharbon a été comparée à la concentration maximale des contaminants stipulés dans le règlement (As, Ba, B, Cd, Cr, fluorures, Hg_{total}, nitrites, nitrates, Pb, Se, et U). Le P, le Cu et le Zn ne font pas partie des polluants considérés par le RMD, mais ont aussi été analysés.

P soluble

La quantité de P relâchée dans les conditions de la méthode TCLP-1311 est loin de celle qui pourrait être libérée en conditions réelles du sol, à moins que le milieu où sera utilisé le biocharbon soit aussi acide que le milieu de l'analyse (pH = 2,8). Afin de déterminer la solubilisation du P en conditions similaires présentes au sol, le P a été analysé par extraction à l'eau (P soluble) avec le biocharbon dans l'eau à un ratio 1 : 60.

5.1.3 Taux de libération du P du biocharbon de la fraction solide sèche de lisier de porc dans l'eau en présence de mousses de sphaigne

Un protocole a été mis au point afin de déterminer le taux de libération du P du biocharbon lorsqu'immergé dans l'eau et en présence de mousses de sphaigne. L'expérience permettait l'analyse du P dans le lixiviat lorsque les échantillons étaient soumis à deux traitements du milieu (aérobie et anaérobie) et à deux températures d'incubation (20°C et 30°C). La méthode comprenait les étapes suivantes :

- Des mélanges d'environ 22 g de biocharbon et d'environ 68 g de tourbe (ratio 1 : 3) ont été préparés dans huit pots Mason de 500 ml.
- Des échantillons témoins ayant de la sphaigne seulement ont été également préparés (huit au total).
- Chacun des échantillons a ensuite été immergé avec environ 100 ml d'eau.
- Deux des échantillons ayant le mélange sphaigne-biocharbon et deux échantillons témoins ont été gardés sous chacune des conditions d'incubation déterminées, soit aérobies (pot ouvert) et anaérobies (eau déminéralisée dégazée à l'azote et pot fermé) à 20 °C et 30 °C.
- Pour les mesures de P relâché durant l'incubation, la sphaigne était rincée avec 500 ml d'eau déminéralisée. Des échantillons d'eau du rinçage ont été recueillis à 0,45 µm et dosés par IPC-optique pour déterminer la concentration en P à 177,4 nm sur un spectromètre ThermoScientific ICAP 6500 radial (limite de quantification : 0,05 mg/kg).
- Les mesures étaient effectuées toutes les deux semaines pendant 14 semaines.

- Des témoins d'extraction de 24 heures ont été effectués pour chaque traitement en immergeant la sphaigne avec 250 ml d'eau déminéralisée. Après 24 heures, la phase aqueuse a été analysée en prenant soin d'ajouter l'eau de rinçage pour un volume total de 500 ml.

5.1.4 Potentiel de séquestration du C et du P du biocharbon de la fraction solide sèche de lisier de porc dans le sol

Des échantillons du biocharbon produit ont été ajoutés dans deux échantillons de sol frais puis mis en incubation à deux températures différentes sous des conditions aérobies. Les caractéristiques initiales du sol sont résumées au Tableau 4. L'expérience a été réalisée en duplicata. Le protocole suivi est constitué des étapes suivantes :

- Initialement, 50 g de biocharbon ont été mélangés avec 150 g de sol dans un pot à incubation en s'assurant d'avoir un peu d'humidité.
- Des pots témoins ont été préparés avec le sol seulement.
- Ensuite, deux échantillons du mélange sol-biocharbon (10 g et 5 g) ont été prélevés pour déterminer les conditions de départ (t_0) de la teneur en P.
- Les pots ont été placés dans les incubateurs aérobies à 20 °C et 30 °C.
- Par la suite, 10 g d'échantillon ont été prélevés aux deux semaines jusqu'à concurrence de 14 semaines (98 jours).
- La méthode d'extraction Mehlich-3 a été effectuée sur le sol (3 g/30 cc). Le dosage est réalisé à l'ICP ou au colorimètre selon la concentration du P dans l'échantillon initial (t_0). En plus, il a été déterminé que si les résultats analytiques étaient stables pour plus de deux semaines, l'expérimentation était arrêtée.
- Le carbone total soluble (CTS) et le carbone inorganique (CI) ont été mesurés par extraction à partir de 2 g d'échantillon dans 20 cc d'eau suite à 2 h d'agitation. Le carbone organique total (COT) a été donc calculé par différence.
- D'autres éléments mesurés sont : N-NH₄, N-NO₃ (par extraction à partir de 5 g d'échantillon dans 25 g de KCl 2M et 1 h d'agitation), K, Ca, Al et Mg (par la méthode Mehlich-3).

Tableau 4 Caractéristiques du sol utilisé pour l'expérience d'incubation (en mg/kg)

COT	CTS	CIS	N-NH ₄	N-NO ₃	P	K	Ca	Mg	Al
221	255	33,9	2,13	10,5	45,9	406	3 239	834	956

COT : Carbone organique total. CTS : Carbone total soluble. CIS : Carbone inorganique soluble.

5.2 Résultats

5.2.1 Caractéristiques du carbone et du phosphore du biocharbon de la fraction solide sèche de lisier de porc

Les conditions sélectionnées pour la pyrolyse de la FSSLP ont produit un rendement en biocharbon de 35,4 % ayant une teneur en matière sèche de 99,5 % (Tableau 5). La teneur en C dans la FSSLP, initialement de 44 % b.s., a augmentée de 40 %, après la pyrolyse. Selon le bilan de masse effectué, 55 % du C initial dans la FSSLP a été conservé dans le biocharbon (Annexe 1, Tableau 15). Il est possible d'affirmer qu'une partie importante du C dans le biocharbon correspond à des groupes aromatiques cycliques étant presque aussi stables que le C graphitique, car le rapport « matière organique : carbone » (MO : C) du biocharbon est de 1,09 (67,4/61,9), ce qui est proche de celui du graphite (MO : C = 1).

Tableau 5 Résumé de la caractérisation de la fraction solide sèche de lisier de porc sèche (FSSLP) et du biocharbon

Élément	Unité	FSSLP	Biocharbon
Rendement en biocharbon	%	-	35,4
Matière sèche	% b.h.	87,7	99,5
Matière organique (MO)	% b.s.	92,8	67,4
C_{tot}	% b.s.	44,2	61,9
Rapport MO : C	s.u.	2,1	1,09
P total	mg/kg b.s.	11 100	24 900

Dans le cas du P, la pyrolyse a augmenté la concentration en P de 124 %. Cela correspond à l'augmentation obtenue par Tsai et al., (2012) de 128 % suite à la pyrolyse de lisier de porc sec à 500 °C. Le bilan de masse effectuée

(Annexe 1, Tableau 15) permet de voir qu'en effet, presque la totalité du P de la FSSLP (91 %) a été conservée dans le biocharbon.

L'analyse chimique complète de la FSSLP et du biocharbon, ainsi que le bilan de masse de la réaction pyrolytique peuvent être consultés en annexe. Il est à noter que d'autres éléments nutritifs tels que le N, le K, le Ca et le Mg ont aussi augmenté leur concentration dans le biocharbon (de 19 %, 121 %, 143 % et 124 %).

5.2.2 Analyse du lixiviat du biocharbon de la fraction solide sèche de lisier de porc et comparaison avec les paramètres exigés par le Règlement sur les matières dangereuses au Québec

Le Règlement sur les matières dangereuses

L'article 3 du Règlement sur les matières dangereuses découlant de la *Loi sur la qualité de l'environnement*, publiée par le MDDELCC, établit les concentrations maximales des polluants dans le lixiviat d'un matériau afin qu'il ne soit pas considéré comme matériau lixiviable dangereux. Le Tableau 6 résume ces concentrations et celles du lixiviat du biocharbon (analysées selon la méthode TCLP-1311). En plus des paramètres exigés par le règlement, le cuivre, le P total et le zinc ont aussi été analysés.

Selon le certificat d'analyse produit par le laboratoire privé AGAT (Tableau 6), les concentrations mesurées dans le lixiviat sont toutes inférieures aux concentrations limites exigées par le règlement. Ainsi, le biocharbon de la FSSLP n'est pas considéré comme une matière lixiviable dangereuse. La quantité de P libérée dans cette analyse équivaut à 6 660 mg/kg_{biocharbon}.

P soluble

Malgré que la concentration en P total dans le biocharbon ait été plus importante que dans la FSSLP (2,2 fois), la quantité de P soluble extraite à l'eau du biocharbon a été réduite (Tableau 7). Au total, la réduction de P soluble extrait à l'eau a été de 83 % par kg de biocharbon, ou bien de 94 % par kg de FSSLP (en considérant que 0,354 kg de biocharbon sont produits à partir de 1 kg de FSSLP). Dans l'expérience de pyrolyse de lisier sec de porc réalisée par Meng et al., (2013), le P soluble a aussi été réduit de 94 % à 99 %. Liang et al. (2014) ont obtenu le même effet suite à la pyrolyse de fumier de bovins. Les auteurs rapportent une concentration de 2,9 fois du P total et une réduction du P soluble de 49 %, soit de 762 mg/kg_{fumier} à 390 mg/kg_{biocharbon}. Quoique certaines hypothèses puissent être posées (ex. formation de formes stables de P), les phénomènes exacts de cette réduction ne sont pas connus.

Tableau 6 Concentration de polluants* du lixiviat du biocharbon et valeurs maximales selon le Règlement sur les matières dangereuses (RMD)

Paramètres	Unités	Concentration maximale dans le RMD	Limite de détection rapportée	Lixiviat du biocharbon**
Arsenic	mg/L	5,0	0,08	<0,08
Baryum	mg/L	100	1	<1
Bore	mg/L	500	5	<5
Cadmium	mg/L	0,5	0,05	<0,05
Chrome	mg/L	5,0	0,5	<0,5
Cuivre	mg/L	-	0,001	0,022
Fluorures	mg/L	150	10	<10
Mercure total	mg/L	0,1	0,0001	<0,0001
Nitrites	mg/L	100	50	<50
Nitrites et nitrates	mg/L	1000	50	<50
Phosphore	mg/L	-	0,1	333
Plomb	mg/L	5,0	0,1	<0,1
Sélénium	mg/L	1,0	0,5	<0,5
Uranium	mg/L	2,0	0,5	<0,5
Zinc	mg/L	-	0,003	1,34

* Le Cu, le P total et le Zn ne font pas partie des polluants considérés par le RMD

Tableau 7 P total, P lixiviable et P soluble de la fraction solide sèche de lisier de porc (FSSLP) et du biocharbon

Élément	Unité	FSSLP	Biocharbon
P total	mg/kg b.s.	11 100	24 900
P soluble	mg/kg b.s.	1 988	337

D'ailleurs, l'expérience effectuée par Meng et al., (2013) a démontré que le P soluble à l'eau dans le biocharbon est réduit en fonction de l'augmentation de la température de pyrolyse. Selon les auteurs, la pyrolyse pourrait réduire le P soluble malgré la haute concentration en P total dans le biocharbon, indiquant ainsi le potentiel de l'utiliser comme engrais à relâchement lent pour réduire la mobilisation du P vers les cours d'eau.

5.2.3 Taux de libération du P du biocharbon de la fraction solide sèche de lisier de porc dans l'eau en présence de mousses de sphaigne

Le biocharbon avait une teneur initiale en P total d'environ 24 900 mg/kg. Les relâchements de P, indépendamment des conditions, ont été plus importants au début de l'expérience et ont été réduits par la suite. En effet, après 24 h d'incubation, les échantillons de biocharbon ont libéré de 1 661 à 2 054 mg de P par kg_{biocharbon} (Tableau 8). Cela correspond à environ de 7 à 8 % du P total initial contenu dans le biocharbon (Figure 3). Par la suite, la quantité de P dans le lixiviat a diminué chaque semaine jusqu'au point de dénoter une tendance à se stabiliser aux dernières semaines de l'expérience (Figure 3). La quantité relâchée de P est descendue à moins de 1 % par rapport à celle du P total initiale à partir des semaines 12 et 10, respectivement, pour les incubations à 20 °C et à 30 °C (Figure 3).

Tableau 8 Concentrations de P (mg_P/kg_{biocharbon}) dans le lixiviat des traitements avec le biocharbon après 24 heures et à chaque deux semaines par la suite

Milieu	T°	Période d'observation (en semaines)								Total (mg/kg)	Taux de lixiviation (mg/kg-sem)
		24 h	2	4	6	8	10	12	14		
Aérobie	20°C	1 661	662	1 166	-	566	349	287	253	4 944*	353*
		1 761	729	1 257	676	492	333	275	201	5 724	409
	30°C	1 897	1 083	1 085	512	288	244	237	161	5 507	393
		1 849	1 318	902	489	404	273	262	190	5 687	406
Anaérobie	20°C	2 008	1 083	939	668	453	342	277	257	6 027	431
		2 054	1 265	1 052	806	498	328	268	184	6 455	461
	30°C	2 032	1 563	886	599	371	262	202	175	6 090	435
		1 748	1 504	968	646	395	262	231	180	5 934	424

*Il est à noter que ces valeurs ne prennent pas en compte la valeur manquante de la semaine 6 et, pour cela, elles sont sensiblement inférieures à la valeur obtenue à la deuxième répétition du même traitement

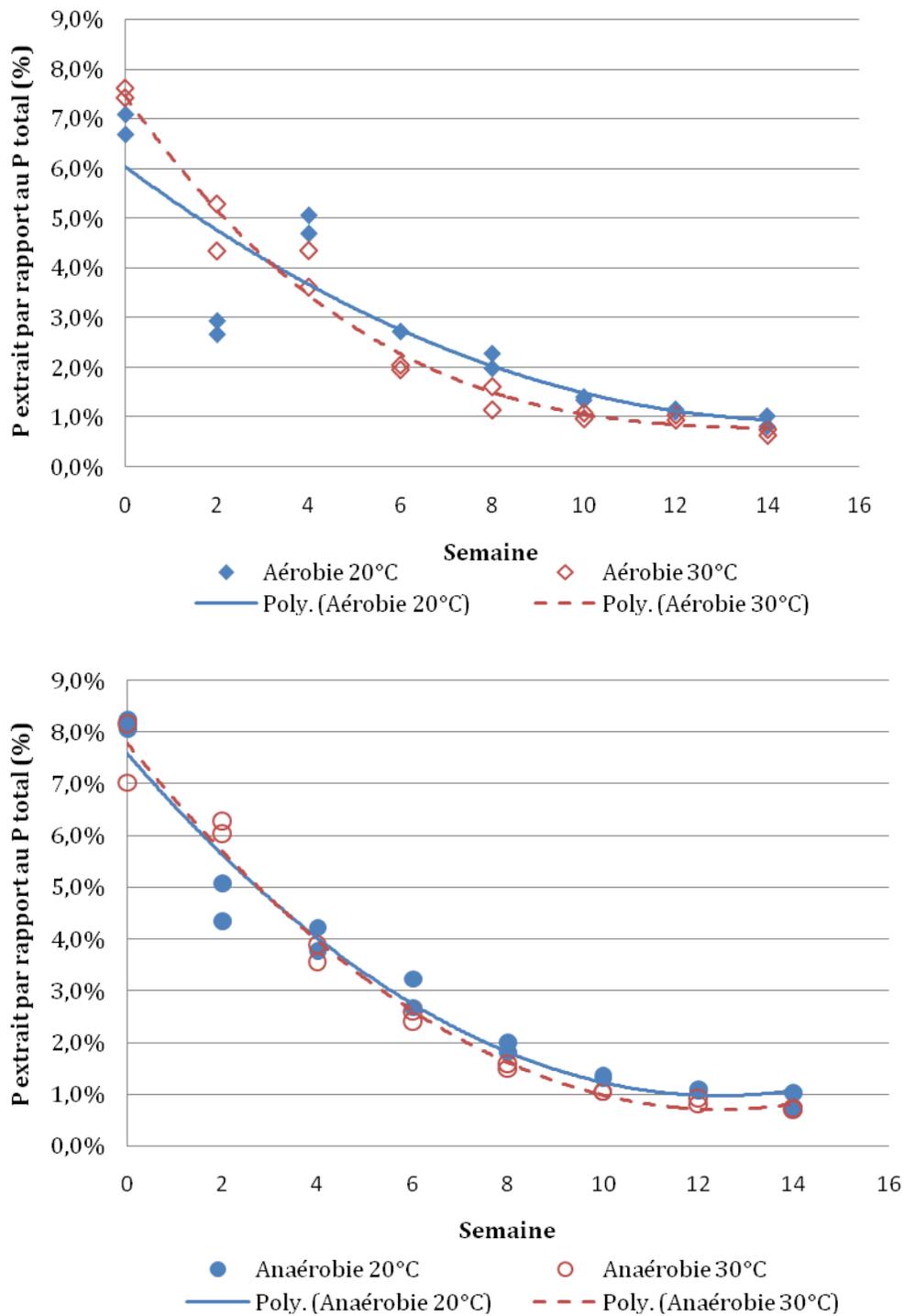


Figure 3 P mesuré dans le lixiviat des échantillons incubés en milieu aérobie (figure supérieure) et anaérobie (figure inférieure) par rapport au P initial contenu dans le biocharbon

À la fin des 14 semaines d'incubation, il y a eu un relâchement total moyen de ~5 600 à ~6 200 mg_P/kg_{biocharbon} (Tableau 8 et Figure 4), soit de 22 à 25 % de la teneur initiale dans le biocharbon, selon le type d'incubation (Tableau 9). Cela représente un relâchement moyen par traitement variant entre 400 et 446 mg de P par kg de biocharbon par semaine.

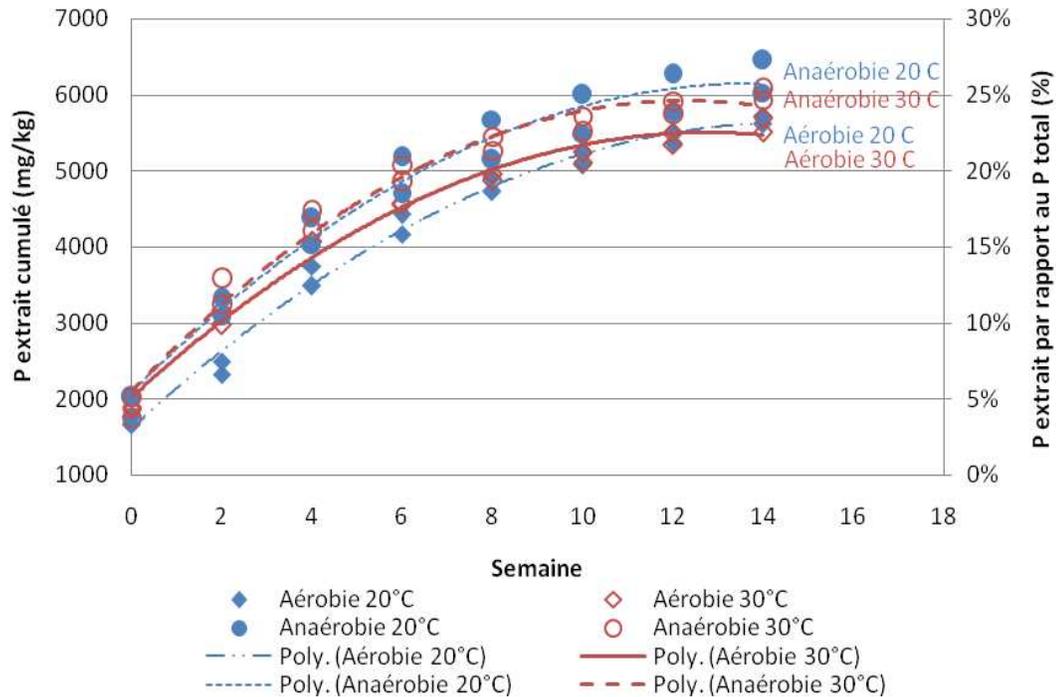


Figure 4 P extrait cumulé dans la période d'observation (en mg/kg et en % par rapport à la teneur de P initial dans le biocharbon).

Tableau 9 Résumé du suivi du P solubilisé par le biocharbon mis en incubation dans un milieu aqueux aérobie et anaérobie

Milieu	T°	P total extrait (mg _P /kg _{biocharbon})	$\frac{P_{\text{solubilisé}}}{P_{\text{Total}}}$ (%)	$\frac{P_{\text{solubilisé}}}{P_{\text{TCLP-1311}}}$ (%)	Taux de relâchement (mg _P /kg _{biocharbon} -semaine)
Aérobie	20°C	5 672	22,8 %	85,2 %	409
	30°C	5 597	22,5 %	84,0 %	400
Anaérobie	20°C	6 241	25,1 %	93,7 %	446
	30°C	6 012	24,1 %	90,3 %	429

$P_{\text{TCLP-1311}}$: P solubilisé à l'acide par la méthode TCLP 1311 (6 660 mg_P/kg_{biocharbon})

Il a été possible d'observer aussi que la quantité de P libérée durant les 14 semaines d'incubation (de ~5600 à ~6200 mg_P/kg_{biocharbon}) a atteint presque la même quantité (de 85 à 94 %) du P qui avait été solubilisé à l'acide par la méthode TCLP 1311 (6 660 mg_P/kg_{biocharbon}) (Tableau 9).

Selon l'analyse des échantillons contrôle, la sphaigne dans l'eau n'apporte pas des quantités significatives de P dans le lixiviat par rapport à l'apport du biocharbon. Seulement de 0,27 à 1,51 mg_P/kg_{sphaigne}-semaine ont été relâchés en moyenne. Cette faible quantité permet de dire que dans les échantillons ayant le biocharbon, le P relâché est exclusivement produit par le biocharbon. Cependant, il n'est pas possible de déterminer la quantité de P qui aurait pu être adsorbé par la sphaigne. Étant donné que la sphaigne a absorbé du P contenu dans le lixiviat durant les 14 semaines, la quantité de P relâchée pourrait être alors plus importante que celle déterminée au Tableau 8 et Tableau 9. Des expériences complémentaires utilisant des échantillons sans sphaigne pourraient permettre de déterminer avec exactitude la quantité et le taux de P pouvant être relâchée par le biocharbon de la FSSLP. L'analyse du P dans la sphaigne permettrait de réaliser un bilan complet du P.

L'analyse statistique a permis de montrer aussi que le lixiviat des échantillons en conditions anaérobiques présente des concentrations en P plus importantes ($P < 0,05$) comparativement aux conditions aérobies (Figure 4). Il est possible que la sphaigne mobilise moins de P dans les conditions anaérobiques. Ou bien, les bactéries et autres micro-organismes en conditions anaérobiques utilisent le biocharbon comme niche écologique et comme source d'oxygène, ce qui favoriserait la désagrégation structurelle du biocharbon et par conséquent, une libération plus importante du P.

Étant donné que le taux de libération du P du biocharbon de la FSSLP est lent, il serait approprié dans ce contexte de l'utiliser pour la fertilisation lors de la restauration de tourbières. Cela permettrait au *Polytrichum strictum* (plante aidant à stabiliser la tourbe et permettant à la sphaigne qui s'établit lors de la restauration de persister dans le temps) d'avoir le temps d'absorber le P avant d'être emporté par les cours d'eau. En plus, le faible relâchement du P et la possible stagnation après 14 semaines (Figure 3 et Figure 4) s'avère adéquat pour la restauration des tourbières. En effet, le P serait disponible que pour une saison de croissance. Après, la libération sera très faible évitant les problèmes liés à l'eutrophisation. Toutefois, si la structure des particules de biocharbon pouvant rester dans le milieu est détruite, de nouvelles quantités de P seraient potentiellement relâchées.

Il serait important de réaliser une analyse complémentaire permettant de comparer le taux de relâchement du P du biocharbon de la FSSLP, avec celui de la roche phosphatée et de la FSSLP. Ces deux derniers sont des fertilisants communément utilisés dans la restauration des tourbières et les cultures

agricoles, respectivement. De plus, il serait intéressant de mesurer la teneur en P de la sphaigne à la fin de l'incubation.

5.2.4 Potentiel de minéralisation du C et du P du biocharbon de la FSSLP dans le sol

Potentiel de minéralisation du C

Dans les 50 g de biocharbon ajoutés à l'échantillon de 150 g de sol, 31 g (61,9 %) étaient sous forme de C. Cela représente une quantité de 155 000 mg de C issu du biocharbon par kg du mélange sol-biocharbon. Cependant, une fois le biocharbon ajouté au sol, seulement 69 mg/kg deviennent solubles, tel que présenté à la Figure 5 (Semaine 0). Cela n'est qu'une infime partie du C ajouté (soit ~0,04 %).

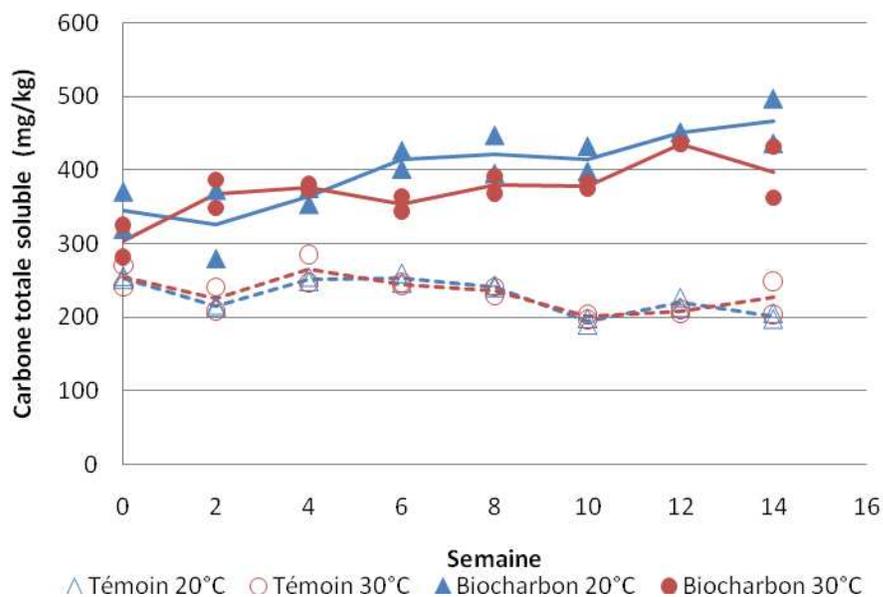


Figure 5 Analyse du C total soluble (CTS) dans les échantillons de sol sans (témoin) et avec biocharbon incubés à deux températures pendant 14 semaines

Par la suite, quoiqu'aucune différence significative ($P > 0,05$) n'a été identifiée entre les températures d'incubation évaluées, la teneur en carbone total soluble (CTS) des échantillons sans et avec biocharbon a été statistiquement différente ($P < 0,05$). Dans les échantillons sans biocharbon, la teneur en CTS est restée relativement constante pendant la période d'incubation, voire légèrement réduite, tandis que dans les échantillons avec biocharbon, il y a eu

une légère tendance à augmenter (Figure 5 et Tableau 10). Lorsque les dynamiques du carbone organique et inorganique sont évaluées (Figure 6 et Figure 7), il est possible de voir que cette tendance a été causée par l'augmentation importante du premier. En effet, le carbone organique augmente tout au long de la période d'incubation, tandis que la réduction de la teneur en carbone inorganique se stabilise à partir de la deuxième semaine.

Tableau 10 Teneur en carbone total soluble (CTS), carbone organique total (COT) et carbone inorganique soluble (CIS), dans les échantillons de sol au début et à la fin de l'expérience (moyenne \pm l'écart type, mg/kg) (n=2)

Traitement	Semaine	CTS	COT	CIS
T-20	0	254 \pm 2,83	221 \pm 1,27	33,4 \pm 1,56
	14	202 \pm 5,66	171 \pm 1,13	31,5 \pm 4,53
T-30	0	256 \pm 19,8	222 \pm 18,7	34,4 \pm 1,06
	14	227 \pm 31,8	197 \pm 27,5	29,5 \pm 4,3
B-20	0	345 \pm 36,1	138 \pm 21,9	207 \pm 14,1
	14	467 \pm 43,1	336 \pm 47,4	131 \pm 4,24
B-30	0	303 \pm 31,1	73 \pm 14,1	230 \pm 17,0
	14	397 \pm 48,8	291 \pm 50,9	106 \pm 2,1

Traitements : Les lettres T et B font référence au traitement témoin (sol frais) et au traitement du sol avec l'ajout de biocharbon, respectivement. Les chiffres 20 et 30 font référence à la température d'incubation en °C.

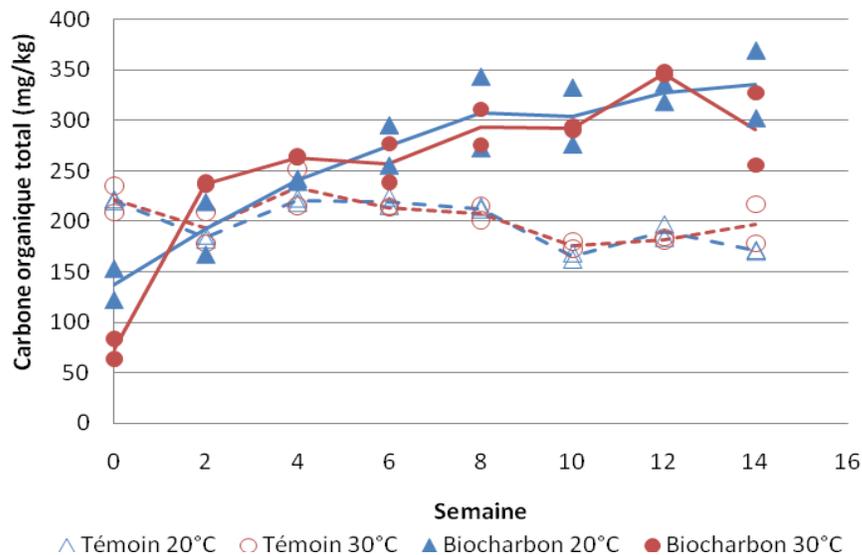


Figure 6 Évolution du C organique total (mg/kg) durant la période d'incubation.

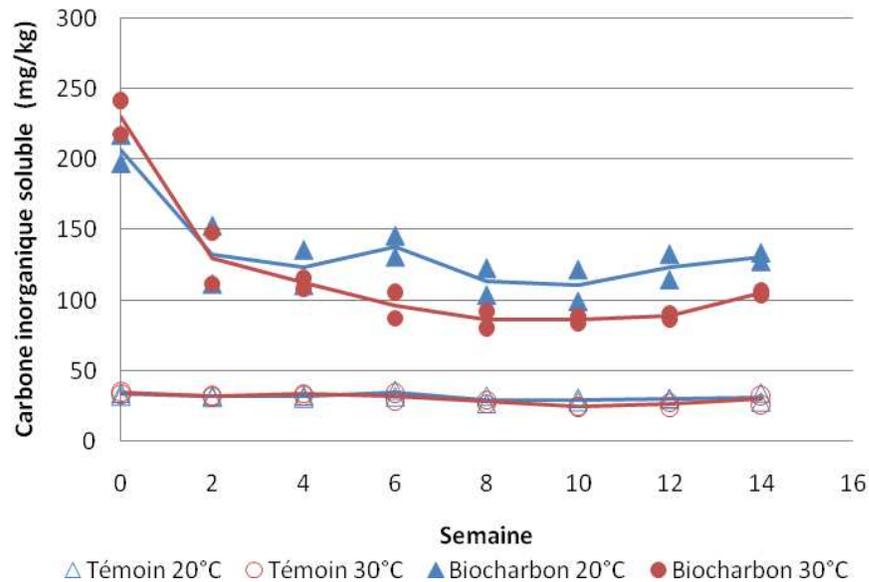


Figure 7 Évolution du C inorganique soluble (mg/kg) dans des sols sans biocharbon (témoin) et avec biocharbon, à deux températures d'incubation.

Malgré que la plus grande partie du C dans le biocharbon est graphitique, la dynamique du carbone organique obtenue dans l'échantillon de sol avec biocharbon (augmentation rapide) est similaire à la dynamique de minéralisation suite à l'addition d'un substrat labile au sol. Il est ainsi possible qu'une partie du biocharbon ait activé la prolifération microbienne et a produit la minéralisation des composantes les plus labiles du biocharbon. Il est possible d'observer que pour les deux premières semaines, le carbone organique augmente d'autant que le carbone inorganique diminue. Cependant, ce n'est plus le cas par la suite. Dans les dernières semaines, les activités de minéralisation du carbone dans les échantillons avec biocharbon ont stagné. D'après (Zimmerman et al., 2011), lors de l'ajout de biocharbon au sol, au moins deux types d'interaction sont en jeu : la perte du carbone du biocharbon à court terme, et une perte du carbone organique à long terme. Selon les mêmes auteurs, la répression de la minéralisation du carbone du sol est due à la sorption de la matière organique par le biocharbon, soit à l'intérieur des pores ou sur les surfaces externes du biocharbon. Ainsi, le biocharbon retarderait la décomposition à long terme et améliorerait le stockage du carbone dans le sol.

Afin d'estimer la stabilité ou la résistance d'une matière organique à la décomposition, le rapport MO:C et le rapport O:C peuvent être utilisés comme indicateurs. Dans le premier cas, plus la valeur du ratio MO:C s'approche de 1,

plus le matériel est stable et résistant à la décomposition. La FSSLP avait un ratio MO:C égal à 2,1, c.-à-d, un matériel facilement décomposable. Par contre, une fois le matériel pyrolysé, le ratio MO:C dans le biocharbon de la FSSLP est réduit à 1,09 (Tableau 5). Il ne devrait donc pas se minéraliser.

Dans le deuxième cas, d'après Spokas (2010), un rapport molaire O:C inférieur à 0,2 semble déceler, en général, une stabilité temporelle de 1 000 ans, au minimum. Les rapports O:C de la FSSLP et du biocharbon est de 0,8 et 0,014, respectivement.

Ces résultats permettent de considérer que le biocharbon sera décomposé très lentement et bien plus lentement que la fraction solide de lisier non traitée. Ainsi, il est possible d'affirmer que le C contenu dans la FSSLP ne changera pas de forme par décomposition lorsqu'elle est transformée en biocharbon et constituerait ainsi un puits de C dans le sol.

Les revues de littérature réalisées par Clough et Condron (2010) et Clough et al. (2013) sur l'influence du biocharbon dans le cycle du N confirment que le biocharbon altère la dynamique du N dans le sol. Il est donc important de porter attention aux effets du biocharbon dans les sols agricoles, car il pourrait être un agent d'inhibition pour la prise des nutriments par les plantes. Les résultats des analyses réalisées simultanément pour d'autres éléments tels que le NO_3 et le NH_4 montrent un effet d'immobilisation des nitrates dans les échantillons contenant du biocharbon (Figure 8 et Figure 9). Probablement que cet effet du biocharbon sur le cycle du N ne serait pas avantageux pour le producteur, car l'engrais appliqué au sol serait retenu par le biocharbon et ne serait pas disponible pour les plantes.

Par ailleurs, il est aussi important de porter attention aux concentrations des éléments trace métalliques (ÉTM) dans le biocharbon de la FSSLP et au taux d'épandage aux sols agricoles. En effet, les engrais de ferme ont un potentiel de contamination, même avant de subir un traitement de pyrolyse. Leur épandage répété peut contribuer à enrichir les sols et occasionner des pertes d'ÉTM dans les eaux de ruissellement et affecter les teneurs totales et disponibles du sol en zinc et en cuivre (Giroux et al., 2005). La pyrolyse de la FSSLP concentre ces éléments dans le biocharbon augmentant le potentiel de toxicité pour les sols. Par exemple, lorsque, dans la FSSLP, les teneurs en Cu et en Zn sont de 438 et 557 mg/kg (b.s.) respectivement, les teneurs montent à 802 et 1 299 mg/kg (b.s.) dans le biocharbon.

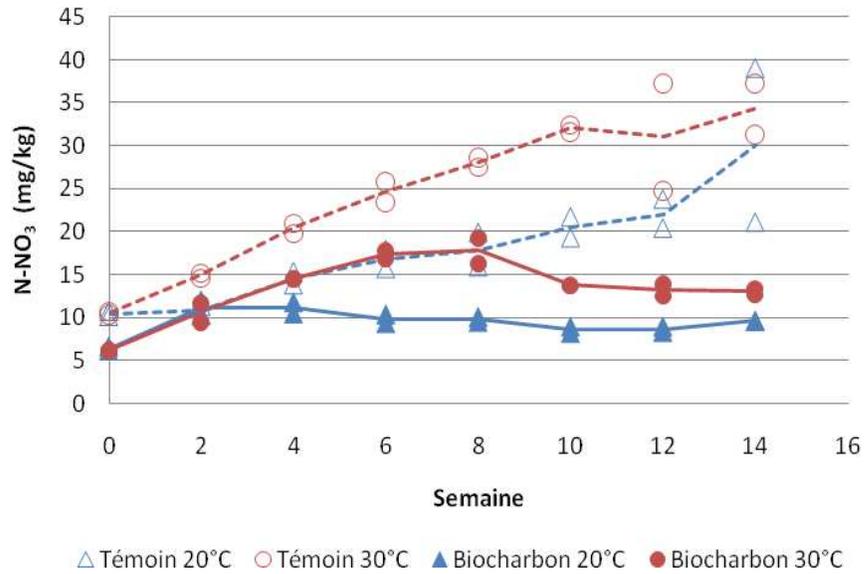


Figure 8 Analyse de l'azote nitrique dans les échantillons de sol sans biocharbon (témoin) et avec biocharbon, à deux températures d'incubation.

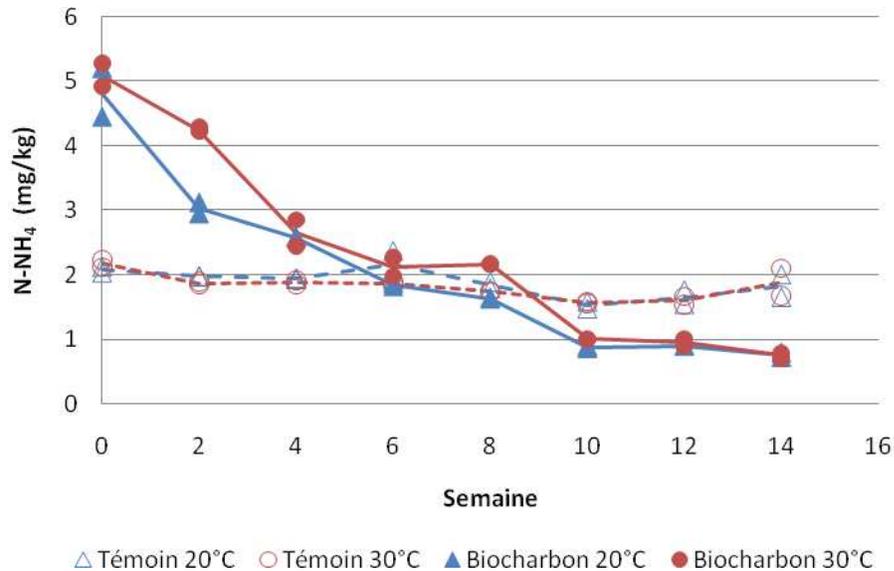


Figure 9 Analyse de l'azote ammoniacal dans les échantillons de sol sans biocharbon (témoin) et avec biocharbon, à deux températures d'incubation.

Des recommandations ont été mises en place au Québec pour l'épandage de matières résiduelles contenant des ÉTM afin de ne pas atteindre des niveaux toxiques pour les cultures ou pour la chaîne alimentaire. Le MDDELCC a publié un guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes (MDDELCC, 2012) spécifiant les teneurs limites en ÉTM. Ces valeurs sont comparées à la composition du biocharbon au Tableau 11.

Tableau 11 Comparaison des teneurs limites en métaux des matières résiduelles fertilisantes et les caractéristiques de la fraction solide sèche de lisier de porc (FSSLP) (adapté de MDDELCC, 2012)

Métaux	Teneur limite ¹ (mg/kg b.s.)		Caractéristiques du biocharbon de la FSSLP (mg/kg b.s.)
	Catégorie 1	Catégorie 2	
Arsenic	13	41	n.d.
Cobalt	34	150	7,64
Chrome	210	1 000	8,37
Cuivre	400	1 000 ²	802*
Molybdène	5	20	7,81*
Nickel	62	180	13,1
Sélénium	2	14 2	n.d.
Zinc	700	1 850	1 299*
Cadmium	3	10	0,36
Mercuré	0,8	4	n.d.
Plomb	150	300	0,91
Dioxines et furannes ³	17	50	n.d.

¹ Pour être considérés de catégorie C1, tous les paramètres doivent respecter les critères C1. Pour être considérés de catégorie C2, tous les paramètres doivent respecter les critères C2 et au moins un paramètre doit excéder le critère C1.

² La teneur limite est portée à 1 500 mg Cu/kg et à 25 mg Se/kg pour les résidus avec > 2,5 % P₂O₅ (b.s.). Toutefois, dans le cas du biocharbon de la FSSLP, la teneur en P₂O₅ disponible est de ~1 %.

³ Unités en ng EQT/kg (b.s.) (ÉQT : Équivalents toxiques internationaux)

n.d. : Paramètre non mesuré

* La teneur de cet élément dans le biocharbon dépasse la valeur limite de la catégorie C1 mais elle respecte celle de la catégorie C2.

Le biocharbon ne répondrait pas aux normes relatives à la catégorie C1 pour le Cu, le Zn et le Mo³. Cependant, pour les éléments analysés, les limites de la catégorie C2 sont respectées. Si le biocharbon respectait en plus les limites établis en arsenic, en sélénium, en mercure, ainsi qu'en dioxines et furanes (non mesurés), le biocharbon de la FSSLP pouvait se qualifier comme un matériel de catégorie C2 selon les critères de valorisation des matières résiduelles fertilisantes au Québec (Tableau 11).

Par ailleurs, toujours au Québec, sur la base du respect préconisé, mais non réglementé, une limite d'apport de moins de 1 kg Cu et de 3 kg Zn ha/an est recommandée. Cette norme est établie afin de permettre une grande flexibilité d'utilisation des teneurs en ÉTM des produits générés avec les matières organiques fertilisantes.

Potentiel de séquestration du P

La teneur initiale en P disponible (Mehlich-3) dans le sol était de ~46 mg/kg en moyenne. Par la suite, une fois le sol mélangé avec le biocharbon pour la mise en incubation dans les pots Mason, le P disponible dans les échantillons de sol a augmenté jusqu'à 1 256 et 1 240 mg/kg (Figure 10). Toutefois, la quantité totale de P dans les 50 g de biocharbon ajoutés au sol était de 1 250 mg. Cela représente 6 250 mg de P par kg de mélange sol-biocharbon. Ainsi, l'augmentation moyenne du P potentiellement disponible dans le sol (de seulement ~1 200 mg/kg), n'équivaut qu'à 19 % de la quantité de P total ajoutée. Cela permet d'affirmer que 81 % de la teneur initiale en P dans le biocharbon ont été retenus ou séquestrés au départ de l'expérience.

Dans les échantillons de sol témoin (sans ajout de biocharbon), il n'y a pas eu de variation du P disponible durant les 14 semaines d'incubation, et ce pour les deux températures d'incubation. La concentration en P est demeurée constante jusqu'à la fin de l'expérience (Figure 10). Ainsi, les teneurs en P disponible à la fin de l'expérience étaient de ~50 et ~48 mg/kg, respectivement pour le sol incubé à 20 °C et à 30 °C (Tableau 12).

Dans les échantillons traités avec le biocharbon, les teneurs en P disponible ont varié durant les 14 semaines (Figure 10). Toutefois, selon l'analyse statistique effectuée, ces variations ne sont pas significatives, ni en fonction du temps, ni en fonction de la température. Cela permet de conclure que le P

³ Le Cu et le Zn sont des éléments généralement ajoutés dans la diète des porcs durant leur croissance comme facteur de croissance et la majorité des apports se retrouve dans le lisier. Par la suite, durant les différents traitements du lisier, ces éléments sont concentrés et se retrouvent dans le biocharbon.

du biocharbon a été retenu durant la période évaluée et resté constant pendant les 14 semaines.

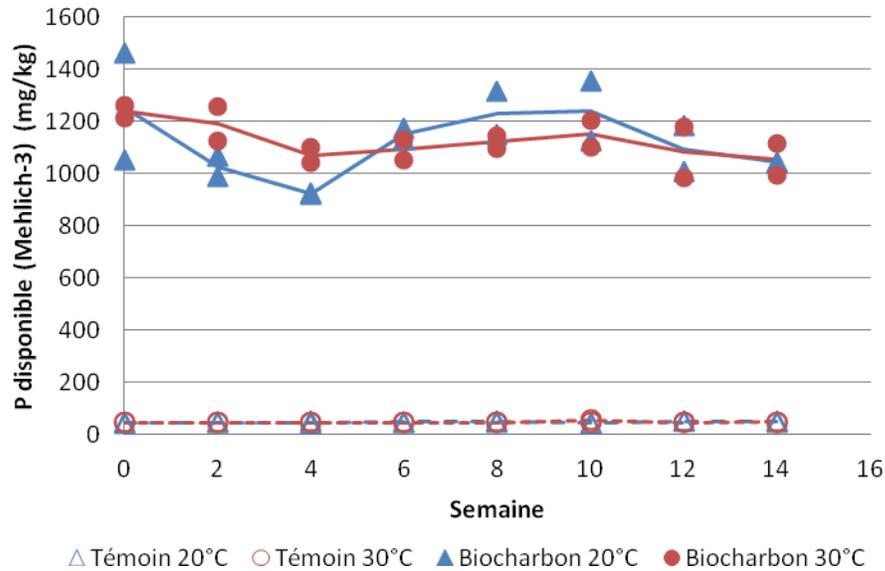


Figure 10 Variation de la teneur en P disponible (Mehlich-3) dans les échantillons de sol sans biocharbon (témoin) et avec biocharbon, à deux températures d'incubation.

Tableau 12 Teneurs en P disponible dans les échantillons de sol au début et à la fin de la période d'incubation (moyenne \pm écart type, mg/kg) (n=2)

Traitement	Semaine	P (mg/kg, b.s.)
T-20	0	45,3 \pm 2,19
	14	49,8 \pm 0,85
T-30	0	46,6 \pm 0,99
	14	47,8 \pm 0,28
B-20	0	1 256 \pm 291
	14	1 043 \pm 2,12
B-30	0	1 240 \pm 34,6
	14	1 055 \pm 86,3

Traitements : les lettres T et B font référence au traitement témoin (sol frais) et à celui du sol avec l'ajout de biocharbon, respectivement. Les chiffres 20 et 30 font référence à la température d'incubation en °C.

Si ce même effet se présente dans un sol agricole où il n'y aurait pas de prélèvement progressif du P, il est possible que la teneur en P augmente de plus en plus à chaque épandage de biocharbon. Cela n'avantagerait pas le producteur agricole, car ses sols pourraient se retrouver en excès de P, alors que seulement 19 % du P du biocharbon serait disponible pour les cultures.

Une étude avec une culture portant sur la biodisponibilité du P du biocharbon dans le sol et la capacité d'exportation du P par les plantes permettrait de comprendre mieux le phénomène dans un scénario plus proche à la réalité. En effet, il faut prendre en considération que les échantillons n'ont pas été soumis à des conditions qui auraient pu faciliter la solubilité du P. Par exemple, l'irrigation des échantillons à une certaine fréquence ou la présence de plantes cultivées auraient été favorables. Selon les résultats obtenus de l'étude d'incubation (section précédente), le contact du biocharbon avec l'eau permettrait le relâchement du P séquestré. Également, l'incubation des échantillons avec des plantes en croissance permettrait la libération de P par la rupture de particules de biocharbon causée par la croissance des racines. Il serait intéressant aussi de mesurer le ratio de P minéral et de P organique.

Il est possible que le sol présentait des conditions biotiques pauvres. Pour les expériences futures, à fin de maintenir l'activité biologique du sol, il est recommandable d'ajouter aux pots d'incubation, en plus de l'eau distillée, des quantités précises d'inoculum microbien et une solution d'oligo-éléments.

En plus, quoique la méthode Mehlich-3 représente bien la quantité de P disponible à la plante à moyen terme, cette méthode n'est applicable que pour les sols acides, préférablement. Ainsi, étant donné que le biocharbon est basique (pH de 10,4), il reste donc à savoir si l'analyse reflète le P qui sera disponible réellement pour la plante.

Enfin, il n'est pas possible de déterminer le taux ni le moment de libération du P du biocharbon dans le sol évalué. D'autres expériences prenant en considération les aspects antérieurement soulignés seraient nécessaires. Des tests sous des conditions similaires aux conditions réelles et des tests à plus long terme permettraient d'approfondir les connaissances à propos du biocharbon quant à son potentiel et son utilisation appropriée dans les sols agricoles.

D'ailleurs, il est à noter que l'ajout de 25 % de biocharbon au sol donne un indice de saturation du P (P/Al) de 151 % à 239 %, ce qui est de loin supérieur aux seuils environnementaux (7,6 % ou 13,1 % selon la teneur en argile du sol). Des quantités plus modérées et d'études d'impact environnemental et de validation des normes dans ces conditions seraient requises.

5.3 Synthèse de l'étude

Potentiel de la transformation de la FSSLP en biocharbon afin de réduire l'impact du P sur la qualité de l'eau

Les conditions de pyrolyse employées ont permis de réduire de presque trois fois la quantité de matière initiale de FSSLP et d'obtenir un biocharbon sec riche en P (P total = ~24 900 mg/kg). Dans ces conditions, il est plus avantageux, au niveau économique et pratique, de gérer le P pour le transporter à l'extérieure des zones de surplus, ainsi que pour le stocker.

Par la suite, les analyses ont permis de déterminer que la quantité de P que le biocharbon peut relâcher augmente en fonction de l'acidité du milieu. Dans un milieu très acide (pH = 2,8), le biocharbon de la FSSLP a relâché jusqu'à 26,7 % de sa teneur en P (6 660 mg_P/kg)⁴.

Lors de l'incubation des échantillons de biocharbon de la FSSLP dans un milieu aqueux aérobie et anaérobie, la proportion totale de P relâchée après 14 semaines a été de 22,5 à 25 % du P total présent initialement dans le biocharbon. Le taux de relâchement a varié, étant de moins en moins important après chaque semaine (variant de ~8 % du P total aux premières 24 heures, jusqu'à < 1 % les dernières semaines⁵). Le taux moyen de relâchement a été de 400 à 446 mg_P/kg_{biocharbon}-semaine. Lors de l'incubation des échantillons de biocharbon de la FSSLP incorporé au sol, très peu de P soluble a été libéré. Ainsi, d'un point de vue environnemental, ces résultats sont favorables pour réduire la migration de cet élément vers les plans d'eau et les problèmes associés.

Potentiel de séquestration du P et du C du biocharbon de la FSSLP

Selon les résultats obtenus, une partie importante du P de ce biocharbon (81 %) serait séquestrée et semblerait non disponible pour les plantes dans la période et les conditions analysées. Il est ainsi possible de dire que le potentiel de séquestration est haut. Cependant, son utilisation dans un sol agricole ne serait pas avantageuse dans le cadre du plan de fertilisation d'un producteur. Lors de l'analyse du sol pour déterminer la quantité de P que le producteur aura le droit d'ajouter, un sol avec du biocharbon limiterait cette quantité. Considérant qu'une grande partie ne serait pas disponible pour les

⁴ Dans une période de 24 heures.

⁵ En fonction du P total relâché, le biocharbon a libéré ~32 % du P dans les premières 24 heures et seulement ~3 % les dernières semaines.

plantes, les cultures seraient possiblement en manque de P. De plus, un épandage périodique du biocharbon ferait accroître la concentration en P dans le sol au fil du temps. Une expérience d'incubation similaire, mais incluant des plantes et de l'irrigation, et permettant l'analyse du lixiviat, permettrait d'étudier ce questionnement plus en profondeur.

Le biocharbon de la FSSLP aurait également un potentiel de séquestration du C dû à sa fraction de C stable étant ainsi très résistant à la décomposition. La transformation des surplus de lisier par pyrolyse serait appropriée comme stratégie pour séquestrer le C sur de longues périodes de temps. Toutefois, afin de déterminer avec plus de précision la durée de demi-vie approximative du biocharbon, une analyse permettant d'évaluer le taux de dégradation serait nécessaire. Plusieurs types d'études sont disponibles, mais la méthode mesurant le dégagement de CO₂ du sol (Cheng et al 2008 et Spokas, 2010) semble la plus pratique. Une autre technique utilisée consiste à marquer le biocharbon avec un isotope radioactif de carbone (ex. ¹⁴C) et à le soumettre à des traitements stimulant la décomposition (Kuzyakov et al., 2009). Toutefois, le suivi doit se dérouler durant de longues périodes de temps. Après 2 ou 3 ans, il est possible de mesurer une perte de 3 à 10 % du C.

Autres points importants à considérer

Selon la présente étude, il y a plusieurs points importants à considérer. Dans un premier temps, le biocharbon a probablement l'avantage de libérer son P moins vite que le lisier. Cependant, il reste à le démontrer clairement.

Dans un deuxième temps, il est important de prendre en considération que le biocharbon ne peut pas être considéré ni utilisé comme un fertilisant au champ. Il reste beaucoup de questions à régler avant, par exemple : identifier le mécanisme d'amélioration de la structure du sol, l'influence sur le pH et les capacités d'adsorption des éléments du sol, ainsi que la durée avant leur relâchement.

D'après les résultats obtenus, il existe une possible immobilisation du N de la part du biocharbon dans le sol. Une analyse d'isothermes d'adsorption sur le biocharbon permettrait de mieux connaître les détails sur la capacité du biocharbon à adsorber différents éléments tels que le N, le P et les métaux lourds. Il serait aussi envisageable d'étudier cette propriété du biocharbon de la FSSLP pour améliorer la gestion de l'azote dans des situations problématiques.

Dans un troisième temps, la caractérisation du biocharbon de la FSSLP a révélé des grandes concentrations en Cu et en Zn (438 et 557 mg/kg (b.s.), respectivement). Par conséquent, l'application de ce biocharbon avec des doses trop fréquentes ou trop importantes risque d'augmenter les

concentrations de ces deux éléments dans le sol. Cela risque de provoquer de la phytotoxicité dans les cultures et de la pollution diffuse dans l'environnement (Landry et al., 2011).

De plus, les propriétés et les caractéristiques d'un biocharbon ne peuvent pas être généralisées ou transposées pour un biocharbon différent. Même si deux biocharbons sont produits à partir de la même biomasse, des paramètres de production différents résulteront à des biocharbons ayant des propriétés différentes. Les effets varient même d'un sol à l'autre avec un même biocharbon. Pour cette raison, en accord avec la littérature, le biocharbon devrait être stratégiquement produit selon la finalité et le type de sol où il sera utilisé (s'il a lieu). La continuité d'expériences pour différents types de sol au Québec permettrait de mieux comprendre les effets du biocharbon et de cibler des applications potentielles locales.

Finalement, selon les caractéristiques du lixiviat du biocharbon de la FSSLP, ce dernier ne serait pas considéré comme un matériau lixiviable dangereux. Cependant, d'autres propriétés doivent être vérifiées afin de déterminer si le biocharbon est considéré comme une matière dangereuse ou non, par exemple l'analyse d'évaluation de matériaux explosifs ou corrosifs. En effet, il est reconnu que les solides fins en suspension dans l'air, particulièrement ceux riches en C (comme le biocharbon), peuvent former des mélanges explosifs. De plus, le pH de 10 indique que le biocharbon étudié serait significativement basique et pourrait être une matière corrosive.

6 Le biocharbon à base de lisier de porc : un remplaçant adéquat à la roche phosphatée en restauration de tourbières⁶

6.1 Introduction et mise en contexte

Le biocharbon pyrolytique pourrait s'avérer un amendement fort intéressant à utiliser dans le processus de restauration des tourbières. Pour assurer le succès d'établissement des mousses durant le processus de réhabilitation des tourbières, un faible apport en P est nécessaire pour stimuler la germination des spores de mousses. Comme une dose relativement faible est nécessaire, il est recommandé pour le moment d'utiliser de la roche phosphatée pour ses qualités de relâchement lent du P. Potentiellement, le biocharbon pourrait remplir cette même fonction avec l'avantage de diminuer l'empreinte écologique du processus de restauration. À cet égard, le Groupe de recherche en écologie des tourbières (GRET) de l'Université Laval et le Département de phytologie a coordonné cette étape exploratoire visant l'évaluation de la pertinence ou non d'appliquer cette approche.

Sans intervention humaine, la végétation revient difficilement après la fin des activités commerciales de récolte de la tourbe, et ce, même après plusieurs dizaines d'années d'abandon (Poulin et al., 2005). La restauration écologique est donc essentielle pour assurer la réhabilitation des tourbières et le retour des fonctions écosystémiques. Le but est le retour de la fonction d'accumulation de carbone à long terme qui permet de fixer du gaz carbonique de l'atmosphère. Pour ce faire, deux décennies de recherche ont permis au GRET et à ses partenaires industriels de développer une méthode de restauration axée sur la réintroduction d'espèces ciblées de sphaignes ou d'autres mousses et couplée à un blocage des anciens canaux de drainage. C'est la méthode de transfert muscinal (Quinty et Rochefort 2003; Graf et al., 2012).

Sur les sites où l'érosion et le soulèvement gélocal⁷ risquent d'être importants, une fertilisation est appliquée durant le processus de restauration pour faciliter ou accélérer l'établissement des plantes. Une fertilisation à faible dose au P est privilégiée, car elle favorise l'implantation de mousses

⁶ Une publication en forme d'article scientifique découlant de cette section est jointe en annexe (voir Pouliot et al, 2015).

⁷ Le soulèvement gélocal se produit lorsque la température varie autour du point de congélation et lorsque le contenu en eau du sol est suffisant. Le gel entraîne la formation d'aiguilles ou de lentilles de glace. Les fragments de tourbe ou de plantes peuvent être soulevés par la glace (jusqu'à la dizaine de centimètres) et déplacés (retournés) lorsque la glace fond. Cela peut empêcher l'établissement des mousses ou causer la mort des mousses nouvellement rétablies.

pionnières, notamment le *Polytrichum strictum*. La croissance et l'établissement des sphaignes sont ensuite favorisés, car la surface de la tourbe est stabilisée par la présence du *P. strictum* (Groeneveld et Rochefort 2005 et Groeneveld et al., 2007). Les dommages causés par l'érosion ou le soulèvement gélival peuvent ainsi être grandement diminués. L'ajout de P peut aussi aider à la germination de plusieurs plantes vasculaires typiques des tourbières (Sottocornola et al., 2007).

Généralement, la roche phosphatée en granules est utilisée comme fertilisant durant la restauration des tourbières. Elle contient environ 25 % de phosphate; la moitié est assimilable immédiatement par les plantes alors que l'autre moitié se libère graduellement (Quinty et Rochefort, 2003). À la suite de travaux effectués par le GRET, il a été établi que la dose idéale de roches phosphatées à appliquer est de 15 g/m² (150 kg/ha). L'ajout d'azote n'est pas nécessaire lors de la restauration des tourbières, car il en reste habituellement suffisamment dans la tourbe résiduelle (Wind-Mulder et al., 1996). Il faut aussi éviter les fertilisants riches en cations de base (calcium, magnésium), car ils sont nuisibles à la croissance des sphaignes et favorisent la croissance d'espèces indésirables.

La partie solide produite par la pyrolyse du lisier de porc, le biocharbon, contient environ cinq fois moins de P total que les roches phosphatées, mais une proportion six fois plus grande de P assimilable. La question se pose donc : le biocharbon pourrait-il être utilisé pour remplacer la roche phosphatée lorsque la fertilisation est nécessaire durant le processus de restauration des tourbières? L'objectif des expériences décrites dans les sections suivantes est de vérifier l'effet de l'ajout de biocharbon sur l'établissement, la croissance et l'état de santé du *Polytrichum strictum* (espèce pionnière stabilisatrice du milieu) et de la sphaigne (espèce clé permettant le retour de l'accumulation de carbone). L'hypothèse de départ est qu'une plus faible dose de biocharbon est nécessaire pour avoir le même impact que la dose recommandée de roches phosphatées sur la croissance des mousses, car il y a plus de P assimilable dans le biocharbon. Si cette hypothèse s'avère juste, l'empreinte écologique de la fertilisation diminuerait, car 1) les quantités nécessaires de fertilisants seraient moindres, 2) l'utilisation de biocharbon valorise la transformation du lisier de porc au Québec pour les fermes en surplus de P, et, 3) le biocharbon n'a pas besoin d'être importé sur des longues distances, réduisant la pollution et les émissions de gaz à effet de serre liées au transport.

6.2 Matériel et méthode

6.2.1 Expériences et traitements de fertilisation

Deux types différents d'expériences ont été mis en place pour tester l'effet de l'ajout de biocharbon sur l'établissement et la croissance des mousses : 1) directement sur la régénération du *Polytrichum strictum* en plats de Pétri en chambre de croissance et 2) sur un mélange de sphaignes et de *P. strictum* tel qu'utilisé pour la restauration des tourbières (simulés à petite échelle dans des mésocosmes en serre). L'effet du biocharbon a aussi été comparé avec celui de la roche phosphatée. Chaque expérience comprenait un certain nombre de traitements de fertilisation au biocharbon avec leur correspondance en roches phosphatées en termes de P total ou de P assimilable (Tableau 13).

Tableau 13 Description des traitements de fertilisation appliqués dans les expériences de plats de Pétri et dans les mésocosmes en serre.

Traitement	Dose (g/m ²)	Fraction de la dose de référence P total*	Fraction de la dose de référence P assimilable**	Expériences en Pétri	Expérience dans des mésocosmes (serre)
Témoin	0	0 %	0 %	x	x
RP-7.5	7,5	50 %	50 %	x	
RP-15	15	100 %	100 %	x	x
RP-22.5	22,5	150 %	150 %	x	
BC-1.5	1,5	2 %	50 %	x	
BC-3	3	4 %	100 %	x	
BC-6	6	8 %	200 %	x	
BC-9	9	12 %	300 %	x	x
BC-18	18	24 %	600 %	x	x
BC-27	27	36 %	900 %	x	
BC-36	36	48 %	1200 %		x

Le nom du traitement fait référence au type de fertilisant (RP = roches phosphatées et BC = biocharbon) et à la dose appliquée (le chiffre). La ligne surlignée représente la dose de référence habituellement utilisée lors de la fertilisation durant la restauration des tourbières. Les x représentent les traitements appliqués pour une expérience donnée (n = 5 pour les expériences en Pétri et n = 4 dans les mésocosmes en serre).

* 118 715 ppm de P total dans la roche phosphatée vs. 24 873 ppm dans le biocharbon (~5 fois plus dans la roche phosphatée).

** 280 ppm de P assimilable dans la roche phosphatée vs. 1 631 ppm dans le biocharbon (méthode de P Olsen) et 403 ppm de P assimilable dans la roche phosphatée vs. 2 312 ppm dans le biocharbon (méthode de Bray). Dans les deux cas, il y a ~6 fois moins de P assimilable dans la roche phosphatée.

Les plats de Pétri ont souvent été utilisés au laboratoire pour des tests de survie de la sphaigne suite à différents traitements. L'avantage des plats de Pétri est de pouvoir tester, selon un dispositif expérimental, un plus grand nombre de traitements que lors de la mise à l'échelle dans des modèles réduits de tourbière (mésocosmes).

Les traitements de fertilisation ont été choisis en fonction de la quantité de P total ou disponible (assimilable) pour les plantes dans le biocharbon et dans la roche phosphatée (Tableau 13). Il sera ainsi possible de comparer avec la dose de roches phosphatées normalement utilisée lorsqu'il y a une fertilisation durant la restauration d'une tourbière.

6.2.2 Effet sur le *Polytrichum strictum* – Expérience dans des plats de Pétri

Mise en place des plats de Pétri

Deux expériences ont été réalisées dans les plats de Pétri. Les expériences étaient identiques sauf pour le substrat de croissance (tourbe, appelée « Pétri - Tourbe » ou papiers filtres, appelée « Pétri - Papier »). La tourbe peut avoir un effet tampon sur la fertilisation, car elle a la capacité d'immobiliser les fertilisants (et les contaminants) en les absorbant, ce qui les rend moins disponibles pour la croissance des plantes. L'utilisation du papier filtre a pour but de vérifier si le biocharbon peut avoir un effet toxique sur les mousses.

La tourbe utilisée pour les expériences était principalement de la tourbe blonde en vente en commerce dont le pH était comparable (entre 4 et 4,5). Cinq répétitions ont été réalisées lors des deux expériences.

Des plats de Pétri d'un diamètre de 14 cm ont été utilisés. Le fond de chaque plat de Pétri a été couvert d'une mince couche de tourbe ou d'un papier filtre, selon le cas. Les tiges de *Polytrichum strictum* ont été récoltées à la tourbière de Sainte-Marguerite au Lac-Saint-Jean près d'une zone restaurée (48°49'30"N et 72°10'25"O). Le *P. strictum* y était présent en colonies pures avec de nombreux sporophytes. La partie verte des *P. strictum*, ainsi qu'une petite portion du tomentum⁸ à la base des tiges, ont été conservées pour optimiser l'apparition de nouvelles tiges et la présence de spores, qui devraient être plus nombreuses à la base des tiges près ou dans le tomentum. Les tiges de *P. strictum*, mélangées à des sporophytes, ont été grossièrement réduites en fragments (1 à 3 cm de long) avant d'être étalées uniformément

⁸ Tomentum : Désigne un duvet plus ou moins dense formé par des poils dressés et très courts.

dans les plats de Pétri. Le même poids du mélange (fragments de tiges et sporophytes) a été utilisé pour chacun des plats de Pétri (~2,0 g et couvrant ~20 % de la surface d'un plat de Pétri). Le biocharbon ou la roche phosphatée ont été appliqués dans les plats de Pétri après l'introduction du matériel végétal. Par la suite, la tourbe ou les papiers filtres ont été saturés en eau avec de l'eau distillée et les plats de Pétri ont été scellés avec une pellicule de paraffine pour une réduction maximale des pertes d'eau. La tourbe ou les papiers filtres ont été réhumidifiés au besoin.

Les plats de Pétri des deux expériences ont été placés dans la chambre de croissance de l'Université Laval pendant 11 semaines (17 décembre 2012 au 1^{er} mars 2013). La période de lumière dans la chambre de croissance était de 14 heures à température constante (~22 °C).

Prise de données

La régénération du *Polytrichum strictum* (Figure 11) a été estimée en comptant le nombre d'innovations (de nouvelles tiges) après 11 semaines. La présence d'algues a aussi été notée sur une échelle de 1 à 5 (1 = < 5 %; 2 = 6-25 %; 3 = 26-50 %; 4 = 51-75 % et 5 = >76 %).



Figure 11 Exemple de plats de Pétri. Toutes les tiges verticales sur la photographie de droite ont été comptées comme des nouvelles tiges de *Polytrichum strictum* s'étant régénérées durant l'expérience.

6.2.3 Simulation de restauration d'une tourbière – Expérience en serre

La simulation est faite en serre dans des bacs qu'on appelle mésocosmes. Grâce à leur superficie, les mésocosmes permettent de représenter un peu plus fidèlement la situation dans une tourbière naturelle. Les expériences sont faites sur une couche de tourbe et les mésocosmes (bacs de plastique de 60 x 40 cm de côté, profond de 36 cm, aire de 2400 cm²) sont équipés d'un

système pour contrôler le niveau d'eau (Figure 12) constitué d'un drain perforé et recouvert d'un géotextile. Ce drain est au fond des bacs et est relié à l'extérieur du bac à un tuyau percé au 5 cm. En bouchant ces trous, il est possible de contrôler le niveau d'eau en arrosant jusqu'à ce que l'eau s'échappe par le trou du niveau souhaité. Dans le contexte de cette expérience, le niveau choisi était -15 cm. Entre les arrosages, le niveau d'eau descendait dans les bacs. Le niveau d'eau variait donc approximativement entre -20 et -25 cm. Les mésocosmes étaient arrosés une fois par semaine avec de l'eau de pluie, jusqu'à ce que l'eau s'écoule par les trous. Un arrosage sommaire, simulant la pluie, était parfois réalisé en surface pour maintenir les sphaignes humides.

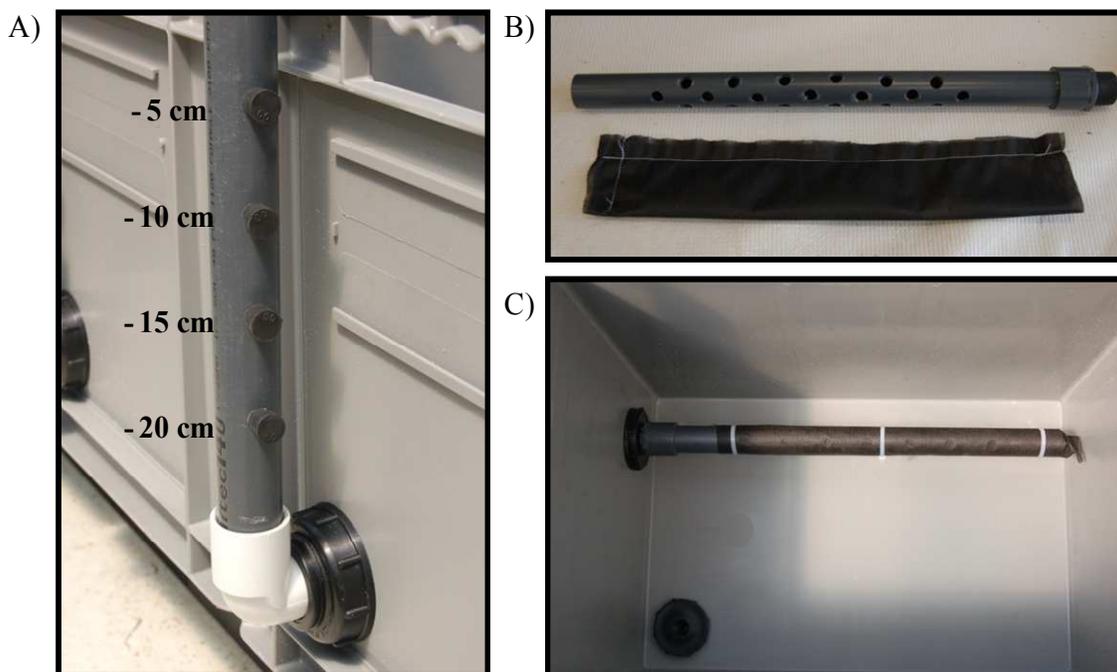


Figure 12 Système de drainage dans les bacs utilisés comme mésocosmes : A) contrôle de niveau d'eau, b) drain perforé et C) drain recouvert d'un géotextile.

Traitements de fertilisation

Comme pour les expériences dans les plats de Pétri, les traitements de fertilisation ont été choisis en fonction des quantités de P total et assimilable dans la roche phosphatée ou le biocharbon (Tableau 13). Il sera possible de comparer avec la dose de référence habituellement utilisée lorsqu'il y a une fertilisation durant la restauration des tourbières.

Mise en place des mésocosmes en serre

À la fin du mois d'octobre 2012, de la sphaigne a été récoltée dans une tourbière naturelle près de la ville de Québec (Saint-Étienne-de-Lauzon, 46°39'07"N et 71°19'05"O). Dans le but de respecter le ratio de réintroduction couramment utilisé lors de la restauration des tourbières (~1:10), des carrés de 15 x 15 cm (225 cm²) ont été récoltés pour que le matériel végétal soit réintroduit dans les mésocosmes en serre. Le matériel récolté était dominé par *Sphagnum rubellum* avec une bonne présence de *Polytrichum strictum*, soit un matériel semblable à ce qui est normalement recherché pour une restauration de tourbière. Uniquement la couche de végétation à la surface a été récoltée (~8 cm de profond). C'est cette couche qui a le meilleur pouvoir de régénération (Campeau et Rochefort, 1996). En serre, le mélange de sphaignes et de *P. strictum* a été grossièrement réduit en fragments (1 à 3 cm) et ces derniers ont été étalés uniformément dans les bacs. Ces derniers ont été préalablement remplis de tourbe blonde de commerce (pH d'environ 4) jusqu'à environ 10 cm du bord supérieur du bac (Figure 13). La tourbe a été bien humidifiée avant l'introduction du mélange végétal. Chaque traitement a été répété quatre fois.



Figure 13 Mésocosmes en serre simulant en partie le fonctionnement d'une tourbière à la fin de l'expérience.

L'expérience s'est déroulée dans les serres de l'Université Laval entre le 1^{er} novembre 2012 et le 6 mars 2013 (125 jours). Pour les premiers 50 jours, les conditions initiales étaient plus humides facilitant la germination des spores de *P. strictum* (de 18 °C le jour et de 14 °C la nuit avec une humidité constante à 60 %). Ensuite, les conditions ont été changées pour être plus optimales pour la croissance des sphaignes (22 °C le jour et 18 °C la nuit avec une humidité de 50 % le jour et de 85 % la nuit).

Prise de données

À intervalles réguliers durant toute la durée de l'expérience, les espèces touchant à une tige ont été notées sur 50 points à l'intérieur de chaque bac (« *Point intercept method* », Jonasson, 1988). De plus, cinq petits quadrats (5 cm de côté) ont été placés systématiquement à l'intérieur de chaque bac. Le nombre de capitules de sphaignes et de tiges de *Polytrichum strictum* ont été dénombrés à chaque prise de données. En tout, deux périodes de prise de données ont eu lieu (41 jours et 125 jours). Après 125 jours, trois photos par quadrats ont été prises à des endroits systématiques dans chaque bac pour évaluer le couvert des sphaignes, des *Polytrichum strictum* et de la tourbe nue. À la fin de l'expérience, dix tiges de *Polytrichum strictum* par quadrat ont été récoltées dans trois petits quadrats (tirés aléatoirement) sur les cinq dans lesquels les capitules de sphaignes et les tiges de *P. strictum* ont été comptés. Les tiges de *P. strictum* ont été récoltées dans trois répétitions sur quatre de chaque traitement.

Des analyses chimiques ont été faites sur un échantillon composite du matériel végétal provenant de chaque traitement. Les variables suivantes ont été mesurées : Al, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Sr et Zn (par la méthode EPA 3050), ainsi que le P disponible (Olsen), le C total et le N total (par combustion). De plus, quatre fois au cours de l'expérience, un échantillon composite de tourbe a été récolté pour chaque traitement dans le but d'évaluer la tendance dans le temps des concentrations en P total et P disponible (Olsen). Tableau 16

6.2.4 Analyses statistiques

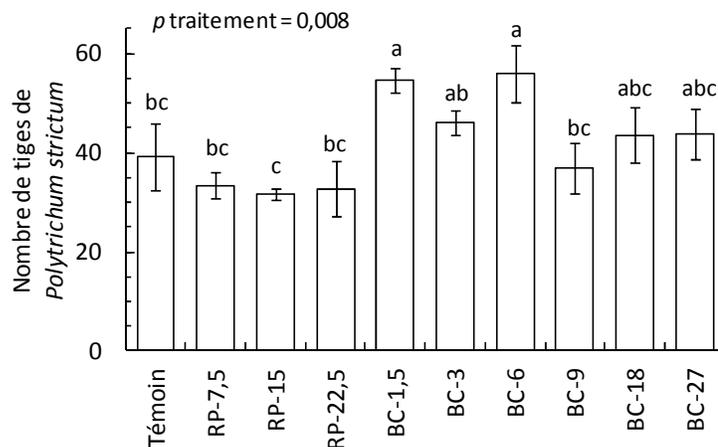
Des ANOVAs à une voie ont été effectuées pour toutes les variables mesurées. Lorsqu'un effet de traitement était significatif, un test protégé de la plus petite différence significative (« *protected least significant difference test; protected LSD test* ») a été effectué pour comparer les traitements de fertilisation entre eux. Le seuil de signification a été placé à 0,05. Pour les données de présence de sphaignes, de *Polytrichum strictum* et de tourbe nue dans l'expérience de simulation d'une restauration de tourbière (en serre) à petite échelle, l'évolution du *P. strictum* en fonction du fertilisant utilisé a été

estimée en phase initiale d'établissement (après 41 jours) et à la de l'expérience (125 jours) simulant une saison de croissance de 4 mois. Pour les autres variables, les tests de comparaison ont été faits avec les valeurs obtenues à la fin de l'expérience. Les variables ont préalablement été testées pour la normalité et l'homogénéité des variances et les données ont été transformées si nécessaire. Les analyses ont été faites avec l'aide du logiciel SAS (SAS Statistical System software, version 9.1, SAS Institute Inc., Cary, NC, USA). Toutes les valeurs présentées dans les sections suivantes sont la moyenne \pm l'erreur-type.

6.3 Résultats

6.3.1 Effet sur le *Polytrichum strictum* – Expérience dans des plats de Pétri

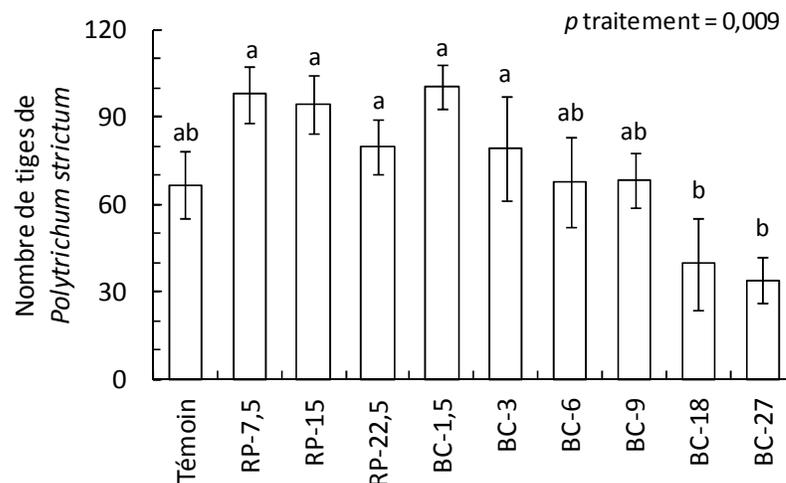
Dans l'expérience « Pétri – Tourbe », les trois plus faibles doses de biocharbon (1,5; 3 et 6 g/m²; 50, 100 et 200 % du P assimilable de la dose usuelle en roche phosphatée utilisée dans les projets de restauration) ont eu un effet 1,6 fois plus positif sur la régénération du nombre de tiges de *Polytrichum strictum* en comparaison avec le traitement de référence avec 15 g/m² de roches phosphatées (52 \pm 4 vs 32 \pm 1 tiges; Figure 14). Les plus fortes doses de biocharbon (9, 18 et 27 g/m²; soit 300, 600 et 900 % du P assimilable de la dose usuelle en roche phosphatée), ainsi que les trois traitements avec de la roche phosphatée (50, 100 et 150 % du P assimilable de la dose usuelle en roche phosphatée) et le témoin (0 %) ont tous eu un effet similaire sur la régénération du P. strictum (Figure 14).



RP = Roches phosphatées, BC = Biocharbon. Le chiffre après le traitement indique la dose appliquée en g/m². n = 5. Les lettres indiquent les différences significatives (tests de LSD protégé).

Figure 14 Nombre de tiges de *Polytrichum strictum* pour l'expérience « Tourbe – Comparaison » après 11 semaines.

Dans l'expérience « Pétri – papier filtre », un groupe de traitement comprenant tous les traitements à la roche phosphatée (50, 100 et 150 % du P assimilable de la dose usuelle en roche phosphatée), ainsi que les deux plus faibles doses de biocharbon (1,5 et 3 g/m²; 50 et 100 du P assimilable de la dose usuelle en roche phosphatée) ont induit une régénération du *P. strictum* 2,5 fois plus grande que les deux traitements avec les plus fortes doses de biocharbon (18 et 27 g/m²; 600 et 900 % du P assimilable de la dose usuelle en roche phosphatée; 91 ± 11 vs 37 ± 12 tiges; Figure 15).



RP = Roches phosphatées, BC = Biocharbon. Le chiffre après le traitement indique la dose appliquée en g/m². n = 5. Les lettres indiquent les différences significatives (tests de LSD protégé).

Figure 15 Nombre de tiges de *Polytrichum strictum* pour l'expérience « Papier – Comparaison » après 11 semaines.

Pour la majorité des traitements, il y a entre 1,7 et 3,0 fois plus de régénération de tiges de *Polytrichum strictum* dans l'expérience « Pétri – Papier » que dans l'expérience « Pétri – Tourbe » (test de t avec $p = 0,05$).

Une présence d'algue supérieure à 50 % de recouvrement a été observée pour les trois plus fortes doses de biocharbon (9, 18 et 27 g/m²; 300, 600 et 900 % du P assimilable de la dose usuelle en roche phosphatée) dans l'expérience « Pétri – Papier » ($p = 0,002$). Au contraire, les algues étaient pratiquement absentes des traitements Témoin et très peu présentes pour les deux plus faibles doses de biocharbon (1,5 et 3 g/m²; 50 et 100 % du P assimilable de la dose usuelle en roche phosphatée; Figure 16).

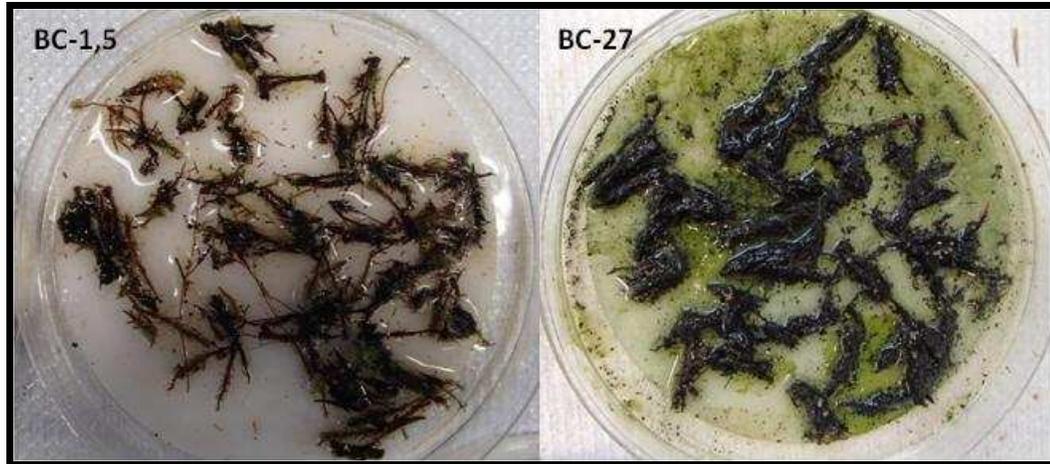


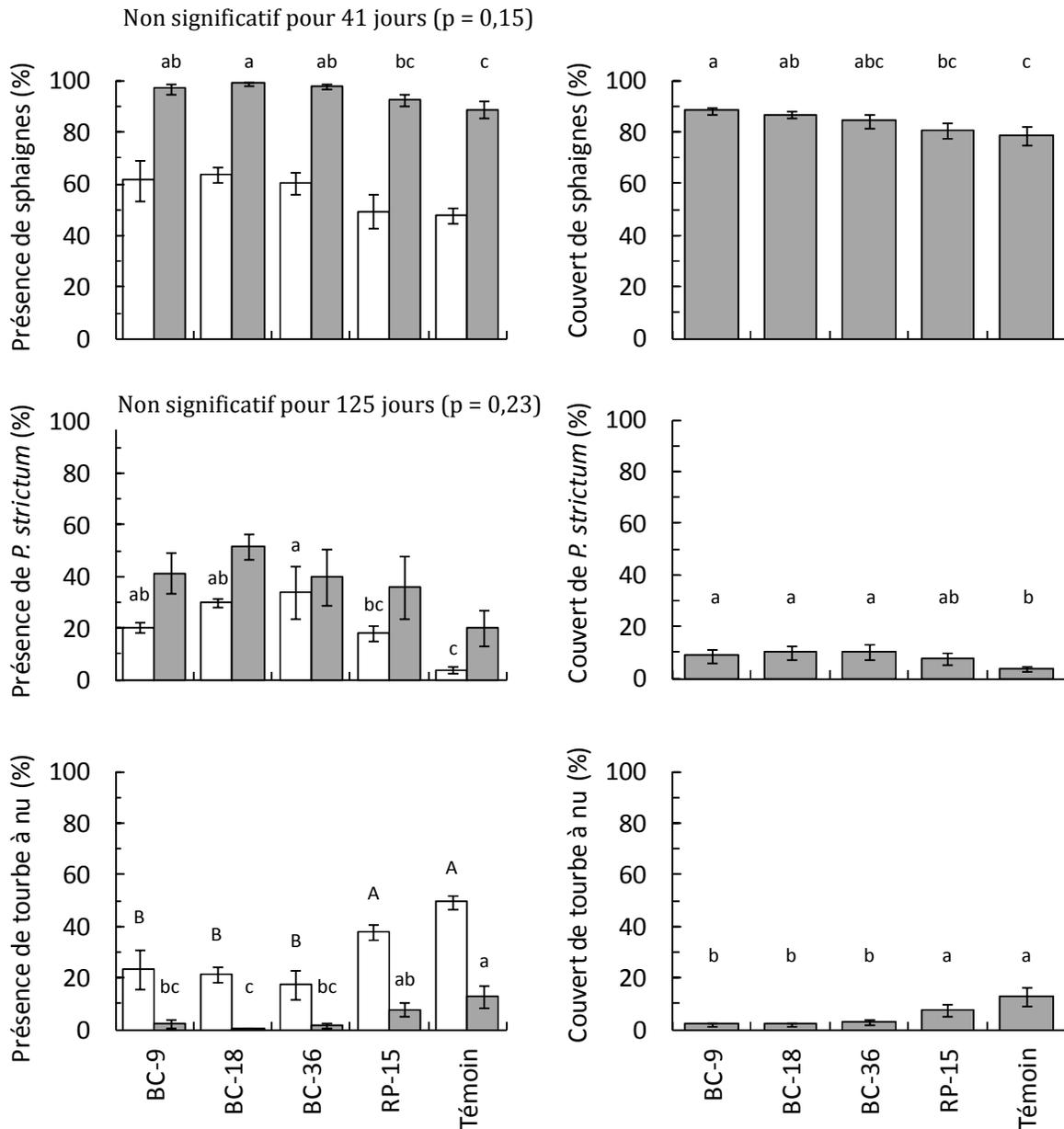
Figure 16 Présence d'algue dans les plats de Pétri de l'expérience « Pétri – Papier » sous la plus faible et la plus forte dose de biocharbon.

6.3.2 Simulation de restauration d'une tourbière – Expérience en serre

Développement du tapis de mousse

La présence des *Polytrichum strictum* était différente après 41 jours ($p = 0,01$), mais cette différence s'est estompée après 125 jours ($p = 0,23$; Figure 17). Néanmoins, après une période équivalente à une saison de croissance (125 jours), les *P. strictum* couvraient 2,5 fois plus d'espace dans les unités expérimentales fertilisées au biocharbon (peu importe la dose) que dans les unités témoins (couvert de 10 ± 3 vs 4 ± 1 %; $p = 0,01$). Par contre, il n'y avait pas de différence pour le couvert du *P. strictum* dans les unités fertilisées à la roche phosphatée comparativement aux quatre autres traitements.

Il y avait significativement plus de sphaignes lorsqu'une faible fertilisation au biocharbon était appliquée (9 g/m^2 ; 300 % du P assimilable de la dose usuelle en roche phosphatée) comparativement à l'application de la dose de référence de roche phosphatée (15 g/m^2) ou du témoin (Figure 17; $p = 0,02$ pour la présence et $p = 0,05$ pour le couvert des sphaignes). En effet, après 125 jours, les sphaignes couvraient 88 ± 1 % de la surface des unités expérimentales fertilisée avec la dose la plus faible de biocharbon (9 g/m^2 ; 300 % du P assimilable de la dose usuelle en roche phosphatée), mais couvraient 80 ± 3 % de la surface pour la fertilisation à la roche phosphatée ou le témoin, une différence de 10 % en vitesse de développement. Les autres doses de fertilisants avaient un effet similaire entre eux sur le développement de la sphaigne et ne se démarquaient pas significativement du témoin de roche phosphatée.



RP = Roches phosphatées, BC = Biocharbon. Le chiffre après le traitement indique la dose appliquée en g/m^2 . $n = 12$. Les lettres majuscules indiquent les différences significatives pour 41 jours et les lettres minuscules indiquent des différences significatives pour 125 jours (tests de LSD protégé). Pour les valeurs de présence, le test a été fait pour chaque variable séparément. Les données ont été transformées (transformation racine carrée) pour le couvert de tourbe à nu avant les analyses, mais c'est les données non transformées qui sont présentées dans le graphique.

Figure 17 Présence des *Polytrichum strictum*, des sphaignes et de la tourbe à nu après 41 jours (barres blanches) et 125 jours (barres grises) et couvert des *P. strictum*, des sphaignes et de la tourbe à nu après 125 jours.

Il y avait significativement plus de tourbe nue lorsqu'aucune fertilisation n'était appliquée (le témoin) ou qu'avec la dose de référence à la roche phosphatée en comparaison avec les traitements au biocharbon (tous les $p < 0,01$; Figure 17). La tourbe nue couvrait $10 \pm 3 \%$ de la surface des unités expérimentales des témoins ou des unités fertilisée à la roche phosphatée. Elle couvrait trois fois moins de surface dans les unités fertilisées au biocharbon (couvert de $3 \pm 1 \%$). Encore une fois, il n'y avait pas de différence entre le témoin et la fertilisation à la roche phosphatée.

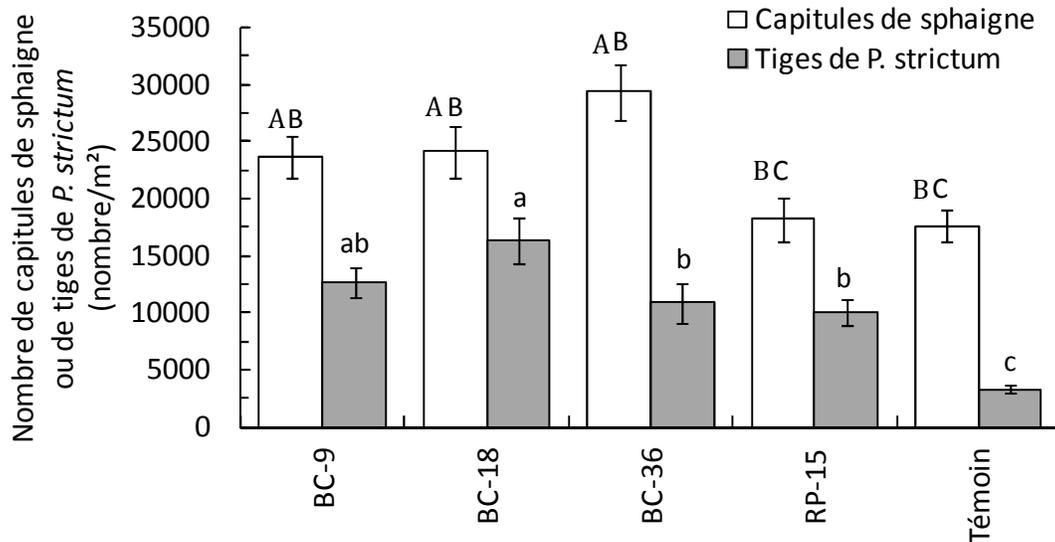
6.3.3 Physiologie du *Polytrichum strictum* (nombre de tiges et longueurs) et nombre de capitules de sphaignes

Au niveau des tiges de *Polytrichum strictum*, tous les traitements avec un fertilisant (biocharbon ou roches phosphatées) ont permis un développement entre 3,1 et 5 fois plus important de nouvelles tiges que le témoin après 125 jours ($p < 0,01$; Figure 18). Le traitement avec la dose intermédiaire de biocharbon (18 g/m^2 ; 600 % du P assimilable de la dose usuelle en roche phosphatée) a induit le développement de 1,6 fois plus de tiges de *P. strictum* que le traitement de référence à la roche phosphatée ($16\,340 \pm 1951$ vs $10\,100 \pm 1153$ tiges). La longueur des tiges de *Polytrichum strictum* était similaire pour tous les traitements ($p = 0,20$; longueur moyenne de $13,1 \pm 1,1$ mm).

Après la simulation d'une saison de croissance (125 jours), tous les traitements au biocharbon (300, 600 ou 1200 % du P assimilable de la dose usuelle en roche phosphatée) ont permis la formation de 1,4 fois plus de nouveaux capitules de sphaignes en comparaison avec le traitement témoin ou celui de référence avec 15 g/m^2 de roches phosphatées ($p < 0,01$; $25\,687 \pm 2173$ vs $17\,920 \pm 1653$ capitules par m^2 ; Figure 18). Par contre, les capitules de sphaignes devenaient de plus en plus petits à mesure que la dose de fertilisant augmentait (observation personnelle). Ainsi, les capitules les plus gros se retrouvaient dans les traitements témoin. De plus, la couleur des sphaignes (majoritairement du *Sphagnum rubellum*) était très différente entre les traitements, passant du rouge normalement observé dans les unités témoins à un vert-jaune à mesure que la dose de fertilisant au biocharbon augmentait (Figure 19).

Le résultat des analyses chimiques des tissus est disponible en annexe (Tableau 16). L'augmentation de la dose de biocharbon a fait augmenter les concentrations en Cu, Fe, K et Mg dans les tissus des mousses (Tableau 16). Les concentrations de ces éléments étaient similaires entre les RP-15 et le témoin non fertilisé, mais elles étaient 1,5 à 2,9 fois plus élevées pour le traitement BC-36. Ces tendances des teneurs en nutriments peuvent expliquer les changements de couleur notés dans les sphaignes, bien que la signification statistique ne puisse pas être déterminée à cause d'un manque

de réplication. Aussi, les concentrations de P du tissu ont augmenté avec les doses croissantes de biocharbon. Toutefois, la tendance dans le temps n'est pas clairement définie (Tableau 17).



RP = Roches phosphatées, BC = Biocharbon. Le chiffre après le traitement indique la dose appliquée en g/m². n = 20. Les lettres indiquent les différences significatives (tests de LSD protégé). Ce test a été fait pour chaque variable séparément (lettres majuscules pour les capitules de sphaignes et lettres minuscules pour les tiges de *P. strictum*). Les données ont été transformées (transformation racine carrée) avant les analyses, mais c'est les données non transformées qui sont présentées dans le graphique.

Figure 18 Nombre de capitules de sphaignes ou de tiges de *Polytrichum strictum* par m² durant l'expérience de simulation de restauration d'une tourbière (après 125 jours).



Témoïn

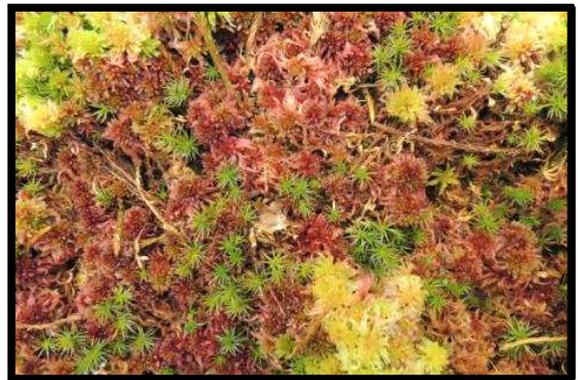
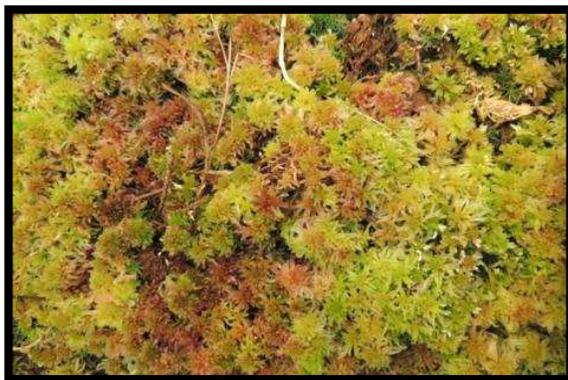
Roches phosphatées (15 g/m²)Biocharbon (9 g/m²)Biocharbon (18 g/m²)Biocharbon (36 g/m²)

Figure 19 Photos représentant les différences de couleur entre les traitements de fertilisation.

6.4 Discussion et recommandations

6.4.1 Le biocharbon est-il aussi efficace que la roche phosphatée pour la régénération du *Polytrichum strictum*?

Les expériences dans les plats de Pétri permettent de conclure que le biocharbon est plus efficace que la roche phosphatée pour induire la régénération des tiges de *Polytrichum strictum*. En effet, dans le cas de l'expérience « Pétri – Tourbe », des applications entre 1,5 et 6 g/m² de biocharbon ont induit le développement d'un plus grand nombre de nouvelles tiges de *P. strictum* en comparaison avec les traitements à la roche phosphatée. C'est donc dire qu'il serait possible d'utiliser moins de fertilisants (la dose de référence étant 15 g/m² de roches phosphatées) pour une plus grande efficacité. De plus, les doses de biocharbon comprises entre 1,5 et 6 g/m² comprennent entre 4 et 8 % de la quantité de P total présente dans la dose de référence à la roche phosphatée pour une quantité de P assimilable similaire ou supérieure (entre 100 et 200 %). Ce qui signifie que moins de P serait relâché dans l'environnement lors de la fertilisation durant la restauration des tourbières si le biocharbon est préféré à la roche phosphatée.

Quoi que généralement positif, l'effet du biocharbon était moins clair dans l'expérience de simulation d'une restauration d'une tourbière. Aux doses testées (entre 9 et 18 g/m²; soit 300 et 600 % du P assimilable de la dose usuelle en roche phosphatée), la régénération du tapis de sphaigne (et de *P. strictum*) pourrait donc se faire aussi ou légèrement plus rapidement en utilisant du biocharbon plutôt que de la roche phosphatée lors de la restauration des tourbières.

Il faut cependant faire attention aux trop fortes doses de biocharbon. Dans les expériences en Pétris, il y avait généralement davantage de nouvelles tiges de *P. strictum* dans l'expérience sur les papiers filtres, probablement dû à un effet tampon ou absorbant de la tourbe. Par contre, la régénération des tiges diminuait dramatiquement pour les deux plus fortes doses de biocharbon (18 et 27 g/m²) sur papiers filtres comparativement aux traitements sur tourbe. Ceci semble indiquer qu'à fortes doses, le biocharbon peut avoir un effet négatif sur la croissance du *P. strictum* (effet toxique ou effet d'enfouissement sous le fertilisant) qui n'est pas atténué par la présence de tourbe. De plus, un changement de couleur pour les sphaignes a été observé dans l'expérience de simulation d'une restauration. À mesure que les doses de biocharbon augmentaient, les sphaignes devenaient de plus en plus jaune-vert, ce qui peut indiquer un déséquilibre dans la concentration des éléments chimiques ou un effet négatif causé par une concentration trop élevée d'un élément. Par contre, la croissance des sphaignes ne semblait pas affectée.

6.4.2 Le pour et le contre du biocharbon

L'utilisation du biocharbon comme fertilisant durant la restauration des tourbières a plusieurs points positifs. D'abord, moins de fertilisant serait nécessaire en comparaison avec la dose de référence qui a été utilisée jusqu'à maintenant en roches phosphatées, ce qui permettrait de réduire l'apport en P durant la restauration écologique des tourbières, améliorant l'empreinte écologique de cette étape. Aussi, l'utilisation du biocharbon permettrait aux fermes en surplus de P d'avoir une option pour en disposer. La transformation du lisier de porc pourrait être faite localement dans les régions comprenant une grande proportion de tourbières à restaurer. Ce serait une façon de diminuer l'empreinte écologique du lisier de porc.

Certains points négatifs sont aussi à considérer. Le principal est que la composition chimique du biocharbon changera selon sa provenance. Il sera donc important de toujours faire une analyse chimique pour la quantité de P total et assimilable et de calculer les doses à appliquer selon les recommandations avant d'effectuer la fertilisation durant la restauration de la tourbière. Les résultats sur papiers filtres et le changement de couleur dans l'expérience de simulation d'une restauration indiquent qu'un ou des élément(s) chimique(s) présent(s) dans le biocharbon produit un changement de couleur des sphaignes et des *Polytrichum strictum* à fortes doses. Cependant, il n'a pas eu d'effet négatif sur la croissance. Cet aspect demande encore d'être mieux compris. Finalement, puisque la quantité de P assimilable dans le biocharbon est beaucoup plus élevée, son relâchement risque de s'étaler sur une période de temps beaucoup plus courte que pour la roche phosphatée qui est considérée comme un fertilisant « à relâchement lent ».

6.4.3 Essai au champ

Les résultats obtenus dans ces expériences exploratoires indiquent qu'il serait intéressant de faire des essais au champ. Cependant, d'après les résultats des expériences dans les plats de Pétri, les doses testées dans l'expérience de simulation de restauration (mésocosmes) sont probablement trop élevées. Si la composition chimique du biocharbon utilisé pour la restauration est similaire à celle de nos expériences, la dose recommandée devrait être entre 5 et 10 g/m², soit entre approximativement 8 et 15 % de la quantité de P total présente dans la dose de référence à la roche phosphatée et entre environ 100 et 300 % pour le P assimilable. Cette dose serait plus faible que celle habituellement utilisée avec la roche phosphatée (15 g/m²), mais suffisamment élevée pour être appliquée uniformément sur le terrain.

Étant donné que le biocharbon est plus léger que la roche phosphatée (consistance de cendres), il se pourrait qu'il soit difficilement applicable avec

la machinerie qui est généralement utilisée pour étendre la roche phosphatée (épandeur conique). Dans ce cas, il faudrait peut-être mélanger le biocharbon aux fragments végétaux avant de réintroduire ces derniers. D'autres pistes pourraient être utilisées, tel que le changement de la granulométrie ou la granulation du biocharbon. En somme, il faudra faire des tests d'épandage avant de débiter des tests à grande échelle.

De plus, même si les canaux de drainage sont bloqués durant le processus de restauration, il serait important de suivre l'effet sur l'eau s'écoulant de la tourbière pour s'assurer que le biocharbon appliqué lors de la fertilisation ne modifie pas la concentration des éléments chimiques présents dans les cours d'eau environnants. Puisque le biocharbon comprend davantage de P assimilable que la roche phosphatée, l'effet sur les cours d'eau environnants pourrait être différent.

Finalement, l'effet fertilisant du biocharbon devra être suivi sur quelques saisons de croissance pour voir si les différences observées entre les traitements en serre dans l'expérience de simulation (changement de couleur des sphaignes et grosseur des capitules) sont permanentes ou si elles s'estompent avec le temps. Peu importe les doses choisies ou la façon d'appliquer le biocharbon, il faudra faire des essais à petites échelles (par exemple, dans des parcelles de 5 x 5 m) avant d'envisager de faire une fertilisation au biocharbon à grande échelle (par exemple sur toute la grandeur d'une planche de récolte de tourbe).

7 Conclusions

7.1 Réponses aux objectifs généraux

Possibilité d'utiliser le biocharbon de la FSSLP à des fins de gestion des surplus de P, tout en réduisant l'impact sur la qualité de l'eau

Étant donné que la pyrolyse a réduit la quantité de FSSLP de presque trois fois et a produit un biocharbon sec, stable et riche en P (24 873 mg_P/kg_{biocharbon}), la gestion du P devient plus intéressante au niveau économique et pratique, particulièrement en lien avec l'entreposage et le transport.

L'analyse du biocharbon par la méthode TCLP-1311 (analyse recommandée par le règlement sur les matières dangereuses en vigueur au Québec) permet de considérer le biocharbon comme une matière lixiviable non dangereuse pour la qualité de l'environnement. Les concentrations des éléments mesurées dans le lixiviat sont toutes inférieures aux limites déterminées dans le règlement.

L'analyse du P soluble a permis de constater que malgré que la concentration en P dans le biocharbon soit plus importante que dans la FSSLP (2,2 fois), la quantité de P soluble a été réduite. Au total, sa réduction a été de 94 % par kg de FSSLP.

Selon le test d'incubation du biocharbon dans l'eau, le P pouvant être relâché du biocharbon en 14 semaines a été de 22 à 25 % du P total (de 5 507 à 6 455 mg_P/kg_{biocharbon}).

Les deux dernières analyses ont permis de démontrer que l'application de la FSSLP sous forme de biocharbon permettrait de réduire son impact sur la qualité de l'eau étant donné le taux lent de relâchement. Les plantes auraient le temps d'absorber le P avant qu'il soit transporté vers les cours d'eau.

Potentiel de séquestration du P et du C du biocharbon de la FSSLP dans le sol

Les expériences réalisées ont permis de déterminer une forte rétention du P du biocharbon dans le sol. En effet, dès le début de l'expérience et durant les 14 semaines d'expérimentation, 81 % de la teneur initiale en P du biocharbon a été retenu dans le sol. Ainsi, seulement 19 % du P du biocharbon était disponible pour les plantes.

Le biocharbon de la FSSLP était composé de formes de C très résistantes à la décomposition donnant un haut potentiel de séquestration du C. Il est donc possible de s'en servir comme puits de C.

Potentiel d'utilisation du biocharbon de la FSSLP comme fertilisant dans la restauration de tourbières

Cette étude a permis de démontrer un haut potentiel d'utilisation du biocharbon comme fertilisant dans la restauration des tourbières tout en permettant de valoriser le lisier de porc d'une nouvelle manière lorsque les fermes sont en surplus de P.

Les expériences réalisées pour étudier cet objectif ont permis de conclure que le biocharbon est plus efficace que la roche phosphatée pour induire la régénération des tiges de *Polytrichum strictum*. Alors, il serait possible d'utiliser moins de fertilisants pour une plus grande efficacité.

De plus, la fertilisation avec le biocharbon relâcherait moins de P dans l'environnement durant la restauration des tourbières comparativement à la fertilisation avec la roche phosphatée. Un taux de libération lent du P du biocharbon tel qu'obtenu permettrait aux mousses d'avoir le temps de l'absorber avant qu'il ne soit emporté dans les cours d'eau.

La possible stagnation de relâchement de P après 14 semaines serait appropriée pour fournir la demande en P nécessaire sur une saison de croissance et éviter ainsi le lessivage du P par la suite.

7.2 Éléments de réflexion en lien avec le but du projet

En général, il est possible d'affirmer que le biocharbon produit à partir de la FSSLP a un potentiel particulièrement intéressant du point de vue environnemental pour la gestion des surplus de P de certaines zones au Québec. Il s'avère que le biocharbon possède un potentiel de réduction des flux de P vers les plans d'eau comparativement au lisier, évitant ainsi les problèmes d'eutrophisation. La forme stable et dense du biocharbon facilite aussi la gestion (stockage et/ou exportation) des lisiers des zones en surplus de P.

Toutefois, dans le cas de l'application de biocharbon dans les sols agricoles, il faut porter attention à deux éléments importants : le biocharbon pourrait être un agent d'inhibition de nutriments ou un agent phytotoxique. Dans le premier cas, tel qu'observé dans les tests d'incubation, le biocharbon peut immobiliser l'azote du sol et l'inhiber pour l'absorption des plantes. Cependant, une utilisation stratégique du biocharbon permettrait

d'immobiliser les nitrates résiduels du sol et ainsi limiter les pertes vers l'eau souterraine.

Dans le deuxième cas, le biocharbon de la FSSLP produit dans cette étude n'a pas dépassé les concentrations limites établies par le MDDELCC des éléments trace métalliques mesurés. Cependant, il est possible que, dans des conditions différentes de pyrolyse, les concentrations soient dépassées. Dans ce cas, l'application du biocharbon au sol à fortes doses aurait un risque d'atteindre des niveaux toxiques pour les cultures ou pour la chaîne alimentaire.

Tel que spécifié par Ahmed et Raghavan (2013), la recherche sur les propriétés agronomiques du biocharbon est à ses débuts. La variabilité des résultats recensés par la littérature laisse croire que des études de cas par cas sont nécessaires. Ainsi, pour une utilisation stratégique du biocharbon au Québec, il est nécessaire de compter sur des données scientifiques expérimentales locales.

7.3 Recommandations

Le biocharbon a un grand potentiel de séquestration de C, et de P, ainsi que d'utilisation dans un sol agricole et dans la culture de la sphaigne, permettant aux fermes en surplus de P d'avoir une option pour en disposer. Cependant, plusieurs questions demeurent sans réponse. Dans les futures expériences réalisées pour répondre à ces questions, il est recommandé de :

R.1 : déterminer la surface spécifique du biocharbon de la FSSLP et analyser les isothermes d'adsorption.

R.2 : réaliser des expériences d'incubation sol-biocharbon permettant d'analyser le lessivage (ex. dans une disposition de type colonne), les émissions et les caractéristiques microbiologiques. Les expériences d'incubation pourraient inclure un protocole pour maintenir l'humidité constante du sol et un autre pour l'ajout d'inoculum microbien permettant de maintenir l'activité biologique du sol.

R.3 : analyser les propriétés du biocharbon de la FSSLP en fonction des paramètres de pyrolyse. Cela permettrait de connaître les paramètres de production d'un biocharbon ayant des caractéristiques particulières pour l'utilisation finale.

R.4 : réaliser des comparaisons avec des engrais ou avec du biocharbon d'une origine différente.

R.5 : mesurer les éléments trace qui n'ont pas été analysés dans cette étude (arsenic, sélénium, mercure et dioxines et furanes) et les comparer aux

paramètres du Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes (MDDEFP, 2012).

L'utilisation du biocharbon comme fertilisant durant la restauration des tourbières semble être une avenue intéressante qui mérite d'être approfondie par d'autres tests ou expériences. Il est alors recommandé de :

R.6 : circonscrire les doses de biocharbon à tester au champ, effectuer une analyse chimique pour le P total et assimilable à chaque fois que du biocharbon est produit et ajuster les doses en fonction des quantités de P présentes dans la dose de référence à la roche phosphatée.

R.7 : refaire une expérience dans des plats de Pétri, mais avec des doses comprises entre 0 et 15 % de la quantité de P total présente dans la dose de référence à la roche phosphatée et entre 0 et 300 % pour le P assimilable. Dans le cas du biocharbon utilisé, il s'agirait de refaire des tests avec des doses comprises entre 0 et 10 g/m² de biocharbon. De plus, ces mêmes doses devraient définitivement être testées au champ durant la restauration d'une tourbière. Pour ce faire, une technique pour épandre le biocharbon devra être développée. La densification du biocharbon en granules serait envisageable.

R.8 : faire une analyse économique et du cycle de vie des deux fertilisants potentiels en comparant les impacts de production de la roche phosphatée et du biocharbon. Ainsi, l'empreinte écologique de la roche phosphatée et du biocharbon pourra être mieux connue.

R.9 : faire des analyses chimiques des plantes utilisées pour les expériences à la fin de l'incubation permettant de cibler les éléments potentiellement toxiques.

8 Références

- Abdullah H. et H. Wu. 2009. Biochar as a Fuel : 1. Properties and Grindability of Biochars Produced from the Pyrolysis of Mallee Wood under Slow-Heating Conditions. *Energy & Fuels*. 23 (8), pp 4174–4181
- Ahmed, A. Et Raghavan, V. 2013. Influence of biochar properties on soil performance and plant response: Research gaps. Written for presentation at the CSBE/SCGAB 2013 Annual Conference University of Saskatchewan, Saskatoon, Saskatchewan 7-10 July 2013
- Amonette, J. 2009. An Introduction to Biochar : Concept, Processes, Properties, and Applications. *Harvesting Clean Energy 9 - Special Workshop*. Billings, MT. 25 January 2009. Disponible en ligne : <http://www.carbon-negative.us/docs/JimAmonette.pdf>. Site consulté en janvier 2013
- Beaudet, R. 2003. Impact des normes de fertilisation sur les entreprises porcines. Présentation utilisée dans le cadre du BAPE sur la production porcine, 21 diapositives.
- Biederman, L. A. et W. S. Harpole. 2013. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis. *GCB Bioenergy* 5, 202-214.
- Blanc, A., P. Hes, et P. B. Gen. 2013. Propriétés physico-chimiques d'un sol amendé en biochar. Thèse de bachelor. HES. Suisse
- Bridgwater, A.V. 2012. Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading. *Biomass and Bioenergy journal* 38 : 68-94
- Campeau, S. et L. Rochefort. 1996. Sphagnum regeneration on bare peat surfaces: field and greenhouse results. *Journal of Applied Ecology* 33: 599-608.
- Chan, K. Y., et Z. Xu. 2010 Chapitre 5 : Biochar : Nutrient Properties and Their Enhancement. Dans le livre : *Biochar for Environmentak Management – Science and Technology*. Édité par Lehmann J. et S. Joseph. Earthscan. ISBN : 978-1-84407-658-1
- Cheng, C-H., J. Lehmann, J. E. Thies et S. D. Burton. 2008. Stability of black carbon in soils across a climatic gradient. *Journal of geophysical research*, vol. 113, g02027, doi : 10.1029/2007jg000642.
- Clough, T. J. et Condrón, L. M. 2010. Biochar and the Nitrogen Cycle : Introduction. *J. Environ. Qual.* 39:1218–1223
- Clough, T. J., L. M. Condrón, C. Kammann et C. Müller. 2013. A Review of Biochar and Soil Nitrogen Dynamics. *Agronomy*, 3, 275-293

- Covell, P., G. Gammie, S. Hunt, L. Brunjes, F. Ng et D. Nees. 2011. Advancing Biochar in the Chesapeake: A Strategy to Reduce Pollution from Poultry Litter. Disponible en ligne : <http://www.biochar-international.org/node/2695>. Site consulté en janvier 2013
- DeLuca, T. H., M. D. Mackenzie et M. J. Gundale. 2010. Chapitre 14 : Biochar effects on Soil Nutrient Transformations. Dans le livre : Biochar for Environmentak Management – Science and Technology. Édité par Lehmann J. et S. Joseph. Earthscan. ISBN : 978-1-84407-658-1
- Glaser B, Lehmann J, Zech W. 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal — A review. Biol. Fertil. Soils, 2002, 35 : 219-230.
- Giroux, M., R. Chassé, L. Deschênes et D. Côté. 2005. Étude sur les teneurs, la distribution et la mobilité du cuivre et du zinc dans un sol fertilisé à long terme avec des lisiers de porcs. Agrosol. Vol. 16 (1) : 23-32. Dans : Estevezm B. 2006. L'importance des éléments mineurs : des carences à la toxicité. Une préoccupation en agriculture biologique? Fiche Technique. En ligne : <http://www.agrireseau.qc.ca/agriculturebiologique/documents/Fiche%20technique%20%20%20C3%A9l%C3%A9ments%20mineurs.pdf>. Site consulté en février 2014.
- Godbout S., J. H. Palacios, J.P. Larouche, P. Brassard et F. Pelletier. 2012. Bilan énergétique, émissions gazeuses et particulaires de la combustion de la biomasse agricole à la ferme. Rapport final. IRDA. 239 pages
- Graf, M., V. Bérubé et L. Rochefort. 2012. Restoration of peatlands after peat extraction: Impacts, restoration goals and techniques. Dans : Vitt, D. H. et J. S. Bhatti (éds.), Restoration and reclamation of boreal ecosystems. Cambridge University Press, p. 259-280.
- Groeneveld, E. V. G. et L. Rochefort. 2005. *Polytrichum strictum* as a solution to frost heaving in disturbed ecosystems: a case study with milled peatlands. Restoration Ecology 13 : 74-82.
- Groeneveld, E. V. G., A. Massé et L. Rochefort. 2007. *Polytrichum strictum* as a nurse-plant in peatland restoration. Restoration Ecology 15 : 709-719.
- Guichardaz, O. 2007. Pyrolyse : Un procédé en devenir. Environnement & Technique. Décembre 2007. No. 272.
- Gundale, M. J., et DeLuca, T. H. 2007. Charcoal effects in soils solution chemistry and growth of *Koeleria macrantha* in the ponderosa pine/Douglas-fir ecosystem. Biology and fertility of Soils. Vol 43, 303 – 311

- Gurwick, N. P., C. Kelly et P. Elias. 2012. The Scientific Basis for Biochar as a Climate Change Mitigation Strategy: Does it Measure Up? Union of Concerned Scientists. Disponible en ligne : http://www.ucsusa.org/assets/documents/global_warming/Biochar-Climate-Change-Mitigation-Strategy-Does-It-Measure-Up.pdf. Site consulté en août 2013.
- Husk, B. et J. Major. 2012. Le biochar comme amendement du sol au Québec : résultats agronomiques de quatre ans d'essais terrain. Journée d'information scientifique Grandes Cultures. CRAAQ. Disponible en ligne : <http://www.agrireseau.qc.ca/agroenvironnement/documents/Major.pdf>. Site consulté en janvier 2013
- IBI (International Biochar Initiative). 2012. What is biochar? Disponible en ligne : <http://www.biochar-international.org/biochar>. Site consulté en janvier 2013.
- Ishii, T et Kadoya, K. 1994. Effects of charcoal as soil conditioner on citrus and vesicular-arbuscular mycorrhizal development. Journal of the Japanese Society of Horticultural Science. Vol 63, 529 – 535
- Jonasson, S. 1988. Evaluation of the point intercept method for the estimation of plant biomass. Oikos 52 : 101-106.
- Kuzyakov, Y., Subbotina, I., Chen, H-Q, Bogomolova, I., and Xu, X-L. 2009. 'Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by 14C labeling'. Soil Biol. Biochem. 41:210-219.
- Landry, C., P. Dubé, J. Mainguy, D. Pagé, D. Y. Martin. 2011. Évaluation de l'efficacité fertilisante en N et P, et de l'ISB de la fraction solide de lisier de porcs conditionnée obtenue du séparateur décanteur centrifuge afin d'en déterminer la valeur économique. Rapport final. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA)
- Lehmann, J. 2007. A handful of carbon. Nature Journal, vol 447, pp 143-144
- Lehmann, J. et Joseph S. 2009. Biochar for environmental management : an introduction. Dans le livre : Biochar for Environmental Management – Science and Technology. Édité par Lehmann J. et S. Joseph. Earthscan. ISBN : 978-1-84407-658-1
- Lehmann, J., C. Czimczik, D. Laird et S. Sohi. 2009. Chapitre 11 : Stability of Biochar in the Soil. Dans le livre : Biochar for Environmental Management – Science and Technology. Édité par Lehmann J. et S. Joseph. Earthscan. ISBN : 978-1-84407-658-1
- Lehmann, J., J. Pereira da Silva Jr., C. Steiner, T. Nehls, W. Zech et B. Glaser. 2003. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and

- aFerralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant and Soil* 249 : 343–357, 2003.
- LeSoleil. 2012. Le Québec poursuit ses objectifs de réduction des GES sans le Canada. Sommet de l'hiver du 27 au 29 janvier. Entrevue avec le ministre Arcand.
- Léveillé, F., D. Zegan et R. Carrier. 2011. Production de solide bioénergétique à partir de la technologie SHOCMD. Innoventé, IRDA. 4 pages.
- Liang Y., X. Cao, L. Zhao, X. Xu, et W. Harris. 2014. Phosphorus Release from Dairy Manure, the Manure-Derived Biochar, and Their Amended Soil: Effects of Phosphorus Nature and Soil Property. *Journal of Environmental Quality* 43:1504–1509.
- Liu X., A. Zhang, C. Ji, S. Joseph, R. Bian, L. Li, G. Pan et J. Paz-Ferreiro. 2013. Biochar's effect on crop productivity and the dependence on experimental conditions — a meta-analysis of literature data. *Plant Soil* 373:583 – 594. DOI 10.1007/s11104-013-1806-x
- Maguire R. O. et F. A. Agblevor. 2010. Biochar in Agricultural Systems. Virginia Cooperative Extension. Publication 442.311. Disponible en ligne : <http://pubs.ext.vt.edu/442/442-311/442-311.html>. Site consulté en janvier 2013.
- Major, J., M. Rondon, D. Molina, S. J. Riha, J. Lehmann. 2010. Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol. *Plant Soil*. 333 : 117–128
- MAPAQ. 2005. Plan d'accompagnement agroenvironnemental : Des solutions à votre portée – Cahier du conseiller du MAPAQ. 11 pages
- Meng, J., L. Wang, X. Liu, J. Wu, P. C. Brookes, et J. Xu. 2013. Physicochemical properties of biochar produced from aerobically composted swine manure and its potential use as an environmental amendment. *Bioresource Technology* 142: 641 646.
- MDDEP. 2012. Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes : Critères de référence et normes réglementaires. Québec, ministère du développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN 978-2-550-64355-5, 160 p. Disponible en ligne : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/matieres/mat_res/fertilisantes/critere/guide-mrf.pdf
- Meng, J., L. Wang, X. Liu, J. Wu, P. C. Brookes, et J. Xu. 2013. Physicochemical properties of biochar produced from aerobically composted swine manure and its potential use as an environmental amendment. *Bioresource Technology* 142:641-646.

- Nearby, Daniel G.; Ryan, Kevin C.; DeBano, Leonard F. 2005. (révisé en 2008). Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol.4. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 250 p. Disponible en ligne : http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr042_4.pdf. Site consulté en janvier 2013.
- Novak, J. M., I. Lima, B. Xing, J. W. Gaskin, C. Steiner, K.C. Das, M. Ahmedna, D. Rehrah, D. W. Watts, W. J. Busscher et H. Schomberg. 2009. Characterization of Designer biochar produced at different temperatures and their effects on a loamy sand. *Annals of Environmental Science*. Vol 3 : 195-206
- Poulin, M., L. Rochefort, F. Quinty et C. Lavoie. 2005. Spontaneous revegetation of mined peatlands in eastern Canada. *Canadian Journal of Botany* 83 : 539-557.
- Pouliot, R., S. Hugron, L. Rochefort, S. Godbout, J. Palacios, E. Groeneld et I. Jarry. 2015. Manure derived biochar can successfully replace phosphate rock amendment in peatland restoration. *Journal of Environmental Management* 157 : 118 – 126
- Quinty, F. et L. Rochefort. 2003. Guide de restauration des tourbières, deuxième édition. Association canadienne de mousse de sphaigne et Ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick. Québec, Québec.
- Sachdeva, V. et J. K. Whalen. 2012. Phosphorus in runoff and leaching potentially mitigated by biochar application to agricultural soil. Disponible en ligne : <https://dl.sciencesocieties.org/publications/meetings/download/pdf/2012am/73996>. Site consulté en août 2013.
- Saito, M. 1990. Charcoal as a microhabitat for VA mycorrhizal fungi and its practical application. *Agriculture, Ecosystem and Environment*. Vol 29 : 341 – 344
- Schoumans, O. F., W.H. Rulkens, O. Oenema et P.A.I. Ehlert. 2010. Phosphorus recovery from animal manure. Technical opportunities and agro-economical perspectives. *Aletrra Report*. ISSN 1566-7197. Disponible en ligne : <http://content.alterra.wur.nl/Webdocs/PDFFiles/Alterraraapporten/AlterraRapport2158.pdf>. Site consulté en janvier 2013
- Sottocornola, M., S. Boudreau et L. Rochefort. 2007. Peat bog restoration: Effect of phosphorus on plant re-establishment. *Ecological Engineering* 31 : 29-40.
- Spokas, K.A. 2010. Review of the stability of biochar in soils: predictability of O:C molar ratios. *Carbon Management* 1(2), 289–303.
- Spokas, K. a., K. B. Cantrell, J. M. Novak, D. W. Archer, J. a. Ippolito, H. P. Collins, A. a. Boateng, I. M. Lima, M. C. Lamb, A. J. McAloon, R. D. Lentz, et K. a. Nichols. 2012.

Biochar: A Synthesis of Its Agronomic Impact beyond Carbon Sequestration. Journal of Environment Quality 41:973.

Spokas, K.A. 2013. Biochar : The science behind the hype. Seminar at Biochar Group Meeting. Illinois, USA. Avril 5, 2013. En ligne :

<http://www.istc.illinois.edu/about/SeminarPresentations/20130405.pdf>.

Site consulté en février 2014.

Steiner, C., W. G. Teixeira, J. Lehmann, T. Nehls, J. L. Vasconcelos de Macêdo, W. E. H. Blum et W. Zech. 2007. Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil. Plant Soil Journal. Vol 291 : 275 – 290. DOI 10.1007/s11104-007-9193-9

The Climate Trust. 2010. Carbon Market Investment Criteria for Biochar Projects.

Final Project Report. CEC-500-02-004. Disponible en ligne :

<http://www.biochar-international.org/node/2426>. Site consulté en janvier 2013

Tsai, W. T., S. C. Liu, H. R. Chen, Y. M. Chang, et Y. L. Tsai. 2012. Textural and chemical properties of swine-manure-derived biochar pertinent to its potential use as a soil amendment. Chemosphere 89:198-203.

Verheijen, F. Jeffery, S., Bastos, A.C. , M. van der Velde, I. Diafas. 2010. Biochar Application to Soils. A Critical Scientific Review of Effects on Soil Properties, Processes and Functions. ISBN 978-92-79-14293-2. UK.

Verma, M. et O. Solomatnikova. 2011. Développement d'un procédé de transformation à la ferme de la fraction solide des lisiers de porc en produits énergétiques. Rapport final, projet CRIQ/IRDA No. 100 030. CDAQ projet No. 6280. 72 pages.

Wang, Y. 2011. Comparison of different phosphorus leaching behaviours of poultry litter and poultry litter char. A thesis submitted to the Faculty of the University of Delaware in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Civil Engineering. Disponible en en ligne : http://udspace.udel.edu/bitstream/handle/19716/10845/Yue_Wang_thesis.pdf?sequence=1. Site consulté en août 2013.

Wang, T., M. Camps-Arbestain, M. Hedley et P. Bishop. 2012. Predicting phosphorus bioavailability from high-ash biochars. Plant Soil 357:173–187

Wind-Mulder, H. L., L. Rochefort et D.H. Vitt. 1996. Water and peat chemistry comparisons of natural and post-harvested peatlands across Canada and their relevance to peatland restoration. Ecological Engineering 7 : 161-181.

- Woolf, D., J. E. Amonette, F. A. Street-Perrott, J. Lehmann, et S. Joseph. 2010. Sustainable biochar to mitigate global climate change: Supplementary information. Disponible en en ligne : <http://www.nature.com/ncomms/journal/v1/n5/extref/ncomms1053-s1.pdf>. Site consulté en janvier 2013.
- Zafar, S. 2013. On Biochar and Bio Oil. Cleantech Solutions. Disponible en ligne : <http://www.cleantechloops.com/carbon-sequestration-and-biochar/>. Site consulté en février 2013.
- Zafar, S. 2012. Introduction to Biomass Pyrolysis. Disponible en ligne : <http://www.cleantechloops.com/biomass-pyrolysis-introduction/>. Site consulté en janvier 2013.
- Zimmerman, A. R., B. Gao, et M. Y. Ahn. 2011. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. *Soil Biology and Biochemistry* 43:1169-1179.

9 Annexes

Production de biocharbon pyrolytique à partir de la fraction sèche solide de lisier de porc

Pour transformer la biomasse en biocharbon pyrolytique, un réacteur précédemment utilisé par une équipe de recherche universitaire a été acquis et remis en état. Le réacteur est équipé d'une ceinture chauffante fabriquée à partir d'éléments électriques puissants incorporés dans des céramiques résistantes aux hautes températures. La biomasse est conduite à partir de l'entonnoir d'alimentation vers le réacteur au moyen d'une vis sans fin. Le biocharbon formé est ensuite amassé dans la section de séparation de la phase solide et gazeuse sous le réacteur. Les gaz produits par la dégradation thermique de la matière sont évacués et forcés à traverser un système de condensation.

La méthode retenue pour la pyrolyse de la matière a été d'appliquer la puissance maximale sur la ceinture chauffante jusqu'à ce que la température indiquée par des thermocouples fixés sur la paroi et à l'intérieur du réacteur soit égale ou supérieure à 500 °C et soit maintenue durant plus d'une heure.

Après la pesée du matériel de départ, l'installation de la charge et la fermeture du réacteur, un débit de 2 LPM d'azote a été établi dans le réacteur pour maintenir une atmosphère inerte et pour favoriser l'évacuation des gaz du réacteur. Enfin, trois essais de production ont été conduits en utilisant environ 2,4 kg de solide de lisier de porc sec à chaque fois. Le rendement moyen des trois productions de charbon pyrolytique obtenu a été de 35 %.

Des échantillons de chaque essai et du composite ont été analysés tels que reçus pour les matières sèches (99,7 % et 99,5 % respectivement). Puis des aliquotes des échantillons ont été séchés à 70 °C pour faire l'analyse des cendres, du carbone (C), de l'hydrogène (H), de l'azote (N) et, après digestion selon la méthode EPA-3050 de l'agence américaine de protection de l'environnement (USEPA), pour vingt autres éléments : P, K, Ca, Mg, Al, B, Cu, Fe, Mn, Zn, Mo, Na, Ni, Cd, Cr, Co, Pb, S, Ba et Sr (Tableau 14).

Le lisier de porc utilisé dans le cadre du présent projet a été traité par voie biologique à l'aide du procédé SHOC^{MD} (Léveillé et al., 2011) lequel a permis d'obtenir un matériel solide relativement sec (88 % de matières sèches). Ce dernier a été utilisé comme matériel de départ, pour la conversion en biocharbon pyrolytique. Les résultats de la caractérisation (Tableau 14) montrent des teneurs normales se retrouvant habituellement dans cette biomasse, puis comparables aux résultats d'analyses présentés dans d'autres études (Verma et Solomatnikova, 2011 et Godbout, et al., 2012).

Tableau 14 Caractéristiques de la fraction solide sèche de lisier de porc (matériel de départ) et du biocharbon pyrolytique résultant de chaque essai, ainsi que du composite formé.

Éléments	Unités	Fraction solide sèche de lisier de porc	Biocharbon			Composite
			Essai 1	Essai 2	Essai 3	
Rendement	%	-	34,7	36,0	35,4	35,4
Matières sèches	% b.h.	87,7	99,6	99,9	99,5	99,5
pH		6,5	10	10,5	10,5	10,4
Cendres	% b.h.	13,2	36,5	36,3	34,4	32,6
C	% b.s.	44,2	61,2	60,6	60,4	61,9
H	% b.s.	5,4	0,779	1,13	1,09	1,17
N	% b.s.	3,08	3,57	3,65	3,53	3,66
P total	mg/kg b.s.	11 132	25 661	24 931	24 966	24 873
K	mg/kg b.s.	15 063	34 640	32 282	33 176	33 302
Ca	mg/kg b.s.	17 600	42 339	47 273	42 520	42 718
Mg	mg/kg b.s.	5 900	13 572	13 204	13 253	13 233
Al	mg/kg b.s.	235	629	581	572	563
B	mg/kg b.s.	70	143	141	142	143
Cu	mg/kg b.s.	438	827	777	799	802
Fe	mg/kg b.s.	7 348	14 763	15 548	14 309	15 975
Mn	mg/kg b.s.	328	765	749	751	761
Zn	mg/kg b.s.	557	1300	1308	1277	1299
Mo	mg/kg b.s.	5,37	7,95	7,64	7,32	7,81
Na	mg/kg b.s.	3 713	8 631	8 186	8 365	8 408
Ni	mg/kg b.s.	7,08	15,2	12,4	11,2	13,1
Cd	mg/kg b.s.	0,241	0,300	0,373	0,341	0,363
Cr	mg/kg b.s.	4,53	8,59	8,28	6,39	8,37
Co	mg/kg b.s.	3,79	7,74	7,55	7,28	7,64

Tableau 14 Caractéristiques de la fraction solide sèche de lisier de porc (matériel de départ) et du biocharbon pyrolytique résultant de chaque essai, ainsi que du composite formé.

Éléments	Unités	Fraction solide sèche de lisier de porc	Biocharbon			Composite
			Essai 1	Essai 2	Essai 3	
Pb	mg/kg b.s.	1,02	1,56	0,838	0,983	0,914
S	mg/kg b.s.	8 520	10 926	10 547	10 354	10 648
Ba	mg/kg b.s.	12,1	29,6	29,2	27,3	27,8
Sr	mg/kg b.s.	61,5	140	140	139	141

Afin de vérifier l'impact des réactions pyrolytiques sur les différents éléments qui composent le solide de lisier de porc séché par voie biologique, des calculs de bilan de matières ont été effectués avec les résultats d'analyses du matériel de départ, le rendement moyen obtenu pour les trois essais effectués et les moyennes des analyses effectuées sur les trois charbons pyrolytiques produits.

Le Tableau 15 présente les quantités calculées des différents paramètres dans 1000 g de matériel de départ, ainsi que les quantités calculées dans 354 g de charbon pyrolytique obtenu, et le bilan, qui est le rapport des masses produit/réactif, exprimé en pourcentage.

Tableau 15 Bilan de matière des réactions pyrolytiques.

	Masse (g)		Bilan (%)
	Réactif	Produit	
Matière de départ	1000	354	35
Matière sèche	877	352	40
Cendres	132	126	96
C	388	214	55
H	47	3,5	7,4
N	27	13	47
P	9,8	8,9	91
K	13	12	89
Ca	15	16	101
Mg	5,2	4,7	91
Al	0,21	0,21	102
B	0,06	0,05	82
Cu	0,38	0,28	74
Fe	6,4	5,2	81
Mn	0,29	0,27	93
Zn	0,49	0,46	94
Mo	0,005	0,003	57
Na	3,3	3,0	91
Ni	0,006	0,005	73
Cd	0,0002	0,0001	56
Cr	0,004	0,003	69
Co	0,003	0,003	80
Pb	0,0009	0,0004	44
S	7,5	3,7	50
Ba	0,01	0,01	95
Sr	0,05	0,05	91
Total P à Sr	62	54	87

Les résultats des analyses combinés avec le rendement en charbon des réactions pyrolytiques démontrent bien, par le principe de conservation des

masses, que la réaction de décomposition thermique de la matière sous atmosphère inerte permet de conserver dans le charbon pyrolytique les éléments inorganiques initialement contenus dans les cendres du matériel de départ. En effet, pour la plupart des éléments analysés, les quantités calculées dans le matériel de départ sont retrouvées totalement dans le charbon pyrolytique, ce qui permet la fermeture du bilan au-dessus de 90 %.

La fermeture des bilans calculés pour les éléments en très faible concentration est souvent inférieure à 90 % parce que pour ces éléments, les résultats d'analyses sont moins précis. Cependant, pour le carbone, l'hydrogène, l'azote et le soufre, les fermetures des bilans largement inférieures à 100 % indiquent que pour ces éléments, l'augmentation de la température favorise la décomposition de la matière organique du substrat de départ qui est principalement formée de carbone et d'hydrogène, et dans une moindre mesure d'azote et de soufre qui sont évacués du réacteur dans les fumées incondensables.

Suivi du K, Ca et Mg résultant de l'expérience d'incubation du biocharbon dans le sol

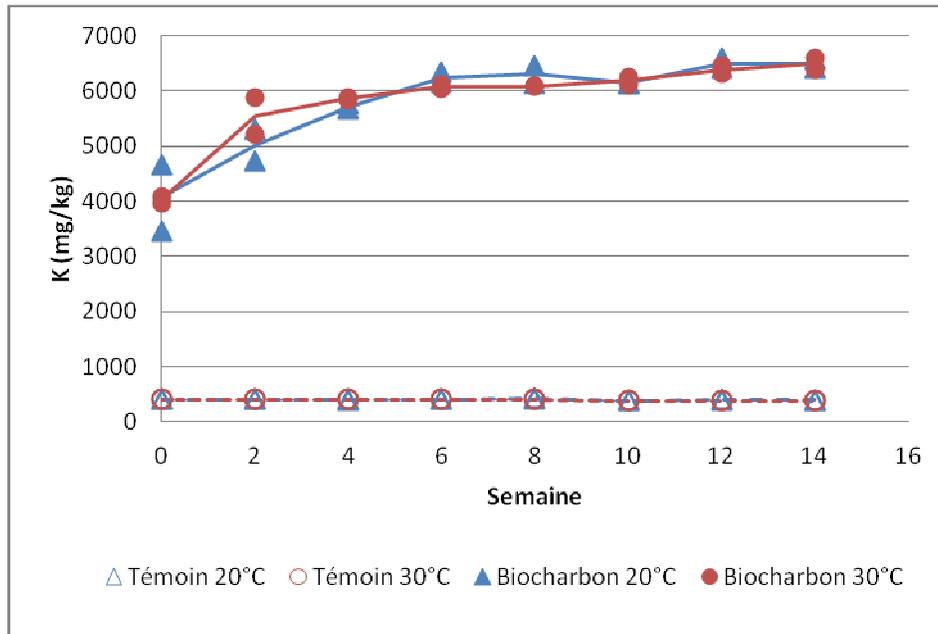


Figure 20 Résultats du suivi du K résultant de l'expérience d'incubation du biocharbon dans le sol

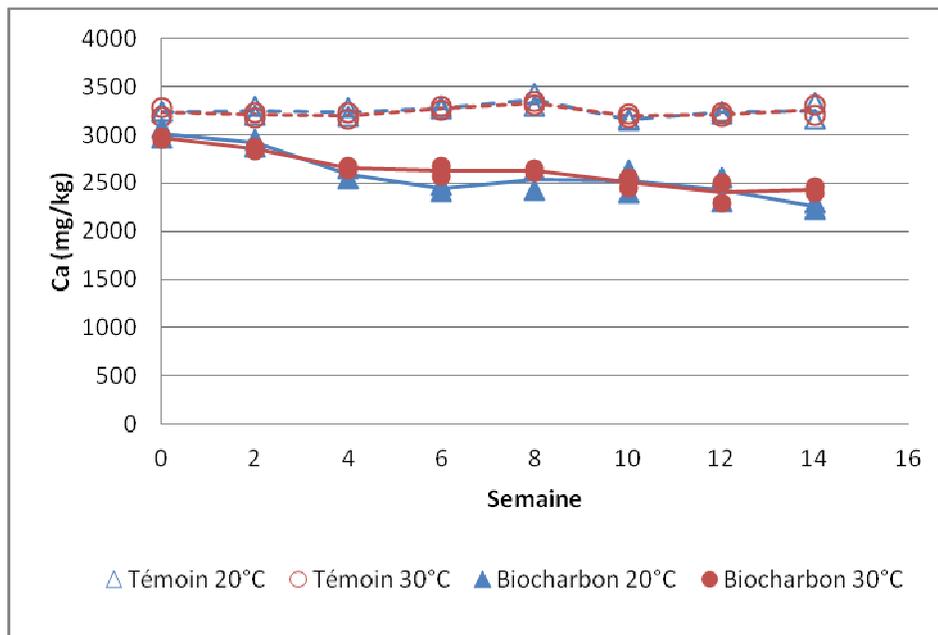


Figure 21 Résultats du suivi du Ca résultant de l'expérience d'incubation du biocharbon dans le sol

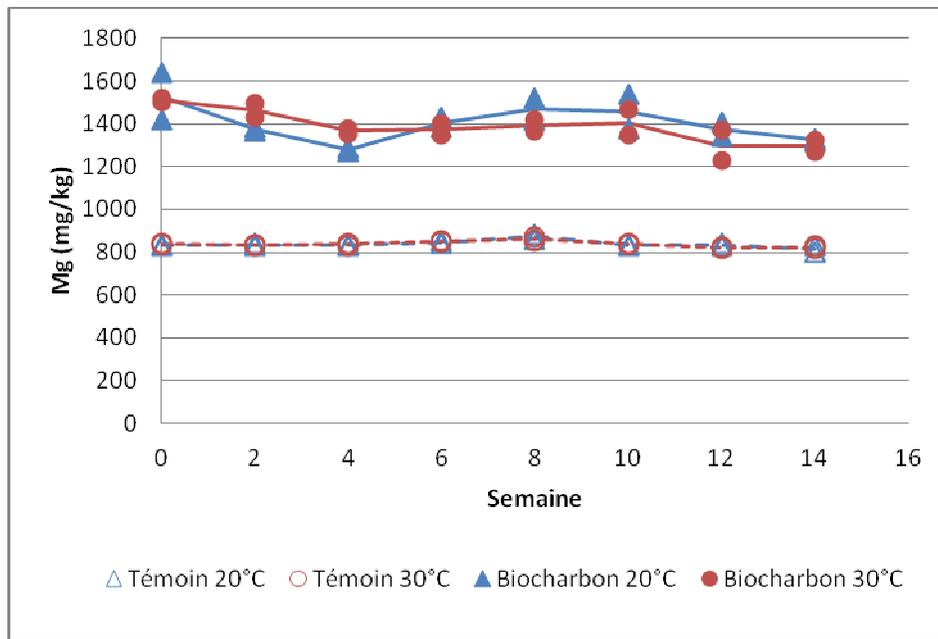


Figure 22 Résultats du suivi du Mg résultant de l'expérience d'incubation du biocharbon dans le sol

Résultats des analyses chimiques du matériel végétal prélevé de l'expérience en serre

Tableau 16 Concentrations de micro-et macro-nutriments (en ppm à l'exception du C total et du N total) dans les tissus de mousse (*Sphaignes* et *Polytrichum strictum*) de l'expérience en serre. Les valeurs représentent un échantillon composite constitué de matériau prélevé de chaque unité expérimentale d'un traitement donné.

Nutriment (ppm)	Traitement				
	RP-15	Témoin	BC-9	BC-18	BC-36
Al	136	149	95	89	123
B	2	2	2	2	4
Ba	9	11	9	8	10
Ca	6 912	1 754	1 826	1 902	2 545
Cd	0	0	0	0	0
Co	0	0	0	1	1
Cr	4	1	1	1	1
Cu	12	15	16	20	38
Fe	193	232	209	282	608
K	2 826	2 896	3 577	4 137	4 987
Mg	803	714	772	910	1 119
Mn	43	67	49	45	66
Mo	0	0	0	0	1
Na	1 581	1 231	1 474	1 418	1 305
Ni	2	1	1	1	2
P	2800	483	919	1344	2087
Pb	3	4	3	3	3
S	1 226	1 126	1 166	1 041	1 356
Sr	37	8	9	9	11
Zn	219	263	253	242	305
P disponible (Olsen)	184	63	161	306	505
C total (%)	46	45	46	46	46
N total (%)	1	1	1	1	1

PR = roche phosphaté, BC = biocharbon.

Tableau 17 Concentration de P total et disponible (en ppm) dans la tourbe sous le tapis de mousse dans l'expérience en serre. Les valeurs ont été mesurées dans un échantillon composite composé d'un matériau pris à partir de chaque répétition d'un traitement donné.

Traitement	Jour	P total	P disponible (Olsen)
RP-15	20	157	16
	41	177	27
	91	167	19
	125	171	24
Témoin	20	152	14
	41	155	18
	91	168	17
	125	161	15
BC-9	20	157	19
	41	152	18
	91	164	17
	125	163	14
BC-18	20	156	18
	41	155	25
	91	179	21
	125	184	13
BC-36	20	199	30
	41	223	38
	91	221	39
	125	183	19

PR = roche phosphaté, BC = biocharbon.

Article scientifique élaboré et publié lors de la réalisation du présent projet

Journal of Environmental Management 157 (2015) 118–126



Contents lists available at ScienceDirect

Journal of Environmental Management

journal homepage: www.elsevier.com/locate/jenvman



Manure derived biochar can successfully replace phosphate rock amendment in peatland restoration



Rémy Pouliot^{a,*}, Sandrine Hugron^{a,1}, Line Rochefort^{a,1}, Stéphane Godbout^b,
Joahnn H. Palacios^b, Elisabeth Groeneveld^{a,1}, Isabelle Jarry^{a,1}

^a Peatland Ecology Research Group (PERG) and Centre d'Études Nordiques, Université Laval, 2425 Rue de l'Agriculture, Québec City, Québec, G1V 0A6, Canada

^b Institut de Recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), 2700 Rue Einstein, Québec City, Québec, G1P 3W8, Canada

ARTICLE INFO

Article history:
Received 15 July 2014
Received in revised form
18 March 2015
Accepted 13 April 2015
Available online

Keywords:
Cutover bog
Ecological restoration
Fertilization
Polytrichaceae
Solid biochar
Sphagnum moss

ABSTRACT

Phosphate rock fertilization is commonly used in peatland restoration to promote the growth of *Polytrichum strictum*, a nurse plant which aids the establishment of *Sphagnum* mosses. The present study tested whether 1) phosphorus fertilization facilitates the germination of *P. strictum* spores and 2) biochar derived from local pig manure can replace imported phosphate rock currently used in peatland restoration. Various doses of biochar were compared to phosphate rock to test its effect directly on *P. strictum* stem regeneration (in Petri dishes in a growth chamber) and in a simulation of peatland restoration with the moss layer transfer technique (in mesocosms in a greenhouse). Phosphorus fertilization promoted the germination of *P. strictum* spores as well as vegetative stem development. Biochar can effectively replace phosphate rock in peatland restoration giving a new waste management option for rural regions with phosphorus surpluses. As more available phosphorus was present in biochar, an addition of only 3–9 g m⁻² of pig manure biochar is recommended during the peatland restoration process, which is less than the standard dose of phosphate rock (15 g m⁻²).

© 2015 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

According to SER (2004), ecological restoration comprises all the processes which help the recovery of a degraded, damaged or destroyed ecosystem. Plants, especially *Sphagnum* mosses, poorly recolonize vacuum-milled peatlands without active human intervention, even many decades post-abandonment (Poulin et al., 2005), making peatland ecological restoration necessary. The main goal of peatland ecological restoration is to restore the long-term function of the carbon sink by promoting, as short-term goals: 1) the development of a moss carpet dominated by *Sphagnum*, which will allow the formation and the accumulation of peat and 2) the return of the diplotelmic hydrological layers (Graf et al., 2012; Rochefort, 2000; Sliva and Pfadenhauer, 1999; Vasander et al., 2003) which regulate the processes of decomposition and nutrient sequestration.

A restoration approach called the moss layer transfer method, developed in the 1990s, has successfully allowed the return of plant

communities dominated by *Sphagnum* mosses in North American bogs (Poulin et al., 2012). This approach typically includes six steps: 1) site preparation to remove biological crusting and redistribute water, 2) harvesting of donor plant fragments, 3) spreading donor vegetation, 4) mulch application, 5) blocking drainage ditches and 6) phosphorus fertilization (Graf et al., 2012; Quilty and Rochefort, 2003; Rochefort and Lode, 2006).

The interest of phosphorus fertilization is to accelerate the establishment of *Polytrichum strictum* Brid., a pioneer species that can tolerate the harsh conditions found on bare peat surfaces. An important role played by *P. strictum* during the first 2–3 years post restoration is to reduce wind erosion and frost heaving, two important barriers to *Sphagnum* moss establishment (Groeneveld and Rochefort, 2005; Quilty and Rochefort, 2003). *P. strictum* stabilize the peat surface with its rhizoids and acts as a nurse plant by creating humid microclimates favorable to *Sphagnum* moss establishment on bare peat (Groeneveld et al., 2007). Once established, *Sphagnum* mosses eventually outcompete *P. strictum*, which gradually decreases in abundance (Rochefort et al., 2013). Depending on the circumstances, the growth of *Sphagnum* mosses can be enhanced by phosphorus fertilization (Aerts et al., 1992; Baker and

* Corresponding author.

E-mail address: remy.pouliot.1@ulaval.ca (R. Pouliot).

¹ <http://www.gret-perg.ulaval.ca>.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.019>
0301-4797/© 2015 Elsevier Ltd. All rights reserved.

Boatman, 1990; Li and Vitt, 1994; Limpens et al., 2004) or not (Ferland and Rochefort, 1997; Sottocornola et al., 2007). However, until now it has not been possible to separate direct positive effects of fertilizer on *Sphagnum* moss growth from indirect positive effects via the promotion of nurse species such as *P. strictum* on restored peatlands.

The decision to fertilize or not depends on the balance between frost heaving risks (need for *P. strictum* as a nurse plant and soil stabilizer) versus the risk of invasion by non-peatland invasive species (Sottocornola et al., 2007). Where frost heaving risks outweigh those of invasion by undesirable species, a low dose of 15 g m^{-2} granular phosphate rock is recommended (Quinty and Rochefort, 2003). A higher dose would increase *P. strictum* cover (linear positive effect, Sottocornola et al., 2007). However, a 30% *P. strictum* cover threshold should not be exceeded in restored peatlands because above this level it competes with *Sphagnum* moss rather than promoting its establishment (González et al., 2013). In addition, even if fertilization is known to increase growth of *Polytrichaceae* mosses after its establishment (Chapin and Chapin, 1980; Sottocornola et al., 2007), no studies indicate whether the phosphorus acts on spore germination or vegetative fragment regeneration for the specific bog species *P. strictum*.

Pig manure biochar could be an alternative fertilizer to phosphate rock during peatland restoration. Indeed, the content of available phosphorus in biochar is thought to be larger than in phosphate rock. However, no information is available to confirm this assumption. The biochar can be produced from several biomasses (wood, agricultural crop residues or animal manure) through a pyrolysis process. In this process, the biomass is heated at relatively high temperature (350 °C – 750 °C) in an oxygen free environment, converting it into a carbonized solid fraction (biochar) and a gas fraction which subsequently can be partly converted by condensation into bio-oil (Bridgwater, 2003). Current applications of biochar include the amendment of agricultural soils for improving crops yield, the treatment of gaseous or liquid effluents, the use as bio-fuel and as a carbon sequestration material (Demirbas et al., 2006; Gaunt and Lehmann, 2008; Lehmann, 2007; McHenry, 2009; Navia and Crowley, 2010; Sun et al., 2014; Uzoma et al., 2011).

Two main advantages arise from the conversion of pig manure to biochar for use as fertilizer in peatland restoration. First, biochar produced from animal manure feedstock generally contains more phosphorus than biochar from lignocellulosic biomass (Ro et al., 2010). Therefore, less fertilizer is needed for an equivalent dose of phosphorus. Second, the conversion adds value to a by-product present in excess in some areas. Because of regulations limiting the amount of manure that can be spread, the supply of manure for use as fertilizer often exceeds demand in areas with a high concentration of swine production. Consequently, many farms are required to adopt new disposal practices. Converting the excess manure into biochar is a solution with environmental, technical and economic benefits for swine producers. Biochar is drier, lighter and more resistant to decomposition than the raw material from which it is derived, thereby facilitating the storage, management and long-range transport for use outside the animal production areas. However, the use of biochar as a fertilizer during peatland restoration has never been tested.

The first objective of the present study was to determine if the phosphorus acts on spores or fragments of *P. strictum* (in a growth chamber), the hypothesis being that it acts on both. The second objective was to test the effectiveness of biochar as a substitute for phosphate rock fertilization during peatland restoration. First, a preliminary study was carried out in order to estimate the available P in the biochar as compared to phosphate rock. Second, two experiments were carried out to test the effects of biochar 1) on

P. strictum in a growth chamber experiment and 2) on a small-scale peatland restoration experiment in a greenhouse. The hypothesis was that more available phosphorus would be present in biochar, and as a result, a lower dose could be used compared to phosphate rock to obtain the same effects on plants.

2. Material and methods

2.1. Germination of *P. strictum* spores

This experiment was conducted in Petri dishes and aimed to verify the effects of phosphorous fertilization on the germination of *P. strictum* spores. Six doses of phosphorus (phosphoric acid – H_3PO_4) were tested: 0, 0.14, 0.25, 1, 20 and 100 mg of P L^{-1} . The experiment was designed as a completely randomized design with five repetitions.

Capsules of *P. strictum* were collected in a peatland located in eastern Québec, Canada ($47^{\circ}49'N$ and $69^{\circ}28'W$). The spores of six capsules were mixed with 45 ml of water (for an approximate ratio of 367 000 spores/ml). Five drops ($32 \mu\text{l}$ each) were placed in each Petri dish which had been filled beforehand with sterilized horticultural peat. Petri dishes were watered with a five-time diluted modified Rudolph solution (Campeau and Rochefort, 1996) to which was added the appropriate volume of H_3PO_4 to achieve the wanted concentrations of phosphorus. Petri dishes were then sealed with paraffin to minimize water loss. The treatment with $0.14 \text{ mg of P L}^{-1}$ corresponded to the amount of phosphorus in the modified Rudolph solution. In the control without phosphorus, the stock solution normally used with KH_2PO_4 was changed for a solution with KOH to maintain the same amount of potassium. Petri dishes were placed in a growth chamber (photoperiod = 14 h) where the temperature was maintained at 25 °C during the day and 22 °C during the night. After 45 days of growth, the number of leafy gametophytes was recorded in each Petri dish.

2.2. Production of biochar from pig manure and evaluation of P availability for dose determination

The biochar used in this study was produced using a pyrolysis system with a feedstock consisting of the dried solid fraction of pig manure. The solid fraction came from a growing-finishing barn using an under slat separating system (perforated belt). This solid fraction was then dried with the SHOC^{MD} process, a bio-dryer that dries and sanitizes organic sludges to create a final product that is free of pathogens and offensive odors. This product was then pyrolyzed at 500 °C for 1.5 h.

Chemical characteristics of the biochar obtained from pig manure and of the phosphate rock were analyzed at the Research and Development Institute for the Agri-Environment (IRDA) laboratory (Québec City, QC, Canada) (Table 1). Despite the phosphate rock contained close to five times more of total P than in biochar, the major portion is unavailable to the plants. In opposite, biochar contains a higher proportion of available P (close to six times more) than in phosphate rock. The obtained concentrations were used in order to choose the fertilization doses for the following experiments.

2.3. *P. strictum* fragment regeneration in Petri dishes

This experiment was carried out in Petri dishes and aimed to test a wide range of biochar doses on *P. strictum* fragments. It was designed as a completely randomized experiment and included a control treatment without phosphorous fertilization, three doses of phosphate rock including the reference dose typically used in restoration and six doses of biochar. Based on the results of the preliminary P availability tests, the biochar doses contained

Table 1

Characteristics of the resulting biochar from the pyrolysis of the solid fraction of pig manure and the phosphate rock and quantified difference between biochar and phosphate rocks.

Element ^a	Units	Biochar	Phosphate rock	Coefficient of enrichment by biochar
Total P	ppm	24 873	111 866	0.2
Available (Olsen P)	ppm	1631	280	5.8
Available (Bray method)	ppm	2312	403	5.7
Al	ppm	563	1975	0.3
B	ppm	143	70	2.0
Ba	ppm	28	37	0.8
Ca	ppm	42 718	303 746	0.1
Cd	ppm	0	16	0.0
Co	ppm	8	0	80.0
Cr	ppm	8	169	0.0
Cu	ppm	802	20	40.1
Fe	ppm	15 975	2548	6.3
K	ppm	33 302	2212	15.1
Mg	ppm	13 233	15 138	0.9
Mn	ppm	761	30	25.4
Mo	ppm	8	4	2.0
Na	ppm	8408	8089	1.0
Ni	ppm	13	15	0.9
Pb	ppm	1	2	0.5
S	ppm	10 648	21 524	0.5
Sr	ppm	141	1681	0.1
Zn	ppm	1299	166	7.8
Dry matter ^b	% w.b.	99.5	95.0	1.0
Ash	% w.b.	32.6	89.7	0.4
pH	–	10.4	8.2	1.3
C ^c	% d.b.	61.9	–	–
H ^c	% d.b.	1.2	–	–
N ^c	% d.b.	3.7	–	–

^a The United States Environmental Protection Agency (USEPA) method (2012) using inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES) was used for the detection of major and minor elements.

^b Dry matter was measured at 105 °C.

^c Evaluated by dry combustion (Leco TruSpec, St. Joseph, MI, USA).

between 2 and 48% of the total phosphorous and between 50% and 1200% of the available phosphorus present in the reference dose of phosphate rock (Table 2). Each fertilization treatment was replicated five times.

P. strictum stems were collected in a peatland located in central Quebec, Canada (48°49'N and 72°10'W). Stems were chopped into 1–2 cm long fragments, then spread on filter papers (pore size = 8 µm) placed in 14 cm diameter Petri dishes. Two grams of fragments were placed in each dish, covering about 20% of the surface. Fertilizer was sprinkled on top of the mosses. The filter paper was then saturated with distilled water and the Petri dish sealed with paraffin to minimize water loss. The Petri dishes were

placed in a growth chamber with a 14 h photoperiod and a constant 22 °C temperature. After 11 weeks, the number of *P. strictum* stems was counted and algal proliferation was estimated using six classes: 0 = 0% of algae cover, 1 = 1–5%, 2 = 6–25%, 3 = 26–50%, 4 = 51–75% and 5 = 76–100%.

2.4. Peatland restoration in mesocosms

This experiment was conducted in mesocosms in greenhouses and aimed to simulate the steps of ecological restoration for cutover bogs. The reference dose of phosphate rock typically used in restoration was used as a control (PR-1), along with three doses of

Table 2

Description of fertilization treatments. PR = Phosphate rock, BC = Biochar. The x indicates the treatments used for a given experiment. The treatment highlighted in gray corresponds to the reference dose of phosphate rock typically used in peatland restoration.

Treatment	Dose of PR or BC (g/m ²)	Fraction of the reference dose for total P [*]	Fraction of the reference dose for available P ^{**}	Experiment: <i>P. strictum</i> regeneration on filter papers (Petri dishes)	Experiment: Peatland restoration in mesocosms (greenhouse)
Control	0	0 %	0%	x	x
PR-1/2	7.5	50 %	50%	x	
PR-1	15	100 %	100%	x	x
PR-3/2	22.5	150 %	150%	x	
BC-1/50	1.5	2 %	50%	x	
BC-1/25	3	4 %	100%	x	
BC-1/12	6	8 %	200%	x	
BC-1/8	9	12 %	300%	x	x
BC-1/4	18	24 %	600%	x	x
BC-1/3	27	36 %	900%	x	
BC-1/2	36	48 %	1200%		x

^{*} 118 715 ppm of total phosphorus in phosphate rocks vs. 24 873 ppm in biochar (~5 times more in phosphate rocks, see Table 1).

^{**} 280 ppm of available phosphorus in phosphate rocks vs. 1 631 ppm in biochar (Olsen P method) and 403 ppm of available phosphorus in phosphate rocks vs. 2 312 ppm in biochar (Bray method, see Table 1).

In both cases, there are 6 times less available phosphorus in phosphate rocks.

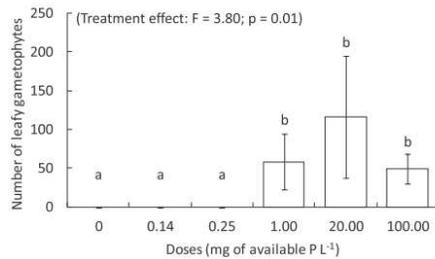


Fig. 1. Effect of phosphorus fertilization on the germination of *P. strictum* spores. The variable measured was the number of leafy gametophytes (mean \pm SE) after 45 days in growth chambers. $n = 5$ for all treatments. Letters indicate significant differences following a protected LSD test.

biochar (BC-1/8, BC-1/4 and BC-1/2) and a treatment without fertilization (see Table 2 for more details). The experiment was set up as a complete randomized block design with four replications.

Plant material, composed mainly of *Sphagnum rubellum* Wilson along with *P. strictum*, was collected in a natural peatland near Quebec City, Canada (46°39'N and 71°19'W). As advised for peatland restoration, only the top 10 cm of the moss carpet was collected since this material has the highest regeneration capacity (Campeau et Rochefort, 1996; Quinty et Rochefort, 2003). The moss carpet was broken apart and fragments were uniformly spread in mesocosms on top of horticultural peat that had previously been rewetted (mean peat pH of 3.34 ± 0.02 SE). The spreading ratio was 1:10, which means that 1 m² of plant material collected in a donor peatland was spread over 10 m² of surface being restored. Fertilizers were sprinkled on top of the mosses, in one application at the beginning of the experiment. Water level was controlled independently for each mesocosm using a system of perforated pipes and drains which maintained the water table 15–25 cm below the peat surface. Mesocosms were watered with rain water once every week, and mosses at the surface were kept humid by a misting system. During the first 50 days of the experiment, the environmental conditions were kept humid to facilitate germination of *P. strictum* spores (18 °C during the day and 14 °C during night; along with a constant relative humidity (RH) of 60%). After 50 days, conditions were modified to promote the growth of *Sphagnum* (22 °C/50% RH during the day and 18 °C/85% RH during the night). After 125 days, *Sphagnum* moss and *P. strictum* cover was visually evaluated for each experimental unit. Additionally, the number of *Sphagnum capitulum* and *P. strictum* stems was counted in five 25 cm² quadrats placed haphazardly in each mesocosm.

2.5. Chemical analyses in peat and plant tissues

Four times during the experiment (at 20, 41, 91 and 125 days), a composite sample of material was collected under the living moss carpet of each experimental unit of a given treatment. The samples were analyzed for total and available phosphorus concentrations as well as pH, allowing the detection of trends over time. In addition, at the end of the experiment (after 125 days), a composite sample of living moss tissues (*Sphagnum* and *P. strictum*) from each experimental unit was collected for each of the five treatments. Chemical analyses were run at the IRDA laboratory.

2.6. Statistical analyses

One way ANOVAs were performed to test if fertilizers had a significant effect on the regeneration of *P. strictum* fragments in

terms of leafy gametophyte numbers (in the spore germination experiment) and new stems development (in the *P. strictum* fragment regeneration and mesocosm restoration experiments). In the *P. strictum* fragment experiment, analyses were also done on algal proliferation. Analyses were performed on the number of *Sphagnum capitula* and the cover of *Sphagnum* and *P. strictum* mosses. Following the ANOVA, a protected LSD was run for the number of leafy gametophytes in the spore germination experiment and for the number of new *P. strictum* stems and the algal proliferation in the *P. strictum* fragment experiment. For the restoration experiment, Dunnett's test was used with the reference dose of phosphate rock as the control (15 g m⁻²; PR-1 in Table 2).

The GLM procedure in SAS software was used (SAS Statistical System software, v. 9.2, SAS Institute Inc., Cary, NC, USA). Significant probability levels were set to $\alpha = 0.05$ and all data were tested for homogeneity as well as for normality. The number of new *P. strictum* stems, new *Sphagnum capitula* and leafy gametophytes were square-root transformed prior to analysis.

3. Results

3.1. Germination of *P. strictum* spores

After 45 days, no germination was observed for the three lowest doses of P (0, 0.14 and 0.25 mg of available P L⁻¹) whereas germination occurred at the three highest doses (1, 20 and 100 mg of available P L⁻¹; Fig. 1). Due to the high variance observed within the same fertilization treatments, no significant differences were detected between the three highest doses. Thus, a minimal phosphorous dose located somewhere between 0.25 and 1 mg of available P L⁻¹ appeared necessary to induce the germination of *P. strictum* spores; once this threshold is reached, increasing the dose will not improve the germination rate.

3.2. *P. strictum* fragment regeneration in Petri dishes

Regeneration of *P. strictum* fragments in terms of new stems was similar between all doses of phosphate rock, the four lower doses of biochar and the unfertilized control (Fig. 2A). However, the two highest doses of biochar (BC-1/3 and BC-1/4) significantly reduced the development of new stems by 2.4 times compared to the two lowest doses of biochar (BC-1/25 and BC-1/50) and the three doses of phosphate rock. Two high doses of biochar (BC-1/4 and BC-1/8) favored algal proliferation (more than 50% cover) whereas they were virtually absent in the control treatment and low in the two lower doses of biochar (BC-1/25 and BC-1/50). The three doses of phosphate rock as well as the midway dose of biochar (BC-1/12) induced an intermediate algae development (cover between 25 and 50%; Fig. 2B).

3.3. Peatland restoration in mesocosms

When compared in terms of *P. strictum* cover, none of the treatments tested were significantly different from the typical dose of phosphate rock used in restoration (Fig. 3A), meaning that any addition of P was beneficial compare to the control without fertilization. In addition, of the three biochar doses, only BC-1/4 resulted in a significantly higher number of new *P. strictum* stems (1.6 times higher; $16\,340 \pm 1153$ vs. $10\,100 \pm 1258$ stems m⁻²) than the dose of phosphate rock typically used in restoration. In contrast, the development of new stems in the unfertilized control was significantly lower compared to the typical dose of phosphate rock used in restoration (3 times lower; 3240 ± 1957 vs. $10\,100 \pm 1258$ stems m⁻²; Fig. 3B).

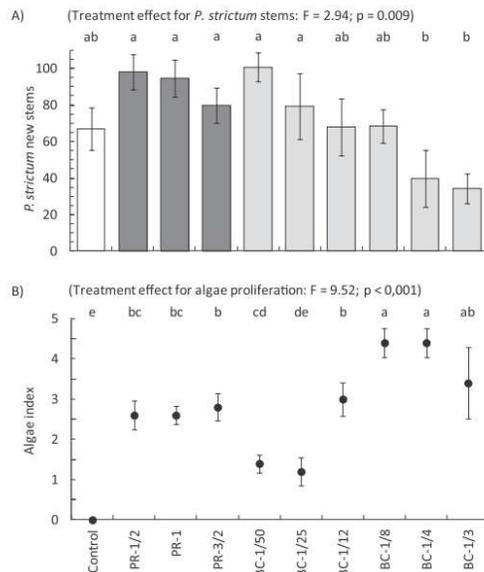


Fig. 2. Effect of fertilization on regeneration of *P. strictum* stems (A) and on algal proliferation (B) (mean \pm SE) after 11 weeks on filter paper in Petri dishes placed in a growth chamber. PR = phosphate rock (in dark gray), BC = biochar (in light gray). The fraction after the treatment refers to the fraction of total P found in the treatment in comparison with the reference dose (PR-1, 15 g m⁻²). Index for algal proliferation is as follows: 0 = 0% of algae cover, 1 = 1–5%, 2 = 6–25%, 3 = 26–50%, 4 = 51–75% and 5 = 76–100%. n = 6 for all treatments. Capital letters (for the regeneration of *P. strictum* stems) and lower case letter (for algal proliferation) indicate a significant difference following a protected LSD test.

Sphagnum moss cover exhibited the same response as *P. strictum*: none of the treatments induced a significant change as compared to the typical dose of phosphate rock used in restoration (Fig. 3C). However, *Sphagnum* capitula tended to be smaller as the biochar dose increased (pers. obs.). Indeed, even if there was no difference in terms of cover, the number of *Sphagnum* capitula was 1.4 times higher for the BC-1/2 treatment compared to the reference dose of phosphate rock normally used in restoration (29 320 \pm 1380 vs. 18 220 \pm 1776; Fig. 3D). Moreover, a greening of *Sphagnum* mosses was observed as the dose of biochar increased, going from red that is normally observed for *S. rubellum* in the unfertilized control and the PR-1 treatments to yellow-green in the highest dose of biochar (Annex 1).

3.4. Chemical analyses in peat and plant tissues

Increasing the biochar dose increased the concentrations of Cu, Fe, K and Mg in moss tissues (Table 3). The concentrations of these elements were similar between PR-1 and the unfertilized control, but they were 1.5–2.9 times higher for the BC-1/2 treatment. Concentrations of Cu, Fe and K were higher in the biochar than in the phosphate rock, possibly indicating that plant uptake for these elements was higher as the element availability was higher. Such trends in nutrient concentrations may explain the color changes noted in *Sphagnum* mosses, although the statistical significance cannot be determined due to a lack of replication. Phosphorus tissue concentrations also increased with increasing biochar doses.

However the trend over time is not clearly defined (Table 4). However, biochar or phosphate rock additions did not change the peat pH observed in the mesocosm experiment (Table 4).

4. Discussion

4.1. The effect of phosphorus on *P. strictum* regeneration

Available phosphorus often limits plant growth in natural bogs (Bedford et al., 1999; Bridgham et al., 1996) and its concentrations is even lower in cutover peatlands (Wind-Mulder and Vitt, 2000), suggesting phosphorus deficiency (Andersen et al., 2006). Consequently, phosphorus addition during the restoration process can accelerate the establishment of *P. strictum* (Ferland and Rochefort, 1997; Sottocornola et al., 2007) a nurse species for *Sphagnum* moss establishment (Groeneveld et al., 2007; Groeneveld and Rochefort, 2005).

This study showed that phosphorus (in phosphate rock or in biochar) promotes the growth of *P. strictum* by increasing spore germination and enhancing vegetative spread. As spores are likely to accumulate on the moss surface year after year and can remain viable for a long time (During, 1979), the vegetation reintroduced during peatland restoration likely contains a sufficient quantity of spores whose germination could be stimulated by phosphorus fertilization. This stimulation is similar to that observed post-fire on peatlands. During a fire, nutrients immobilized in plant tissues are released resulting in a strongly increased cover of pioneer mosses (Benscoter and Vitt, 2008; Kuhry, 1994). These pioneer mosses facilitate *Sphagnum* establishment (Benscoter, 2006). In the decades following a fire or the restoration, *Sphagnum* mosses gradually outcompete the pioneer mosses and *P. strictum* colonies as the initial flush of nutrients is depleted.

The decreased development of new *P. strictum* stems following the two higher doses of biochar (18 and 27 g m⁻²) could indicate fertilizer toxicity or nutrient deficiencies from nutrient antagonism. However, as the regeneration experiment was done on filter paper, the ability of peat to retain nutrients or mitigate contaminants was absent. In contrast, field experiments on restored peatlands using various doses of phosphate rock (up to 25 g m⁻²), showed a linear increase in *P. strictum* regeneration with dose (Sottocornola et al., 2007), indicating that on peat, toxic effects and nutritional deficiencies are less likely to be a problem. As more algae were present following higher doses of biochar, light competition between mosses and algae could also explain the lower development of new *P. strictum* stems.

4.2. Biochar as a replacement for phosphate rock during peatland restoration

This experiment confirmed the hypothesis that biochar derived from pig manure contains more available phosphorus than phosphate rock. In addition, biochar addition effects on phosphorus sorption are influenced by soil acidity (Wang et al., 2015; Xu et al., 2014), with a decreasing phosphorus sorption with an increasing of the acidity. As peat is a very acid soil, the phosphorus availability coming from the biochar addition is even more likely to increase. In both cases, less biochar than phosphate rock is needed to achieve the same response. Between 1.5 and 9 g m⁻² of biochar had the same effect as 15 g m⁻² of phosphate rock (the dose typically used during peatland restoration).

The success of a peatland restoration project is jeopardized when *P. strictum* exceeds 30% cover (González et al., 2013). In this situation *P. strictum* could outcompete rather than facilitate *Sphagnum* moss establishment. However, even at the highest dose of biochar, *P. strictum* cover never reached the 30% threshold and

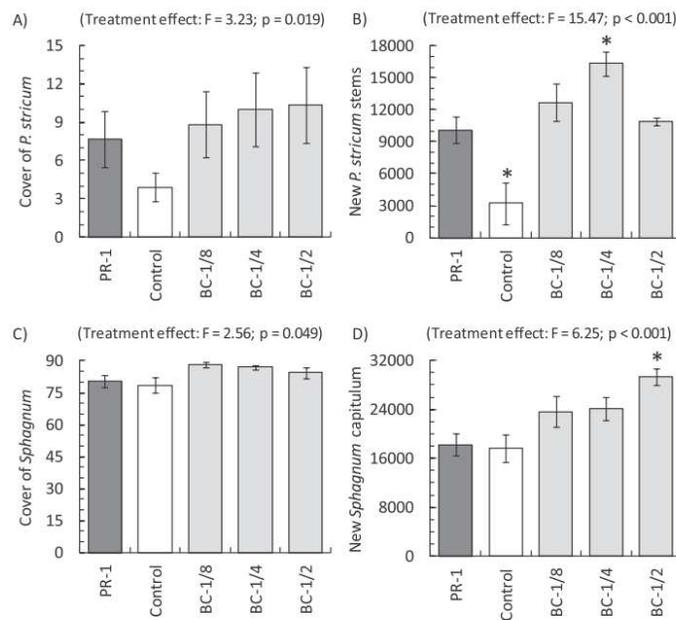


Fig. 3. Effect of fertilization on A) cover of *Polytrichum strictum*, B) regeneration of *P. strictum*, C) cover of *Sphagnum* mosses and D) regeneration of *Sphagnum* capitulum after 125 days in mesocosms in greenhouse. All values are expressed as mean \pm SE. PR = phosphate rock (in dark gray), BC = biochar (in light gray). The fraction after the treatment refers to the fraction of total P found in the treatment in comparison with the reference dose (PR-1, 15 g m⁻²). n = 4 for all treatments. An asterisk indicates a significant difference following a Dunnett's test compared to the usual dose of phosphate rock used in restoration (PR-1).

the number of *P. strictum* stems and *Sphagnum* capitula increased. Therefore, even higher doses of biochar could be considered. More stems of *P. strictum* will further stabilize soils subject to frost heaving and create favorable microclimates for *Sphagnum* mosses (Groeneveld et al., 2007). The *Sphagnum* moss carpet is usually fluffier in restored peatland than in natural ones, making the return of a typical peatland hydrology difficult (McCarter and Price, 2012). The creation of denser carpets of *Sphagnum* mosses could thus improve the hydrology in restored peatlands by favoring the transfer of water through capillarity to adjacent *Sphagnum* stems.

4.3. Biochar as a fertilizer in peatland restoration: the pros and cons

The use of pig manure biochar as a fertilizer in ecological peatland restoration has three major positive points. First, less fertilizer is needed in comparison with the reference dose of phosphate rock. The amount of phosphorus added will thus be reduced, lessening possible environmental impacts. Second, the transformation of pig manure to biochar gives a new option for the management of this agricultural waste (Navia and Crowley, 2010) and the exportation of phosphorus in regions where agricultural lands have a phosphorus surplus. Contrary to imported phosphate rock (for example from Northern Africa), biochar can be produced locally, reducing the phosphorus surplus of farms surrounding the peatland to be restored. Third, the carbon in pig manure biochar is sequestered in a slowly decomposing peat matrix, reducing carbon emissions. For example, applying biochar instead of synthetic fertilizers to agricultural lands generates 2 to 5 times less CO₂ emissions (Gaunt and Lehmann, 2008).

The main downside to the use of biochar is that the chemical composition varies according to its inputs. The phosphorus and other nutrients content on biochar can vary considerably in function of the pig manure properties, the technology used for separation of the manure and the parameters used for the pyrolysis. It is therefore essential to perform chemical analyses prior to use and adjust the application rate accordingly. In addition, heavy metals in the manure are concentrated in the biochar. For example, in the solid fraction of pig manure, the contents of Cu and Zn were 438 and 557 ppm, respectively, the content go up to 802 and 1299 ppm in the biochar (IRDA, unpublished data). This is similar to result from wastewater sludge biochar (Hossain et al., 2011). Thus, biochar could be a material with a higher potential for toxicity and its repeated application may contribute to overload the soil and water of the zone and can bioaccumulate in plants. However, as a single low dose of fertilization is normally added during peatland restoration, toxic effects of biochar addition are not suspected. Despite that, four nutrients (Cu, Fe, K and Mg) showed an increase in plant tissue concentrations linked with increasing availability in biochar high doses. At toxic concentrations, these nutrients can disturb many aspects of plant metabolism such as pigment synthesis, membrane integrity, photosynthetic processes or enzymatic activity, resulting in growth and morphology perturbations (Balsberg and Pahlsson, 1989; Fernandes and Henriques, 1991; Folkeson and Andersson-Bringmark, 1988; Snowden and Wheeler, 1993; Wu et al., 1991). Few studies are available on nutrient toxicity for mosses or peatland species and the toxic thresholds for these nutrients are likely to vary between species (Folkeson, 1981; Snowden and Wheeler, 1993). Apart from the *Sphagnum* moss color difference possibly caused by a

Table 3

Concentrations of micro- and macro-nutrients (in ppm except for total C and total N) in **moss tissues** (*Sphagnum* and *Polytrichum strictum*) in the mesocosm peatland restoration experiment. Values represent a composite sample composed of material taken from each experimental unit of a given treatment.

Nutrient (ppm) ^a	Fertilization treatment				
	PR-1	Control	BC-1/8	BC-1/4	BC-1/2
Al	136	149	95	89	123
B	2	2	2	2	4
Ba	9	11	9	8	10
Ca	6912	1754	1826	1902	2545
Cd	0	0	0	0	0
Co	0	0	0	1	1
Cr	4	1	1	1	1
Cu	12	15	16	20	38
Fe	193	232	209	282	608
K	2826	2896	3577	4137	4987
Mg	803	714	772	910	1119
Mn	43	67	49	45	66
Mo	0	0	0	0	1
Na	1581	1231	1474	1418	1305
Ni	2	1	1	1	2
P	2800	483	919	1344	2087
Pb	3	4	3	3	3
S	1226	1126	1166	1041	1356
Sr	37	8	9	9	11
Zn	219	263	253	242	305
Available P ^b (Olsen)	184	63	161	306	505
Total C ^c (in mass %)	46	45	46	46	46
Total N ^c (in mass %)	1	1	1	1	1

^a Micro- and macro nutrients were measured by the digestion method EPA-3050 (EPA, 1996) using an ICP-OES.

^b Olsen P method (Olsen et al., 1954), with an automated spectrophotometer (Technicon).

^c Evaluated by dry combustion (Leco TruSpec).

modification of pigment synthesis, no signs of growth retardation or any other toxic fertilizer effect was observed, suggesting that toxic thresholds were not reached even at the highest biochar dose. However, a better understanding of toxic thresholds for *Sphagnum* and other mosses is definitely needed.

Phosphorus leaching must also be considered. The amount of available phosphorus in biochar is higher than in phosphate rock. Consequently, it may be released more quickly than the phosphorus in phosphate rock, which is considered a slow-release fertilizer

Table 4

Concentration of total and available P (in ppm) and pH in **peat** under the moss carpet in the mesocosm peatland restoration experiment. Values were measured in a composite sample composed of material taken from each replicate of a given treatment. PR = phosphate rock, BC = Biochar, N.A. = not available.

Treatment	After X days	Total P	Available P (Olsen)	pH
PR-1	20	157	16	3.32
	41	177	27	3.21
	91	167	19	N.A.
	125	171	24	3.47
Control	20	152	14	3.31
	41	155	18	3.19
	91	168	17	N.A.
	125	161	15	3.46
BC-1/8	20	157	19	3.26
	41	152	18	3.27
	91	164	17	3.38
	125	163	14	3.36
BC-1/4	20	156	18	3.28
	41	155	25	3.33
	91	179	21	N.A.
	125	184	13	3.46
BC-1/2	20	199	30	3.40
	41	223	38	3.29
	91	221	39	N.A.
	125	183	19	3.45

(Nieminen and Jarva, 2000). For example, over the course of a 14 week experiment done in the IRDA laboratory, between 21 and 25% of the phosphorus in biochar was leached from small pots (7 cm diameter × 7 cm height) filled with peat and *Sphagnum* mosses (IRDA, pers. Comm.). However, the greater volume of peat in restored peatlands (as compared to pots) limits phosphorus lost through leaching and runoff. In a fertilization experiment on cloudberry in northeastern Quebec, added nutrients showed very limited dispersion (Hébert-Gentile et al., 2011), suggesting that most of the fertilizers were immobilized in peat. In addition, a restored cutover bog is a relatively closed system as the ditches have been blocked for rewetting, and the remaining water losses are mostly through evaporation. Also, phosphorus retention is higher in low-input sites such as peatlands and is primarily controlled by vegetation and microorganisms in a closed cycle (Kellogg and Bridgman, 2003). Finally, the total quantity of phosphorus added in peatland restoration (typical dose of phosphate rock = 8.5 kg of P/ha) is much lower than in traditional agriculture where annual P fertilization rates can be two to ten times higher for some annual crops (Cela et al., 2010; Farmaha et al., 2012; Lutchter et al., 2010; Mallarino et al., 2011; Sheng et al., 2012). In some cases, the incorporation of biochar in agricultural soils can decrease fertilizer runoff (Lehmann, 2007; Navia and Crowley, 2010). Despite these points, if biochar is applied in large scale restoration projects, monitoring phosphorus outflow is definitely recommended.

As biochar has a lighter ash-like consistence, it could be difficult to spread uniformly with the machinery generally used (a conical spreader behind a tractor, see Quinty and Rochefort, 2003). It may be necessary to mix the biochar with the plant fragments before their reintroduction. Additionally, tests are underway to increase the biochar fragment size by modifying the pyrolysis parameters (IRDA, pers. comm.), which will facilitate their spreading.

4.4. Conclusion: use of biochar during large scale peatland restoration

Results obtained in the present small scale studies are encouraging and indicate the relevance of testing biochar in large scale field restoration. The reduced growth of *P. strictum* and higher algal proliferation observed in Petri dishes at the higher biochar doses suggest that lower doses should be used for field restoration. Therefore between 3 and 9 g m⁻² biochar is recommended. The dose must be adjusted according to the nutrient levels in the biochar. This dose is lower than the dose of phosphate rock typically used during peatland restoration (15 g m⁻²). It corresponds to approximately 4–12% of the total amount of phosphorus and 100–300% of the available phosphorus present in the reference dose of phosphate rock. Field tests should also include the monitoring of various elements such as the phosphorus in water outflow and changes in acidity, conductivity, water retention or concentration of potential toxic elements that can be caused by biochar addition. However, as the proposed doses are really low, biochar should not modify these parameters. A comparison of the costs as well an environmental life-cycle assessment is needed to define the relative benefits of biochar versus phosphate rock. Clearly, the local production of biochar from a renewable resource versus the importation of non-renewable phosphate rock, the reduced phosphorus surplus of local farms and the lower application rates indicate that biochar is an excellent option for ecological peatland restoration.

Acknowledgments

This study was supported by a personal grant to Line Rochefort from the National Sciences and Engineering Research Council of Canada (IRCPJ 2829-12) and a grant to Stéphane Godbout and his

team from the Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. The authors also thank Patrick Dubé, Jean-Pierre Larouche and Lise Potvin from IRDA for the chemical analyses and discussions regarding the project, and the greenhouse complex staff at Laval University.

Annex 1. Color changes of *Sphagnum* mosses following fertilization treatments. See Table 3 for more details.



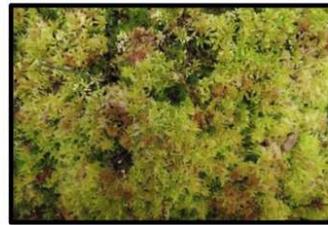
Control without fertilization



Phosphate rock (15 g/m²), PR-1



Biochar (9 g/m²), BC-1/8



Biochar (18 g/m²), BC-1/4



Biochar (36 g/m²), BC-1/2

References

- Aerts, R., Wallén, B., Malmer, N., 1992. Growth-limiting nutrients in *Sphagnum*-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. *J. Ecol.* 80, 131–140.
- Andersen, R., Francez, A.-J., Rochefort, L., 2006. The physicochemical and microbial status of a restored bog in Québec: identification of relevant criteria to monitor success. *Soil Biol. Biochem.* 38, 1375–1387.
- Baker, R.G.E., Boatman, D.J., 1990. Some effects of nitrogen, phosphorus, potassium and carbon dioxide concentration on the morphology and vegetative reproduction of *Sphagnum cuspidatum* Ehrh. *New Phytol.* 116, 605–611.
- Balsberg Pålsson, A.-A., 1989. Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants. *Water Air Soil Pollut.* 47, 287–319.
- Bedford, B.L., Walbridge, M.R., Aldous, A., 1999. Patterns in nutrient availability and plant diversity of temperate North American wetlands. *Ecology* 80, 2151–2169.
- Benscoter, B.W., 2006. Post-fire bryophyte establishment in a continental bog. *J. Veg. Sci.* 17, 647–652.
- Benscoter, B.W., Vitt, D.H., 2008. Spatial patterns and temporal trajectories of the bog ground layer along a post-fire chronosequence. *Ecosystems* 11, 1054–1064.
- Bridgman, S.D., Pastor, J., Janssens, J.A., Chapin, C., Malterer, T.J., 1996. Multiple limiting gradients in peatlands: a call for a new paradigm. *Wetlands* 16, 45–65.
- Bridgwater, A.V., 2003. Renewable fuels and chemicals by thermal processing of biomass. *Chem. Eng. J.* 91, 87–102.
- Campeau, S., Rochefort, L., 1996. *Sphagnum* regeneration on bare peat surfaces: field and greenhouse results. *J. Appl. Ecol.* 33, 599–608.
- Cela, S., Berenguer, P., Santiveri, F., Lloveras, J., 2010. Potential phosphorus, potassium, and magnesium surpluses in an irrigated maize monoculture fertilized with pig slurry. *Agron. J.* 102, 95–102.
- Chapin, F.S.I., Chapin, M.C., 1980. Revegetation of an Arctic disturbed site by native tundra species. *J. Appl. Ecol.* 17, 449–456.
- Demirbas, A., Pehlivan, E., Altun, T., 2006. Potential evolution of Turkish agricultural residues as bio-gas, bio-char and bio-oil sources. *Int. J. Hydrog. Energy* 31, 613–620.
- During, H.J., 1979. Life strategies of bryophytes: a preliminary review. *Lindbergia* 5, 2–18.
- Environmental Protection Agency, 1996. United States Environmental Protection Agency Method Study SW-846. Method 3050B, Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils. Available at: <http://www.epa.gov/wastes/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3050b.pdf>.
- Farmaha, B.S., Fernández, F.G., Nafziger, E.D., 2012. Distribution of soybean roots, soil water, phosphorus and potassium concentrations with broadcast and subsurface-band fertilization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 76, 1079–1089.
- Ferland, C., Rochefort, L., 1997. Restoration techniques for *Sphagnum*-dominated

- peatlands. *Can. J. Bot.* 75, 1110–1118.
- Fernandes, J.C., Henriques, F.S., 1991. Biochemical, physiological, and structural effects of excess copper in plants. *Bot. Rev.* 57, 246–273.
- Folkeson, L., 1981. Impact of air-borne copper and zinc pollution on lichen and bryophyte vegetation near a brass foundry. *Silva Fenn.* 15, 446–449.
- Folkeson, L., Andersson-Bringmark, E., 1988. Impoverishment of vegetation in a coniferous forest polluted by copper and zinc. *Can. J. Bot.* 66, 417–428.
- Gaunt, J.L., Lehmann, J., 2008. Energy balance and emissions associated with biochar sequestration and pyrolysis bioenergy production. *Environ. Sci. Technol.* 42, 4152–4158.
- González, E., Rochefort, L., Boudreau, S., Hugron, S., Poulin, M., 2013. Can indicator species predict restoration outcomes early in the monitoring process? A case study with peatlands. *Ecol. Indic.* 32, 232–238.
- Graf, M.D., Bérubé, V., Rochefort, L., 2012. Restoration of peatlands after peat extraction: impacts, restoration goals, and techniques. In: Vitt, D.H., Bhatti, J.S. (Eds.), *Restoration and Reclamation of Boreal Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni, pp. 259–280.
- Groeneveld, E.V.G., Rochefort, L., 2005. *Polytrichum strictum* as a solution to frost heaving in disturbed ecosystems: a case study with milled peatlands. *Restor. Ecol.* 13, 74–82.
- Groeneveld, E.V.G., Massé, A., Rochefort, L., 2007. *Polytrichum strictum* as a nurse-plant in peatland restoration. *Restor. Ecol.* 15, 709–719.
- Hébert-Gentile, V., Naess, S.K., Parent, L.-E., Lapointe, L., 2011. Organo-mineral fertilization in natural peatlands of the Quebec North-Shore, Canada: dispersion in soil and effects on cloudberry growth and fruit yield. *Acta Agric. Scand. B.S.P.* 61 (Suppl. 1), 8–17.
- Hossain, M.K., Strezov, V., Chan, K.Y., Ziolkowski, A., Nelson, P.F., 2011. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. *J. Environ. Manag.* 92, 223–228.
- Kellogg, L.E., Bridgman, S.D., 2003. Phosphorus retention and movement across an ombrotrophic-minerotrophic peatland gradient. *Biogeochemistry* 63, 299–315.
- Kuhry, P., 1994. The role of fire in the development of Sphagnum-dominated peatlands in western boreal Canada. *J. Ecol.* 82, 899–910.
- Lehmann, J., 2007. A handful of carbon. *Nature* 447, 143–144.
- Lí, Y., Vitt, D.H., 1994. The dynamics of moss establishment: temporal responses to nutrient gradients. *Bryologist* 97, 357–364.
- Limpens, J., Berendse, F., Klees, H., 2004. How phosphorus availability affects the impact of nitrogen deposition on *Sphagnum* and vascular plants in bogs. *Ecosystems* 7, 793–804.
- Lutcher, L.K., Schillinger, W.F., Wuest, S.B., Christensen, N.W., Wysocki, D.J., 2010. Phosphorus fertilization of late-planted winter wheat into no-till fallow. *Agron. J.* 102, 868–874.
- Mallarino, A.P., Bergmann, N., Kaiser, D.E., 2011. Corn responses to in-furrow phosphorus and potassium starter fertilizer applications. *Agron. J.* 103, 685–694.
- McCarter, C.P., Price, J., 2012. Ecohydrology of Sphagnum moss hummocks: mechanisms of capillary water supply and simulated effects of evaporation. *Ecohydrology*. <http://dx.doi.org/10.1002/ecco.1313> (only online).
- McHenry, M.P., 2009. Agricultural bio-char production, renewable energy generation and farm carbon sequestration in Western Australia: certainty, uncertainty and risk. *Agric. Ecosyst. Environ.* 129, 1–7.
- Navia, R., Crowley, D.E., 2010. Closing the loop on organic waste management: biochar for agricultural land application and climate change mitigation. *Waste Manag. Res.* 28, 479–480.
- Nieminen, M., Jarva, M., 2000. Dissolution of phosphorus fertilizers of differing solubility in peat soil: a field experiment on a drained pine bog. *Scand. J. For. Res.* 15, 267–273.
- Olsen, S., Cole, C., Watanabe, F., Dean, L., 1954. Estimation of Available Phosphorus in Soils by Extraction with Sodium Bicarbonate. USDA Circular Nr 939, US Gov. Print. Office, Washington, D.C.
- Poulin, M., Rochefort, L., Quinty, F., Lavoie, C., 2005. Spontaneous revegetation of mined peatlands in Eastern Canada. *Can. J. Bot.* 83, 539–557.
- Poulin, M., Andersen, R., Rochefort, L., 2012. A new approach for tracking vegetation change after restoration: a case study with peatlands. *Restor. Ecol.* 21, 363–371.
- Quinty, F., Rochefort, L., 2003. *Peatland Restoration Guide*, second ed. Canadian Sphagnum Peat Moss Association and New-Brunswick Department of Natural Resources and Energy, Québec, Québec, Canada, p. 106.
- Ro, K.S., Cantrell, K.B., Hunt, P.G., 2010. High-temperature pyrolysis of blended animal manures for producing renewable energy and value-added biochar. *Ind. Eng. Chem. Res.* 49, 10125–10131.
- Rochefort, L., Isselin-Nondedeu, F., Boudreau, S., Poulin, M., 2013. Comparing survey methods for monitoring vegetation change through time in a restored peatland. *Wetl. Ecol. Manag.* 21, 71–85.
- Rochefort, L., 2000. Sphagnum: a keystone genus in habitat restoration. *Bryologist* 103, 503–508.
- Rochefort, L., Lode, E., 2006. Restoration of degraded boreal peatlands. In: Wieder, R.K., Vitt, D.H. (Eds.), *Boreal Peatland Ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin, Germany, pp. 381–423.
- SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group), 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona. Available from: <http://www.ser.org/docs/default-document-library/english.pdf>.
- Sheng, M., Lalonde, R., Hamel, C., Ziadi, N., Shi, Y., 2012. Growth of corn roots and associated arbuscular Mycorrhizae are affected by long-term tillage and phosphorus fertilization. *Agron. J.* 104, 1672–1678.
- Sliva, J., Pfadenhauer, J., 1999. Restoration of cut-over raised bogs in southern Germany: a comparison of methods. *Appl. Veg. Sci.* 2, 137–148.
- Snowden, R.E.D., Wheeler, B.D., 1993. Iron toxicity to fen plant species. *J. Ecol.* 81, 35–46.
- Sottorcornola, M., Boudreau, S., Rochefort, L., 2007. Peat bog restoration: effect of phosphorus on plant re-establishment. *Ecol. Eng.* 31, 29–40.
- Sun, J., Wang, B., Xu, G., Shao, H., 2014. Effects of wheat straw biochar on carbon mineralization and guidance for large-scale soil quality improvement in the coastal wetland. *Ecol. Eng.* 62, 43–47.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2012. Method 3050B Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils.
- Uzoma, K.C., Inoue, M., Andry, H., Fujimaki, H., Zahoor, A., Nishihara, E., 2011. Effect of cow manure biochar on maize productivity under sandy soil condition. *Soil Use Manag.* 27, 205–212.
- Vasander, H., Tuittila, E.-S., Lode, E., Lundin, L., Ilomets, M., Sallantausta, T., Heikkilä, R., Pitkänen, M.-L., Laine, J., 2003. Status and restoration of peatlands in northern Europe. *Wetl. Ecol. Manag.* 11, 51–63.
- Wang, Y., Lin, Y., Chiu, P.C., Imhoff, P.T., Guo, M., 2015. Phosphorus release behaviors of poultry litter biochar as a soil amendment. *Sci. Total Environ.* 512–513, 454–463.
- Wind-Mulder, H.L., Vitt, D.H., 2000. Comparison of water and peat chemistries of a post-harvested and undisturbed peatland with relevance to restoration. *Wetlands* 20, 616–628.
- Wu, W., Peters, J., Berkowitz, G.A., 1991. Surface charge-mediated effects of Mg²⁺ on K⁺ flux across the chloroplast envelope are associated with regulation of stromal pH and photosynthesis. *Plant Physiol.* 97, 580–587.
- Xu, G., Sun, J., Shao, H., Chang, S.X., 2014. Biochar had effects on phosphorus sorption and desorption in three soils with differing acidity. *Ecol. Eng.* 62, 54–60.