



## **EFFETS DE L'APPORT DE PRODUITS RESIDUAIRES ORGANIQUES SUR LE STOCKAGE DU CARBONE, LES EMISSIONS DE GAZ A EFFET DE SERRE ET LA LIXIVIATION DU NITRATE DANS LES SOLS AGRICOLES PERIURBAINS (PROSTOCK)**

Effects of applying exogenous organic matter onto soil on soil carbon storage, greenhouse gases emissions and nitrate leaching in periurban agricultural soils



Emmanuelle VAUDOUR  
Unité Mixte de Recherche INRA/AgroParisTech «Environnement et Grandes Cultures » - 78850 THIVERVAL-GRIGNON  
*Emmanuelle.Vaudour@agroparistech.fr*



**Rapport final**  
11/02/14

Numéro de contrat Ministère/ADEME : 10 60 C 0094



## REMERCIEMENTS :

Le projet PROSTOCK s'inscrit dans le programme GESSOL3 ; les participants à ce projet remercient vivement l'ADEME pour son soutien et tiennent à remercier les membres du Conseil Scientifique ainsi que du Comité d'Orientation de GESSOL pour la confiance qui leur a été accordée pour sa réalisation, avec une pensée particulière pour Dominique KING. Ils sont très reconnaissants envers le Centre National d'Etudes Spatiales, pour le soutien accordé via les programmes ISIS, Orfeo-Recette Thématique Utilisateurs et SPOT4-Take Five.

Les participants remercient chaleureusement l'association patrimoniale de la Plaine de Versailles et du Plateau des Alluets en la personne de Mme M. de NAUROIS ainsi que les agriculteurs de ce territoire, qui ont permis et encouragé la réalisation de ce projet.

Par ordre alphabétique, les participants à ce projet ont été :

Christine AUBRY, Liliane BEL, Laëtitia BRECHET, Philippe CAMBIER, Yves COQUET, Karim DHAOUADI, Véronique ETIEVANT, Benoît GABRIELLE, Jean-Marc GILLIOT, Jean-Christophe GUEUDET, Dalila HADJAR, Jonas HAMIACHE, Sabine HOUOT, Christophe LABAT, Patricia LAVILLE, Raia MASSAD, Joël MICHELIN, Paul-Emile NOIROT-COSSON, Jean-Noël RAMPON, Emmanuelle VAUDOUR ;

Ainsi que de nombreux étudiants : Benjamin BOUCAT, Magali DAVID, Yannis LEMONNIER, Olivier MEMBRIVE.

UMR 1091 INRA-AgroParisTech "Environnement & Grandes Cultures" (EGC)  
UMR 518 INRA-AgroParisTech "Mathématiques et informatique appliquées" (MIA)  
UMR 1048 INRA-AgroParisTech SAD-« activités, produits, territoires » (SADAPT)  
UMR 7327 CNRS/Université d'Orléans « Institut des Sciences de la Terre d'Orléans (ISTO)

---

### L'ADEME EN BREF

L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) participe à la mise en œuvre des politiques publiques dans les domaines de l'environnement, de l'énergie et du développement durable. Afin de leur permettre de progresser dans leur démarche environnementale, l'agence met à disposition des entreprises, des collectivités locales, des pouvoirs publics et du grand public, ses capacités d'expertise et de conseil. Elle aide en outre au financement de projets, de la recherche à la mise en œuvre et ce, dans les domaines suivants : la gestion des déchets, la préservation des sols, l'efficacité énergétique et les énergies renouvelables, la qualité de l'air et la lutte contre le bruit.

L'ADEME est un établissement public sous la tutelle du ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie et du ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche. [www.ademe.fr](http://www.ademe.fr)

### Copyright

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par la caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

## RESUME

Le projet PROSTOCK s'inscrit dans le contexte d'une agriculture péri-urbaine visant le recyclage des matières organiques résiduelles d'origines agricole, urbaine et de loisirs (ou produits résiduels organiques, PRO) dans une perspective vertueuse de restauration des stocks de carbone organique (SCO) de ses sols agricoles. Son objectif principal était d'évaluer spatialement la possibilité d'accroître le SCO des sols agricoles par le recyclage des PRO. L'objectif secondaire visait à évaluer les impacts potentiels, au même niveau d'organisation spatiale, sur les risques d'émission de GES et de lixiviation du nitrate. En outre, PROSTOCK comportait un objectif méthodologique visant à évaluer la faisabilité du suivi des variations de stocks de carbone organique des sols agricoles par imagerie de télédétection et/ou spectroradiométrie visible proche infrarouge (NIRS).

Le niveau d'organisation spatiale retenu est celui de petites régions agricoles périurbaines, où se jouent la gestion des déchets et ses effets sur la qualité de l'eau et des sols. La Plaine de Versailles et du Plateau des Alluets, région périurbaine vaste de 221 km<sup>2</sup> (dont environ 100 km<sup>2</sup> de surface agricole utile), unique en termes de données disponibles, de représentativité spatiale et thématique et de références sur les PRO, a ainsi été choisie comme territoire de l'étude. Une base de données de mesures (réflectance, rugosité, masse volumique apparente, humidité, déterminations analytiques) et d'observations (états de surface du sol, pratiques d'amendement et opérations culturales) d'ampleur inédite a été recueillie et structurée et concerne plus de 250 localisations ponctuelles réparties sur la zone agricole. Une quinzaine d'images de divers capteurs satellitaires et aéroportés ont été acquises lors de 3 campagnes printanières de mesures de terrain synchrones des prises de vue de télédétection, en 2011, 2012 et 2013.

Le projet a permis des avancées significatives sur l'utilisation de données imagées en lien avec les mesures spectrales au sol, pour l'estimation des teneurs en carbone organique (CO) du sol à partir de la réflectance du sol. La précision que l'on peut en espérer dépend non seulement du type de capteur, mais aussi des conditions atmosphériques et angulaires de la prise de vue, et des opérations culturales, qui affectent la performance de la correction atmosphérique des images en réflectance. Contrairement aux prédictions issues de spectres de réflectance de laboratoire ou même de terrain, les données multispectrales satellitaires de résolution moyenne haute ne permettent pas de distinguer des changements liés à des apports de PRO sur une durée de 15 ans, mais contribuent à une cartographie sommaire des teneurs en CO sur de vastes superficies. Le projet a par ailleurs permis de mettre en évidence l'intérêt de la synergie optique/radar pour la détection des opérations culturales, qui sont difficiles à répertorier spatialement par le biais d'enquêtes. Dans la même perspective d'alléger les enquêtes sur les pratiques agricoles, les travaux en cours sur les images de très haute résolution spatiale Pléiades montrent l'apport de ces images à la cartographie des types de cultures et de leurs stades phénologiques ainsi qu'au repérage des parcelles ayant récemment fait l'objet d'un épandage de PRO.

Par ailleurs, le projet a permis de paramétrer le modèle agro-environnemental retenu pour simuler les stocks de C sous l'effet des apports de PRO (CERES-EGC), qui restitue fidèlement et rétrospectivement les évolutions temporelles des SCO observées sur 10 ans du dispositif expérimental QualiAgro. L'inventaire des PRO actuellement ou potentiellement disponibles réalisé sur le territoire fait ressortir une multiplicité de *scenarii* agronomiques d'utilisation des PRO selon leurs propriétés stockantes ou bien fertilisantes, via leur disponibilité en azote : les dynamiques de minéralisation de l'azote, d'émission de CO<sub>2</sub> et de N<sub>2</sub>O ont été caractérisées pour les principaux PRO répertoriés dans le cadre de ce projet. On connaît désormais quels sont les sols principaux émetteurs de N<sub>2</sub>O selon les PRO qu'on leur apporte. Tous les éléments sont donc en place pour mettre en œuvre ces simulations au niveau spatial, afin d'anticiper des évolutions futures.

Le projet PROSTOCK ouvre la voie à de nombreuses questions connexes qui portent notamment sur le domaine de validité des modèles agri-environnementaux lorsque les types de sols et les opérations culturales varient à l'échelon d'une petite région agricole. Il s'est fait en lien et avec l'engagement des agriculteurs du territoire et s'avère fécond en possibles approfondissements au service de ces derniers, que permet d'envisager l'ampleur inédite des données recueillies. Il pourrait donner lieu à une suite qui valoriserait les résultats en cours dans la perspective de l'évaluation spatialisée des services écosystémiques des sols sous l'effet de l'apport des PRO.

○ Mots clés : stocks de carbone organique du sol ; réflectance du sol ; région agricole péri-urbaine ; produits résiduels organiques ; modélisation spatiale ; gaz à effet de serre ; lixiviation des nitrates

## ABSTRACT

The PROSTOCK project develops within the context of peri-urban agriculture and the aim of recycling organic waste of either agricultural or urban origin (or exogenous organic matter, EOM) in keeping with the perspective of restoring soil organic carbon stocks (SCS) in agricultural areas. Its main objective was to spatially assess the potential of EOM recycling for improving SCS over these areas. The secondary objective was to assess the resulting possible impacts of EOM use on greenhouse gas emissions (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O in this project) and nitrate leaching. Moreover, PROSTOCK included a methodological aim oriented towards the feasibility assessment of monitoring SCS variations using spectroscopy and remote sensing in the visible near and shortwave infrared range (NIRS).

The spatial level considered was that of small peri-urban agricultural regions, where waste management and its resulting effects on water and soil quality operate. The Versailles Plain and the Alluets Plateau, a peri-urban region covering 221 km<sup>2</sup> (of which 100 km<sup>2</sup> are croplands), unique in terms of available data, spatial and thematic representativeness and references on EOMs, was chosen as study region.

A database of field and lab measurements (reflectance, roughness, bulk density, moisture, physico-chemical analysis...) and observations (soil surface conditions, amendment practices and cultural operations) with unprecedented size was collected and structured from more than 250 point locations spread over the cropped areas. Some fifteen remote sensing images from varied satellite and airborne sensors were acquired over the course of 3 field campaigns of field measurements synchronous with sensor acquisitions in 2011, 2012, 2013.

This project enabled considerable progress in using imaging data related to field spectral measurements, for the purpose of estimating topsoil organic carbon content (SOC) from soil reflectance spectra. The accuracy that is expectable from such method not only depends on sensor type, but also on atmospheric and angular conditions of imaging, and cultural operations, which influence the performance of image atmospheric correction into reflectance units. Conversely to predictions obtained from lab or even field reflectance spectra, multispectral satellite images with medium spatial resolution do not enable to discriminate changes in SOC resulting from EOM applications over a large 15 years-duration, but they result in a rough mapping of SOC over large extents. This project also enabled to demonstrate the potential of optical/radar synergy for detecting cultural operations, which otherwise can hardly be spatially surveyed from interviews to farmers. In the same prospect of facilitating surveys, this project favoured ongoing studies about very high resolution Pleiades images showing their potential for mapping crop types and phenological stages, as well as for locating those fields having recently received EOM application.

More, PROSTOCK enabled to parameterize the CERES-EGC agro-environmental model which was chosen for the purpose of simulating SCS dynamics according to various EOM applications. This parameterized model succeeds in retrospectively predicting temporal trends of SCS as observed over the course of 10 years for the QualiAgro Experiment. The inventory of actually of potentially available EOMs over the study region reveals multiple agronomical scenarios of amendment practices with EOM, depending on either their stocking or their fertilizing properties, through their proportion of easily available N: nitrogen mineralization and CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O emissions dynamics were characterized in this project for the main EOMs identified. The main N<sub>2</sub>O-emitter soils are now identified according to the EOMs applied. All required elements are therefore ready for the spatial modeling of simulations, to anticipate future evolutions.

The PROSTOCK project paves the way for numerous related questions addressing the validity domain of agri-environmental models when soil types and cultural operations vary at the scale of a small agricultural region. It relied on both support and commitment from the study area farmers and appears to be rich in further developments for their common benefit, that the large size of collected data permits to anticipate. It could be continued and add value to its results with the prospect of spatially assessing soil ecosystem services according to the effects of EOM application.

○ Key-words : soil organic carbon stocks ; soil reflectance ; peri-urban agricultural region; waste recycling ; exogenous organic matters ; spatial modeling; greenhouse gases ; nitrate leaching



<b>SOMMAIRE :</b>	7
Résumé	4
Abstract	5
Liste des tableaux	8
Liste des figures	9
<b>1. Introduction</b>	11
1.1 Contexte du projet	11
1.2 Objectifs généraux	12
1.3 Etat de l'art bibliographique	12
1.4 Région d'étude	14
<b>2. Actions de recherche</b>	15
2.1 AR1 : la mesure du stock de CO des sols agricoles	16
2.1.1 Mesures de réflectance, acquisition d'images de télédétection et incertitude de la correction atmosphérique des images	16
2.1.2 Mesures de rugosité	20
2.1.3 Prédications des teneurs en CO à partir de la réflectance du sol	20
2.1.4 Evaluation des stocks de CO de l'horizon travaillé	24
2.2 AR2 : spatialisation du stock de CO du sol	24
2.2.1 Krigeage ordinaire de la teneur en CO de l'horizon travaillé du sol	25
2.2.2 Modèle linéaire spatialisé et modèle du cokrigeage universel de la teneur en CO	25
2.3 AR3 : modélisation spatialisée de la dynamique de la MO du sol	26
2.3.1 Suivi de la dynamique C et N en laboratoire	26
2.3.2 Suivi des émissions de N <sub>2</sub> O en laboratoire	28
2.3.3 Paramétrisation du modèle CERES-EGC	29
2.4 AR4 : <i>scenarii</i> d'évolution de la dynamique du stock de C en relation avec les apports de PRO	33
2.4.1 <i>Scenarii</i> d'utilisation des PRO	34
2.4.2 Extraction spatialisée des pratiques agricoles	35
<b>3. Discussion et perspectives</b>	39
3.1 Où épandre des PRO	39
3.2 Les opérations culturales, facteur d'incertitude de l'estimation des stocks	39
3.3 Simulations temporelles de l'accroissement des stocks par les apports de PRO	40
3.4 Impacts potentiels sur les risques d'émission de GES et de lixiviation du nitrate°: quels PRO épandre ? meilleurs <i>scenarii</i> ?	40
<b>4. Conclusion</b>	41
<b>5. Bibliographie</b>	42
<b>6. Annexes : publications du projet</b>	48

**LISTE DES TABLEAUX**

Tableau 1. Principales caractéristiques des scènes étudiées	18
Tableau 2. Performance des modèles de prédiction de la réflectance pour SPOT4 (% signifie « % de réflectance ») (Vaudour et al., 2014b)	19
Tableau 3. Performance des modèles de prédiction de la réflectance pour SPOT5 et RapidEye (% signifie « % de réflectance ») (Vaudour et al. 2014b)	19
Tableau 4. Performances des modèles PLSR issus des spectres de laboratoire pour la prédiction des teneurs en CO - 128 placettes réparties à l'échelon régional	21
Tableau 5. Performances des modèles PLSR issus des spectres de laboratoire pour la prédiction des teneurs en CO - 40 points de prélèvement répartis à l'échelon local (site QualiAgro)	21
Tableau 6. Performances des modèles PLSR issus des spectres de terrain pour la prédiction des teneurs en CO - réparties à l'échelon régional	21
Tableau 7. Performances des modèles PLSR issus des spectres de terrain dégradés en spectres SPOT pour la prédiction des teneurs en CO réparties à l'échelon régional (Vaudour et al., 2013a)	22
Tableau 8. Post-validation des meilleurs modèles de régression linéaire multiple (ML) appliqués aux images corrigées en réflectance (Vaudour et al., 2014b)	23
Tableau 9. Paramètres du variogramme exponentiel modélisant la répartition de la variable de teneur en CO (Hamiache, 2012)	25
Tableau 10. Caractéristiques analytiques des PRO étudiés	27
Tableau 11. Paramètres des sols et des PRO nécessaires pour faire tourner NCSOIL (Noirot-Cosson et al., 2013)	31
Tableau 12. Paramètres moyens des sols issus de l'optimisation (Noirot-Cosson et al., 2013)	31
Tableau 13. Paramètres moyens des PRO issus de l'optimisation (Noirot-Cosson et al., 2013)	31
Tableau 14. Principales successions culturales présentes sur le territoire d'étude, fertilisation minérale azotée moyenne et besoins annuels en N minéral pour les surfaces totales de ces successions (Dhaouadi et al., 2013)	34
Tableau 15. PRO disponibles ou potentiellement disponibles annuellement sur le territoire d'étude et leur disponibilité en azote (Dhaouadi et al., 2013)	35
Tableau 16. Exemple d'une matrice de confusion issue d'une classification de machine à support de vecteur à fonction noyau polynomiale (pSVM) (Vaudour et al., 2014a)	37

**LISTE DES FIGURES**

Figure 1. Carte de la zone d'étude (réalisation J.M. Gilliot)	15
Figure 2. Schéma de l'organisation du projet PROSTOCK (MOS : matières organiques du sol)	15
Figure 3. Schéma d'une placette de mesure (d'après Vaudour et al., 2014b, modifié)	17
Figure 4. Emplacements des placettes de mesure collectées de 2010 à 2013	17
Figure 5. Sélection de modèles de régression médians (d'après Vaudour et al., 2014b, modifié)	19
Figure 6. Une photo oblique d'une sous-placette et le modèle numérique 3D reconstitué par calcul photogrammétrique (Gilliot et al., 2012)	20
Figure 7. Incertitude des prédictions de teneurs en CO issues de spectres de laboratoire (à gauche) et de spectres de l'image SPOT4 du 24 avril 2010 (à droite) (Vaudour et al., 2012a, b)	22
Figure 8. Carte régionale des teneurs en CO issue de l'image SPOT4 du 24 avril 2010 (Vaudour et al., 2012d)	22
Figure 9. Carte régionale en 3 classes des teneurs en CO issue de l'image SPOT4 du 24 avril 2010	23
Figure 10. Détail des teneurs en CO prédites via l'image SPOT5 du 27 avril 2010	23
Figure 11. Stocks de CO dans les parcelles contenant les placettes de mesure (Lemonnier, 2012)	24
Figure 12. Carte des teneurs en CO issues de krigeage ordinaire et écart-type de la prédiction. Réalisation J. Hamiache, 2012	25
Figure 13. Cartes des teneurs en CO et des incertitudes associées issues du modèle par co-krigeage avec dérive externe ou « co-krigeage universel » (Hamiache et al., 2012a-c)	26
Figure 14. Indice de stabilité de la matière organique (ISMO) des PRO étudiés	27
Figure 15. Dynamique de minéralisation du carbone des PRO testés selon un apport équivalent à 4 t C/ha (exemple du Néoluvisol de Grignon)	28
Figure 16. Dynamique d'évolution du N minéral après apport de PRO selon un apport équivalent à 2 t MS pour la boue et 10 t MS pour les 3 autres PRO (exemple du Néoluvisol de Grignon)	28
Figure 17. Emissions de N <sub>2</sub> O de 4 types de sols contrastés en laboratoire 13 jours après traitement par des PRO (adapté de Laville et al. 2013)	29
Figure 18. Schéma des flux de C et N dans le module NCSOIL (Noirot-Cosson et al., 2013)	30
Figure 19. Schéma des flux de C et N dans le module NCSOIL (Noirot-Cosson et al., 2013, modifié)	32
Figure 20. Carte pédologique simplifiée de la Plaine de Versailles et du Plateau des Alluets, d'après celle de M. Crahet (1992). Réalisation J. Michelin, E. Vaudour, J.M. Gilliot, 2012	33
Figure 21. Carte des successions culturales de la Plaine de Versailles et du Plateau des Alluets. Réalisation D. Hadjar, J.M. Gilliot, 2012.	35
Figure 22. Relation entre signal radar et rugosité du sol pour le mode polarimétrique HH (adapté de Vaudour et al., 2013b, 2014a)	36
Figure 23. Carte des opérations culturales issue de l'approche utilisant la classification de machine à support de vecteur à fonction noyau polynomiale (adapté de Vaudour et al., 2014a)	36
Figure 24. Exemple d'un point de relevé (a) réalisé le 23 avril 2013 et permettant l'observation : (b) en arrière-plan à droite du chemin, de blé stade 2 nœuds ; (c) à gauche du chemin, de colza stade D2 ; (d) à droite du chemin, de sol nu en lit de semence. Cliché E. Vaudour. Réalisation O. Membrive (2013)	38
Figure 25. Vue de détail pour la comparaison des classifications Pléiades/SPOT4 (adapté de Membrive, 2013)	38



## 1. INTRODUCTION

### 1.1 Contexte du projet

Une part non négligeable des sols agricoles du territoire français est menacée de disparition sous la pression de l'urbanisation. Les sols les plus touchés sont ceux des ceintures périurbaines. On estime, par exemple, qu'entre 1990 et 2003, la diminution de la superficie des sols agricoles périurbains a atteint 12 % en moyenne voire 18 % à proximité de Paris dans la ceinture verte de la capitale (sur près de 600 000 ha) contre moins de 1 % pour les espaces forestiers (Regnault, 2006). Or l'agriculture périurbaine est une chance pour les villes, tant en termes d'approvisionnement en produits frais de qualité, de limitation de leur distance et temps de transport et de bassin potentiel d'emplois. La possibilité d'intensifier et développer l'agriculture périurbaine tout en valorisant et recyclant les fractions organiques des déchets d'origine urbaine revêt un intérêt majeur, particulièrement dans les régions où l'élevage est peu présent, et participe ainsi au métabolisme urbain (Barles, 2009).

Les fractions organiques contenues dans les déchets urbains constituent des sources de matières organiques (MO) pouvant être valorisées en agriculture, soit par épandage direct (boues), soit après traitement biologique (compostage ou digestion) ou physico-chimique (chaulage, séchage thermique des boues). L'intérêt du traitement par compostage est qu'il permet d'assurer l'innocuité des matières organiques apportées tout en rendant disponibles des produits répondant aux critères normatifs des amendements organiques : composts de boues de station d'épuration (NFU 44°095) ou tout autre type de composts (NFU 44 051 : compost de déchets verts, de fraction fermentescible des ordures ménagères, d'ordures ménagères résiduelles, de digestats...). Ces sources urbaines de MO viennent compléter les sources de MO d'origine agricole amendante telle que les fumiers. On désignera l'ensemble de ces MO sous la dénomination « produits résiduels organiques (PRO) ». Les PRO d'origine urbaine peuvent constituer les seules sources disponibles dans les zones où l'élevage a disparu ou se raréfie, ce qui est le cas dans la zone périurbaine de Paris en Ile-de-France. On sait par ailleurs que les sols de grandes cultures voient leur teneur en MO diminuer en l'absence de restitution organique (résidus de cultures, matières organiques exogènes...) et la diminution des teneurs en MO dans les sols est l'une des menaces vis-à-vis des sols répertoriées par l'Union Européenne (Communication sur les sols). Dans un travail d'expertise sur les potentialités de stockage additionnel de carbone dans les sols via les apports de PRO tels que des composts d'origine urbaine, l'efficacité potentielle de ces MO a été démontrée, leur efficacité réelle étant liée aux stocks de PRO disponibles et à la possibilité de les apporter régulièrement sur les sols (Houot et al., 2002a). Les déchets urbains représentent en France annuellement 55 millions de tonnes (Houot et al., 2005) et ils sont appelés à croître corrélativement à la croissance démographique des villes. Au niveau d'un territoire, la possibilité de restaurer les stocks de carbone des sols via l'épandage de PRO dépend de leur disponibilité, de leurs concurrences réciproques selon leur origine et de leurs caractéristiques : effluents d'élevage, effluents agroindustriels, composts de déchets verts, composts de fraction fermentescible des ordures ménagères, boues de stations d'épuration compostées ou non. L'agriculture et l'agro-industrie produisent des PRO en grandes quantités, avec une forte concentration spatiale dans le cas des effluents d'élevage, tandis que les villes produisent des déchets ménagers et des eaux usées, dont l'application légale sur les sols est de plus en plus contrainte sous ses formes brutes non compostées. L'avenir est désormais au développement des pratiques de tri suite au Grenelle de l'Environnement où l'engagement d'une augmentation à hauteur de 30% de la part des déchets recyclés a été pris. La volonté de réduire les pollutions atmosphériques liées à l'incinération des déchets urbains, celle de valoriser la fraction organique ainsi que le faible pouvoir calorifique des déchets très humides, conduisent à remettre en cause le traitement par incinération. Toutefois, le développement des filières de traitement biologique par compostage ou digestion des déchets urbains ne pourra s'envisager que si les débouchés pour ces matières organiques produites sont garantis, c'est-à-dire s'ils sont acceptés par les utilisateurs potentiels, s'il n'existe pas de source de MO concurrente et si les sols s'avèrent déficitaires en MO. Il est également important de pouvoir simuler les effets d'apports de PRO sur les sols en termes d'évolution de leurs teneurs en MO et de leurs effets « secondaires » sur les émissions de gaz à effet de serre, en particulier le N<sub>2</sub>O, ainsi que sur les risques d'excès d'azote dans les sols donc de lixiviation des nitrates. Des outils permettant la simulation de l'évolution spatialisée des stocks de MO dans les sols sous différents *scenarii* d'apports de PRO devraient contribuer à la meilleure gestion de ces MO au niveau des territoires.

## 1.2 Objectifs généraux

L'objectif principal du projet PROSTOCK était d'évaluer spatialement la possibilité d'accroître le stock de carbone des sols agricoles par le recyclage des PRO. L'objectif secondaire visait à évaluer les impacts potentiels, au même niveau d'organisation spatiale, sur les risques d'émission de GES et de lixiviation du nitrate.

En outre, PROSTOCK comportait un objectif méthodologique visant à évaluer la faisabilité du suivi des variations de stocks de CO des sols agricoles par imagerie de télédétection et/ou spectroradiométrie visible proche infrarouge (NIRS). Le niveau d'organisation spatiale choisi était celui où se jouent la gestion des déchets et ses effets sur la qualité de l'eau et des sols : celui de petites régions agricoles périurbaines. La faible proportion des sols nus visibles par télédétection, suite à la directive européenne «Nitrates » qui conduit à couvrir les sols potentiellement nus en hiver par des cultures intermédiaires, était susceptible de constituer une difficulté méthodologique que l'on envisageait de contourner en développant la spectroradiométrie de terrain ou de laboratoire, en parallèle de l'imagerie aéroportée ou satellitaire.

Le problème est de déterminer où épandre (en fonction de l'occupation du sol, des teneurs en MO actuelles...), de connaître quelles quantités et quels types de PRO il est possible d'apporter, de déterminer le meilleur scénario d'apport de ces PRO afin de restaurer les stocks de carbone des sols tout en minimisant les possibles effets négatifs des épandages. Il faut pour cela tenir compte, non seulement des caractéristiques des sols, mais aussi des contraintes socio-économiques (pratiques actuelles, coût, acceptabilité par les acteurs locaux, proximité des gisements de PRO) qui permettent de favoriser le développement des pratiques d'épandage. A l'heure actuelle, il n'y a pas d'étude à l'échelon territorial dédiée à la surveillance spatio-temporelle des effets des apports de PRO sur les stocks de carbone, les émissions de N<sub>2</sub>O et la lixiviation du nitrate dans les sols.

L'objectif de ce projet est donc celui de contribuer à la mise au point d'une méthode spatialisée d'aide à la gestion territoriale de l'épandage des PRO et de suivi de leurs effets sur les stocks de carbone des sols, l'émission de N<sub>2</sub>O et la lixiviation du nitrate.

## 1.3 Etat de l'art bibliographique

Il est bien connu que les MO contribuent à la fertilité des sols. Elles ont en outre un rôle important dans la fonction environnementale des sols car elles permettent de contrebalancer les excès d'émission de gaz à effet de serre, en particulier le CO<sub>2</sub>, via les potentialités de stockage de C dans les sols (Chenu, 2002). L'augmentation des teneurs en MO va de pair avec une augmentation de la porosité du sol, une diminution de la masse volumique apparente, ainsi qu'une résistance accrue au tassement par des engins agricoles ou à l'action désagrégeante de l'eau : l'augmentation des teneurs en MO permet donc une réduction de l'érosion hydrique. En ce qui concerne les effets environnementaux potentiellement négatifs, les matières organiques subissent dans le sol des transformations biologiques qui mènent à leur minéralisation via l'activité de la biomasse microbienne. La minéralisation du N organique conduit à la production de nitrate qui contribue à la valeur agronomique des MO, à condition que la minéralisation se produise au moment où les plantes peuvent utiliser le nitrate produit. La dynamique de minéralisation du N organique des PRO doit donc être connue afin de raisonner la fertilisation des cultures amendées et éviter la présence de nitrate en excès dans les sols, pouvant conduire à une éventuelle lixiviation et à la contamination des eaux souterraines. En outre, la minéralisation des PRO peut s'accompagner d'émission d'oxyde nitreux N<sub>2</sub>O. Les sols agricoles constituent, de loin, la première source d'émissions de N<sub>2</sub>O à l'échelon global (Cellier et al., 2013) et ont un rôle déterminant dans le bilan de gaz à effet de serre (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) des surfaces agricoles, en étant à la fois puits et sources de carbone ou d'équivalent carbone, pour ce qui est du N<sub>2</sub>O. La question qui se pose en vue de contribuer à réduire l'effet de serre est de savoir dans quelle mesure on peut accroître la fonction de puits de carbone des sols et si tel est le cas, avec quelles variations spatiales et sur quelles superficies. Dans un précédent programme Gessol, Arrouays et al. (2002a, b) se sont intéressés au potentiel théorique de stockage des sols selon plusieurs *scenarii*. Ils ont mis en évidence l'influence des pratiques de gestion et des modes d'occupation du sol sur l'évolution quantitative et qualitative des matières organiques du sol. Ainsi, la mise en culture d'une forêt entraîne une diminution de près de 40% des stocks de carbone organique total en 30 ans de monoculture. Les sols cultivés depuis plusieurs décennies, voire siècles, voient leurs teneurs en matières organiques diminuer au fil des ans et sont émetteurs nets de carbone dans l'atmosphère. Le phénomène est particulièrement préoccupant pour les sols limoneux du Bassin Parisien, car leur stabilité structurale tend à diminuer avec leur teneur en MO, tandis que le risque de battance croît, et par là celui du ruissellement. Il y a

donc urgence à restaurer le stock de carbone organique de ces sols. Si l'on excepte la solution de changement d'utilisation des terres (afforestation des terres arables ou conversion des terres arables en surfaces toujours en herbe) et que l'on privilégie la perspective de pérenniser les terres arables, il faut alors adopter des pratiques culturales permettant de maximiser le stockage du carbone. De telles pratiques, dites « stockantes », relèvent de l'article 3.4 du protocole de Kyoto de réduction des émissions de gaz à effet de serre. Parmi les différentes pratiques stockantes possibles, celles consistant à apporter des PRO d'origine urbaine revêtent un intérêt majeur pour les régions périurbaines où le fumier, source traditionnelle de fumure organique, n'est pas directement disponible, comme dans le Bassin Parisien.

L'augmentation des teneurs en carbone organique (CO) des sols par apport régulier de PRO a été mise en évidence (Gerzabeck et al., 1997 ; Hao et al., 2003 ; Houot et al., 2007 ; Peltre et al., 2012). Leur efficacité dépend de la stabilité de leur matière organique, elle-même liée à leurs caractéristiques physico-chimiques qui peuvent être modifiées par un traitement avant épandage. Des indicateurs d'efficacité construits à partir des caractéristiques biochimiques des PRO ont été proposés (Linères et Djakovitch, 1983 ; Robin, 1997 ; Lashermes et al., 2009, 2010). Ces indicateurs représentent la part de MO des PRO contribuant à l'entretien des stocks de MO dans les sols. Ces indicateurs ont été calés sur la base de résultats de caractérisation analytique des PRO. Ils ont été utilisés pour simuler la dynamique du C et N au champ après apport de PRO (Gabrielle et al., 2005). L'utilisation de la réponse spectrale en proche infra-rouge mesurée au laboratoire permet de développer des calibrations de teneurs en CO ou en fractions biochimiques de résidus végétaux ou de PRO en s'affranchissant de la nécessité des analyses (e.g. Thuriès et al., 2005 ; Bruun et al., 2005 ; Jensen et al., 2005, Sorensen et al., 2007 ; Peltre et al., 2011).

Afin de vérifier que l'apport de PRO dans les sols conduit effectivement à une augmentation des stocks de carbone du sol au niveau de territoires, il est nécessaire d'estimer spatialement les teneurs en CO du sol ainsi que les stocks de CO du sol, tout autant que de spécifier les incertitudes de ces estimations spatiales qui conditionnent les seuils minima de détection des changements de teneurs ou de stocks de CO du sol. Or, du fait de la faible amplitude de variation de ces stocks au cours du temps, à laquelle s'ajoutent une importante variabilité spatiale des teneurs en CO du sol et un manque d'informations détaillées sur l'usage et les pratiques d'entretien du sol présentes et passées, le suivi spatio-temporel des stocks de CO du sol est délicat et requiert une surveillance à différents niveaux temporels et spatiaux (Lark et al., 2006 ; Goidts et al., 2009b). Les teneurs comme les stocks de carbone présentent à la fois une variabilité verticale avec un gradient de la surface vers la profondeur et une variabilité latérale aussi bien locale que régionale ou globale.

De nombreux travaux ont porté sur la modélisation spatialisée des teneurs en carbone organique du sol (Chaplot et al., 2001 ; Walter et al., 2002 ; Walter et al., 2003 ; Chen et al., 2005 ; Huang et al., 2007 ; Gomez et al., 2008 ; Berthier et al., 2008 ; Stevens et al., 2008, 2010, 2012), et sur celle des stocks de carbone du sol (Arrouays et al., 1995 ; Arrouays et al., 1998 ; Jones et al., 2004 ; Bellamy et al., 2005 ; Stevens et al., 2006 ; Saby et al., 2008 ; Goidts et Van Waesemael, 2007 ; Goidts, 2009 ; Goidts et al., 2009). La synthèse de ces travaux conduit au constat selon lequel l'évaluation des stocks est encore plus délicate que celle des teneurs. Arrouays et al. (2002) recommandent (i) de réaliser des mesures sur des profondeurs suffisantes, en prenant en compte a minima l'horizon travaillé et l'horizon sous-jacent ; (ii) de raisonner les comparaisons à masse de sol équivalente, ce qui nécessite la mesure de la masse volumique apparente du sol. Le problème du suivi de la variation de stock est celui de retrouver les mêmes sites pour la mesure ; or cela n'est pas sans poser de difficulté, notamment en termes d'erreur de positionnement. En raison de la lourdeur opérationnelle d'un réseau de surveillance conjuguée à l'effort d'échantillonnage très élevé et au coût prohibitif, la mise en œuvre du suivi des stocks de C a surtout été réalisée au niveau de territoires nationaux ou européens (Saby et al., 2008 ; Jones et al., 2005) ou de grandes régions administratives telles que la Wallonie (16903 km<sup>2</sup>, Goidts et al., 2009) mais l'est plus rarement au niveau d'une petite région agricole de quelques dizaines à centaines de km<sup>2</sup>. Or on détecte d'autant plus finement les stocks et, par là-même, leurs changements, que l'échantillonnage spatial est resserré. Les durées moyennes nécessaires à la détection d'un changement de stock varient de 3 à 50 ans en fonction des *scenarii* testés et des mailles d'observation (Arrouays et al., 2002b ; Goidts et al., 2009). Des campagnes analytiques de mesure des teneurs en CO des sols sont nécessaires à la mise en évidence de l'évolution des teneurs en CO des sols. Comme pour les PRO, la réponse spectrale des sols en proche infra-rouge peut permettre de s'affranchir des analyses chimiques (Barthès et al., 2008). Une autre possibilité pour faire face à la difficulté de réunir de nombreuses données de teneurs en CO du sol sur des territoires est celle fondée sur l'utilisation d'images de télédétection dans le domaine proche et moyen infra-rouge, issues de capteurs hyperspectraux (Gomez et al., 2008 ; Stevens et al., 2008, 2010, 2012) ou multispectraux (Huang et al., 2007 ; Berthier et al., 2008). On peut également adopter une approche fondée sur des simulations spatialisées et temporelles, ainsi que Walter et

al. (2003) l'ont proposé pour une portion de 225 km<sup>2</sup> représentative des paysages bretons en s'appuyant sur le modèle de Hénin et Dupuis (1945), ou Tornquist et al. (2009) dans une région couvrant 835 km<sup>2</sup> du sud-est du Brésil, en utilisant le modèle i-Century.

Réaliser des simulations spatialisées du devenir des matières organiques issues des PRO nécessite avant tout de proposer des jeux de paramètres adaptés, permettant de simuler les dynamiques de C et N dans les sols recevant des PRO, à l'aide de modèles existants de dynamique de la MO dans le sol, tels que RothC, Century ou CERES-EGC, ceci étant un des objectifs de ce projet.

Le N<sub>2</sub>O est produit pour de nombreux sols principalement par dénitrification. Ce processus correspond à la réduction des nitrates en N<sub>2</sub>, le N<sub>2</sub>O étant un intermédiaire de cette chaîne de réduction. De nombreux facteurs contrôlent et régulent la dénitrification. La disponibilité en carbone et nitrate augmente les vitesses de dénitrification, mais des activités dénitrifiantes plus importantes ne conduisent pas toujours à des pertes de N<sub>2</sub>O supérieures. En effet, le rapport entre le N<sub>2</sub>O et le N<sub>2</sub> produits dépend aussi du ratio entre le carbone et le nitrate disponibles, c'est-à-dire le rapport entre les donneurs et les accepteurs d'électrons. Pour une concentration faible en NO<sub>3</sub> et avec une forte disponibilité en carbone, les sols sont susceptibles de consommer du N<sub>2</sub>O atmosphérique avec une réduction plus ou moins totale du N<sub>2</sub>O en N<sub>2</sub> (Weier et al., 1993). Par ailleurs, la minéralisation du carbone conduisant à la production de CO<sub>2</sub> consomme de l'oxygène, quelles que soient les conditions du milieu, et favorise la création de microsites où l'oxygène devient très limitant. L'état d'anoxie d'un sol est en effet un paramètre clé pour la dénitrification. Celle-ci ne peut s'exprimer que lorsque l'oxygène du sol devient limitant. Pour rendre de compte du niveau d'anoxie d'un sol, on utilise un indicateur, le « taux de saturation de la porosité du sol » (TSPS) qui dépend à la fois de la teneur en eau du sol et de son degré de tassement via sa masse volumique apparente. Pour la dénitrification, on observe généralement une dépendance exponentielle entre la vitesse du processus et le TSPS, au-delà d'un certain seuil. Cependant, le TSPS n'est pas un indicateur universel de l'anoxie des sols. En effet, on a pu observer que ce seuil dépend aussi des caractéristiques texturales des sols (Laville et al., 2007). Pour le CO<sub>2</sub>, l'optimum d'émission est généralement observé pour des TSPS situés autour de 60% (Linn et Doran, 1984). Pour un sol donné, l'intensité des émissions gazeuses en N<sub>2</sub>O ou CO<sub>2</sub> va dépendre à court terme de la disponibilité initiale en substrats (azote minéral, carbone organique soluble), mais également, à plus long terme, de la stabilité de la matière organique apportée via les PRO. Le projet PROSTOCK s'est attaché à préciser la variabilité des paramètres de la dénitrification en fonction des types de sols.

#### 1.4 Région d'étude

Nous avons retenu, pour l'étude, une petite région périurbaine, unique en termes de données disponibles, de représentativité spatiale et thématique et de références sur les PRO. Les enjeux de la gestion et du recyclage des déchets comme ceux de la restauration des sols y sont particulièrement vifs, du fait de la proximité avec Paris et des risques de battance prononcés des sols issus de limons : il s'agit de la Plaine de Versailles et du Plateau des Alluets, qui couvrent 221 km<sup>2</sup>, dont environ 100 km<sup>2</sup> de surface agricole utile (coin NW : 48°56'32"N, 1°50'12"E ; coin SE : 48°46'53"N, 02°07'22"E) (Figure 1). Ce territoire est formé par deux niveaux juxtaposés de plateaux sédimentaires (120-180 m), de direction générale sud-est/nord-est, légèrement disséqués par des vallées : la vallée du Ru de Gally qui prend sa source au Grand Canal du château de Versailles et se jette dans la Mauldre, affluent de la Seine ; la vallée de la Mauldre qui parcourt l'ouest du territoire du sud au nord. Ces plateaux reposent sur un substratum de craie du Crétacé supérieur, que surmontent successivement des substrats tertiaires : marnes, puis calcaires, sables siliceux et enfin argile à meulière au sommet de la lithoséquence (Vaudour et al., 2014b). Les sols dominants sont des Luvisols et Néoluvisols, des Calcosols et des Colluviosols calcaires (Crahet, 1992 ; Vaudour et al., 2014b).

Ce territoire associe 25 communes des Yvelines, situées à l'ouest de Versailles. Outre sa représentativité par rapport aux agrosystèmes à dominante céréalière du Bassin Parisien et par rapport à la problématique du recyclage des déchets, la plaine de Versailles présente plusieurs autres atouts. Elle inclut géographiquement les laboratoires de l'équipe porteuse du projet, ce qui permet de réaliser les mesures et observations de terrain avec le maximum de souplesse et de réactivité en fonction des conditions météorologiques, et facilite les contacts avec les agriculteurs. Elle focalise des moyens de divers autres projets. Elle inclut également des sites bénéficiant d'une longue antériorité d'acquisition de données sur les sols, en particulier la Ferme expérimentale de Grignon et surtout le dispositif expérimental QualiAgro (48°53'47"N, 1°58'20"E, commune de Feucherolles), un des sites principaux du SOERE-PRO. Ce dispositif au champ, d'une superficie de 6 ha, est un dispositif de longue durée initié en 1998 par l'UMR EGC en collaboration avec Veolia

Environnement afin de suivre les effets d'épandages successifs de différents PRO (compost d'ordures ménagères résiduelles, compost de biodéchets et de déchets verts, compost de boues d'épuration urbaine co-compostées avec des déchets verts, fumiers de vaches laitières) sur les propriétés physico-chimiques des sols. Il est constitué de 4 blocs de répétitions de 10 traitements différents (450 m<sup>2</sup> chacun) ayant conduit à des différenciations analytiques connues. Dans ce dispositif, on a mis en évidence une efficacité variable des PRO à augmenter la teneur en MO d'un sol (Houot et al., 2002, 2009 ; Peltre et al., 2012).

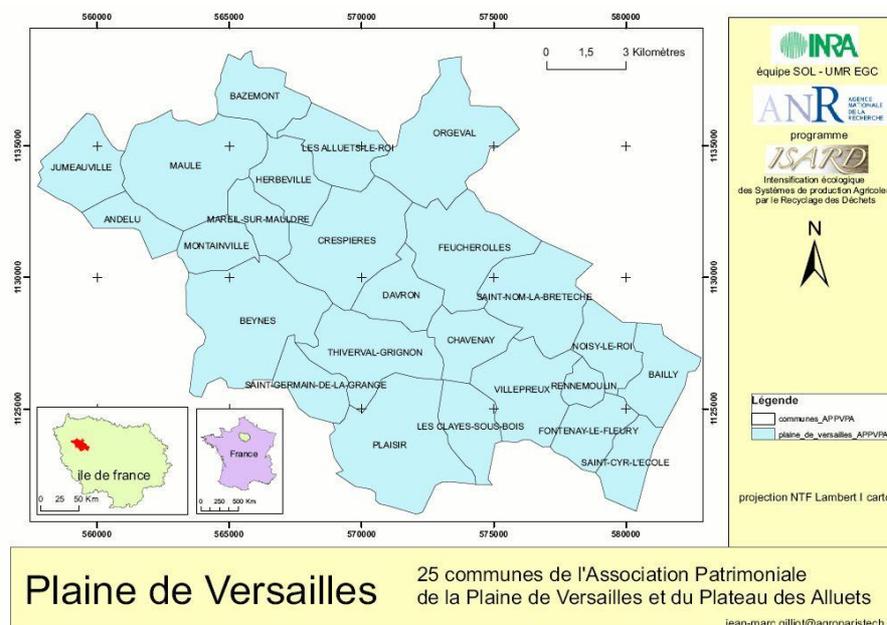


Figure 1. Carte de la zone d'étude (réalisation J.M. Gilliot)

## 2. ACTIONS DE RECHERCHE

Le travail de recherche était structuré en 4 actions de recherche (AR) organisées selon une logique séquentielle, mais traitées en parallèle au cours du temps (Figure 2).

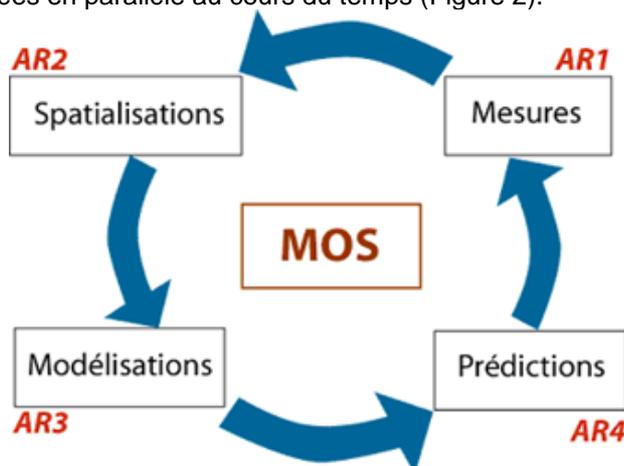


Figure 2. Schéma de l'organisation du projet PROSTOCK (MOS : matières organiques du sol)

La première action de recherche (AR1) consistait à mesurer la teneur et le stock en carbone organique de l'horizon travaillé des sols cultivés, à l'aide de diverses techniques. Ces mesures étaient destinées à servir de base à la spatialisation des stocks de carbone organique (AR2). La

prise en compte de l'impact des apports de PRO sur les cycles de C et N dans les sols nécessitait l'adaptation et le paramétrage de modèles de simulation de la dynamique de la matière organique du sol (AR3). Ces modèles visent à prédire l'évolution des stocks de C organique dans l'horizon travaillé des sols cultivés du territoire, selon les différents *scenarii* de gestion agronomique envisagés (AR4). L'évolution mesurée ou simulée a été confrontée à la précision des techniques de mesure mises en œuvre dans l'AR1, afin d'évaluer sa détectabilité. De manière générale, on a attaché une importance particulière à l'estimation des incertitudes de mesure et d'estimation, et à leur propagation le long de la chaîne relationnelle mesure/spatialisation/simulation.

## **2.1 AR1 : la mesure du stock de CO des sols agricoles**

### **2.1.1 Mesures de réflectance, acquisition d'images de télédétection et incertitude de la correction atmosphérique des images**

#### *Principe*

Pour l'estimation de la teneur en CO du sol, on a procédé à 2 types de mesure : des mesures analytiques classiques et des mesures spectroscopiques. La mesure analytique classique normalisée (NF ISO 10694), basée sur la combustion sèche, est considérée comme la méthode de référence en France. Elle est réputée extraire la plus grande partie du C organique du sol (Arrouays et al., 2002c) et sa précision varie de 1,3 à 1,7%. Notons que d'autres méthodes analytiques basées sur l'oxydation sulfochromique conduisent à des précisions ou des justesses différentes (Goidts et al., 2009) et peuvent être encore utilisées dans d'autres pays. La mesure spectroscopique dans le visible, le proche et le moyen infrarouge réfléchifs (VPIR, 350-2500 nm), voire l'infrarouge moyen (MIR, 2500-50000 nm) est d'utilisation plus récente. Elle repose sur le traitement du spectre de réflectance du sol qui dépend, entre autres paramètres influents, de sa teneur en MO (Vaudour et Girard, 2010). Elle présente l'avantage d'être non destructive et peu coûteuse et peut s'utiliser à différents niveaux d'organisation emboîtés, selon l'appareillage considéré :

- au laboratoire, sur échantillon prélevé et tamisé, en conditions d'éclairement, de teneur en eau et de rugosité contrôlés, à l'aide d'un spectroradiomètre proche et/ou moyen infra-rouge de laboratoire°;
- in situ, à l'aide d'un spectroradiomètre de terrain ;
- in situ, à l'aide d'un capteur imageur embarqué sur un avion ou un satellite.

Seule cette dernière technique permet une couverture exhaustive des sols nus d'un territoire, dont l'étendue de la scène vue dépend des caractéristiques du capteur ; elle nécessite une étape déterminante de correction atmosphérique qui doit être, dans l'idéal, validée par des mesures synchrones au sol. L'action AR1 prévoyait donc, non seulement d'effectuer des mesures spectrales au laboratoire et in situ, couplées à des mesures analytiques classiques, mais aussi de programmer des prises de vue satellitaires hyper- et multispectrales et de mettre en œuvre des mesures de réflectance synchrones afin de calibrer et valider la correction radiométrique (Vaudour et al., 2008 ; Vaudour et al., 2014b). Il s'agit là d'un point crucial qui explique partiellement les difficultés relatées dans la littérature, notamment par Stevens et al. (2008, 2012), à obtenir des prédictions acceptables de teneurs en CO en utilisant des images satellitaires ou aéroportées.

#### *Données acquises*

La base de données géographiques, le protocole et le dispositif de mesure de la réflectance ont été mis au point et améliorés au fil des 3 années du projet. Il s'agissait de programmer des images de télédétection tout en réalisant une campagne synchrone de mesures de réflectance au sol. En dépit des mauvaises conditions météorologiques du printemps 2013 en particulier, les images de télédétection nécessaires au déroulement du projet ont été acquises comme prévu. Une douzaine d'images satellitaires multispectrales ont ainsi été programmées et réussies en mars 2011 (SPOT4), en mars et avril 2012 (SPOT4, RapidEye), en avril 2013 (SPOT4-Take Five, Pléiades) avec le soutien des programmes ISIS, SPOT4-Take Five et Orfeo-Recette Thématique Utilisateurs du CNES. Une image hyperspectrale aéroportée (AISA Eagle) a été acquise en collaboration avec l'UMR TSI2M de Rennes en avril 2013. Nous disposons aussi de 2 images SPOT à 2,5 m et 20 m prises en avril 2010 dans le cadre des projets ISARD et CNES-Orfeo. En mars 2012, 3 images TerraSAR ont par ailleurs été acquises dans le cadre d'une collaboration avec l'UMR TETIS de Montpellier avec le soutien de l'Agence Spatiale Européenne.

On a réalisé des mesures au sol qui ont permis de réaliser la correction atmosphérique de ces images ainsi que prévu (Vaudour et al., 2014b), afin de traiter les spectres en réflectance. Les mesures de réflectance ont été faites dans la gamme 400-2500 nm au moyen du spectroradiomètre Fielspec® 3 FR sur des placettes carrées d'environ 2,7 m x 2,7 m, choisies en fonction des types de sols au sein de parcelles agricoles en sol nu et découpées en 6 sous-

placettes de 0,9 m × 0,9 m séparées transversalement par un couloir de circulation (Figure 3). Ces placettes ont fait l'objet de prélèvements d'échantillons de sol sur une épaisseur de 8 cm et de description de profils pédologiques. L'humidité de surface et la masse volumique apparente ont été mesurées sur chacune des placettes. Les échantillons de sols ont fait l'objet d'analyses de la teneur en carbone organique par combustion sèche à 900°C, ainsi que d'autres déterminations (N total, pH eau, granulométrie, fer libre, carbonate de calcium). Au total, nous avons collecté 154 placettes de mesures spectrales avec analyses de sol (36 en mars 2011, 79 en mars-avril 2012 et 39 en avril 2013).

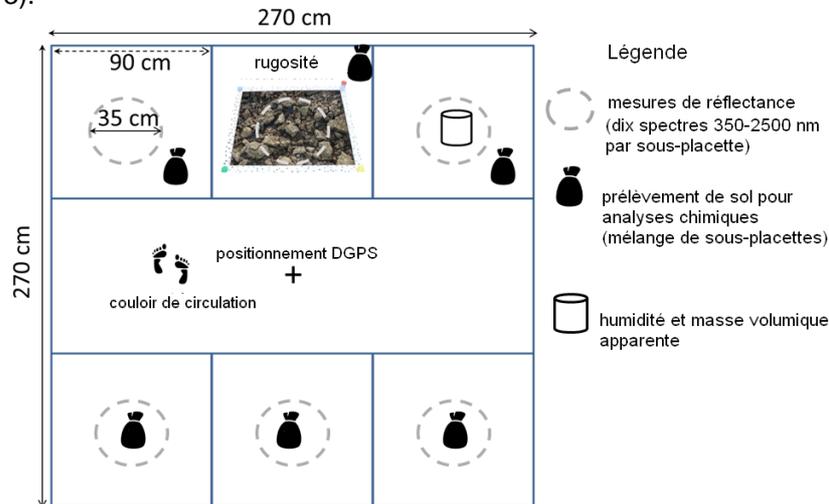


Figure 3. Schéma d'une placette de mesure (d'après Vaudour et al., 2014b, modifié)

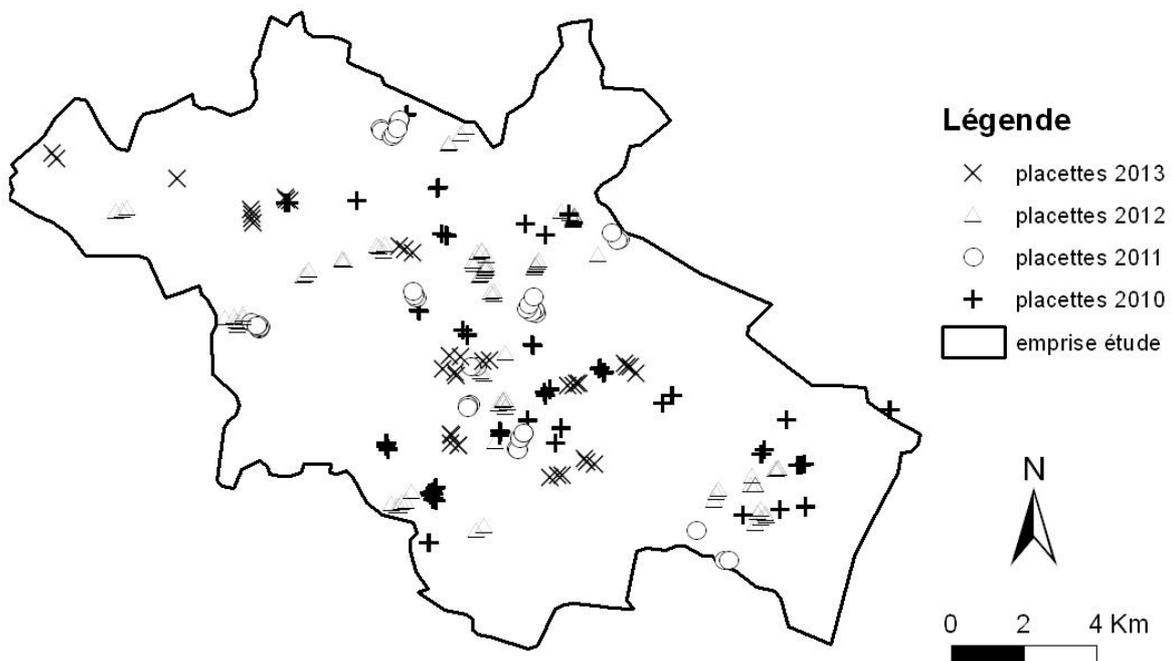


Figure 4. Emplacements des placettes de mesure collectées de 2010 à 2013

Si l'on additionne à celles-ci la centaine de placettes mesurées en mars-avril 2010 dans le cadre du projet ANR ISARD, on dispose, à l'issue du projet PROSTOCK, de plus de 250 placettes de mesure, en comparaison des 150 prévues initialement (Figure 4). En 2012, cent placettes au total, dont l'intégralité des 79 placettes de mesures spectrales, ont par ailleurs fait l'objet de mesures de rugosité via une méthode de restitution photogrammétrique mise au point dans le cadre du projet (Gilliot et al., 2012, 2013). Les échantillons séchés à l'air et tamisés à 2 mm des placettes 2010, 2011 et 2012 ont fait l'objet de mesures de réflectance en laboratoire, de même que les échantillons provenant des parcelles du site expérimental Qualiagro et prélevés à diverses années. Les placettes de 2012 ont, de plus, fait l'objet d'enquêtes auprès des exploitants afin de connaître

la profondeur de labour, les pratiques d'amendement organique, les rotations de cultures et les dates des opérations culturales (Lemonnier, 2012).

#### Précision et incertitude de la correction atmosphérique

De nombreux auteurs ont décrit l'utilisation de la méthode de régression dite « ligne empirique » (« *empirical line method* », ou ELM) entre des cibles au sol et les pixels de l'image afin de réaliser la correction atmosphérique des images de télédétection. Cependant, peu d'études ont porté spécifiquement sur l'extraction de la réflectance des sols nus cultivés à partir d'images satellitaires multispectrales, au moyen d'un jeu important ( $\geq 15$ ) de cibles de sols nus réparties sur une région. Celles dédiées à la validation et à l'évaluation de l'incertitude de l'erreur d'estimation de la réflectance sont encore moins nombreuses, voire inexistantes. Nous avons donc dédié un volet du projet PROSTOCK à l'évaluation de l'erreur de validation et de l'incertitude de l'approche ELM pour la prédiction de la réflectance de surface du sol à l'échelon de notre région d'étude, au moyen d'un jeu de 6 images satellitaires de très haute résolution spatiale (SPOT5 supermode : 2,5 m), de haute résolution spatiale (RapidEye : 6,5 m) et de résolution spatiale moyenne (SPOT4, 20 m).

Tableau 1. Principales caractéristiques des scènes étudiées

Date	Satellite	Résolution (m)	Date de prise de vue (U.T GMT)	Angle de vue (°)	Azimuth solaire (°)	Élévation solaire (°)	Bandes spectrales
24 avril 2010	SPOT4	20	10:54:52	6,4	157,6	52,3	G (b1), R (b2), NIR (b3), MIR (b4)
27 avril 2010	SPOT5 (supermode)	2,5	10:42:57	-23,8	152,6	52,4	G (b1), R (b2), NIR (b3)
23 mars 2011	SPOT4	20	10:39:36	20,8	147,9	39,3	G (b1), R (b2), NIR (b3), MIR (b4)
15 mars 2012	SPOT4	20	10:36:03	20,5	153,3	35,8	G (b1), R (b2), NIR (b3), MIR (b4)
16 mars 2012	SPOT4	20	10:16:41	-0,5	147,6	34,7	G (b1), R (b2), NIR (b3), MIR (b4)
1 <sup>er</sup> avril 2012	RapidEye	6,5	11:58:35	-9,7	180,8	46,1	B, G, R, Red-Edge, NIR

Légende: B, bleu; G, vert; R, rouge; NIR, proche infrarouge; MIR, infrarouge moyen réflectif

Pour chaque image et chaque bande spectrale, des modèles de régression linéaire ont été construits via une série de jeux bootstrap d'ajustement/validation tirés d'un ensemble d'environ 30 placettes utilisées comme cibles. Un modèle a été estimé pour chaque bande spectrale et chaque date selon l'équation (1).

$$\rho_{k,i} = \lambda_{k,i} \times CN_{k,i} + c_{k,i} \quad (1)$$

où  $k$  est la bande spectrale,  $i$  la date de prise de vue,  $\rho$  la réflectance du sol prédite à un pixel donné,  $CN$  le compte numérique de ce pixel et  $c$  une constante. Les placettes retenues disposaient de mesures de réflectance réalisées entre -6 jours/+7 jours par rapport à la date d'acquisition. La qualité des modèles a été évaluée par les critères suivants : i) pour l'ajustement, l'erreur type de l'estimation ( $\sigma_e$ ), le coefficient de détermination ( $R^2$ ); ii) pour la validation, l'erreur quadratique moyenne de validation (*Root Mean Square Error*, RMSE), le coefficient RPD (« *Residual Prediction Deviation* », i.e. le rapport entre l'écart-type des valeurs de la population de référence et la RMSE) ; le biais. Une interprétation empirique des valeurs de RPD issue de la chimiométrie (Chang et al., 2001) est couramment utilisée : les valeurs les plus élevées de RPD ( $\geq 2$ ) caractérisent les meilleurs modèles tandis que celles comprises entre 1,4 et 2 caractérisent des modèles ayant une précision modérée ; enfin, les valeurs inférieures à 1,4 caractérisent les modèles les moins précis. Les modèles obtenus avaient un coefficient de variation moyen des RMSE de validation d'environ ~14 %, ce qui indique que la composition des placettes d'ajustement influence la performance de l'approche ELM. Cependant, si l'on se réfère aux modèles de régression médians (i.e. donnant lieu à une erreur type d'estimation médiane) (Figure 5, tableaux 2 et 3), notre approche a principalement abouti à des prédictions précises c'est-à-dire des erreurs type d'estimation d'environ 1–2 % de réflectance, des erreurs de validation d'environ 2–3 % de réflectance et un faible biais de validation (<|1| % de réflectance) (Vaudour et al., 2014b). Les meilleurs résultats ont été obtenus avec les images SPOT5 et RapidEye dont la résolution spatiale était davantage en accord avec celle des placettes échantillonnées. Les plus mauvais résultats (RMSE médiane plus élevée de 3,1–4,8 %) ont été obtenus pour les bandes b4 (moyen infrarouge réflectif) des images SPOT4 acquises en mars (tableau 2) : dans les zones agricoles, les images programmées à des périodes où les opérations de travail superficiel ont conduit à des états de surface en lit de semence (avril typiquement, dans notre cas) favorisent de meilleures performances de la prédiction de la réflectance du sol.

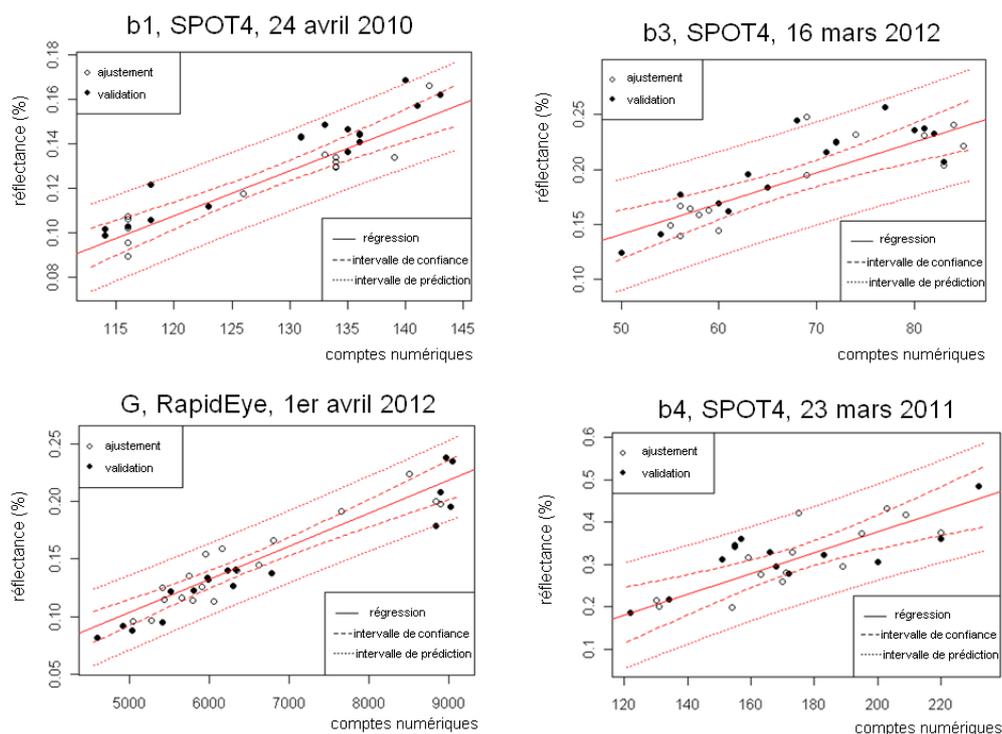


Figure 5. Sélection de modèles de régression médians (d'après Vaudour et al., 2014b, modifié)

Tableau 2. Performance des modèles de prédiction de la réflectance pour SPOT4 (% signifie « % de réflectance ») (Vaudour et al., 2014b)

Bande spectrale-date	Ntr/Nval	$\sigma_{s,m}$ (%)	$\sigma_{s, \min}/\sigma_{s, \max}$ (%)	$R^2_m$	$RPD_m$	$RMSE_m$ (%)	RMSE de validation médiane (%)	$RMSE_{\min}/RMSE_{\max}$ (%)	$SDval_m$ (%)	biais <sub>m</sub> (%)	biais <sub>min</sub> /biais <sub>max</sub> (%)
b1-24 avril 2010	15/15	0,82	0,48/1,08	0,88	2,58	0,88	0,86	0,49/1,19	2,27	0,25	0,04/0,27
b2-24 avril 2010	15/15	1,01	0,55/1,39	0,84	2,21	1,35	1,08	0,55/1,62	2,97	-0,89	-0,51/-0,15
b3-24 avril 2010	15/15	1,38	0,89/1,84	0,78	2,18	1,51	1,49	0,82/2,25	3,29	-0,76	1,09/-0,15
b4-24 avril 2010	15/15	2,34	1,11/3,08	0,61	1,63	2,29	2,41	1,32/3,50	3,72	0,21	1,72/0,03
b1-23 mars 2011	13/14	2,40	1,06/3,93	0,66	1,34	3,13	3,14	1,42/4,39	3,92	-0,16	-2,37/0,65
b2-23 mars 2011	13/14	3,76	1,92/5,30	0,63	1,15	3,95	4,10	2,10/5,86	4,56	0,57	-2,27/0,88
b3-23 mars 2011	13/14	3,81	1,97/5,10	0,80	1,21	4,20	4,00	2,43/6,58	5,07	-0,05	-3,03/0,30
b4-23 mars 2011	13/14	4,87	2,79/6,25	0,74	1,10	5,48	5,20	3,56/9,70	6,05	-2,37	1,51/-0,70
b1-15 mars 2012	15/16	1,38	0,87/1,73	0,55	1,44	1,50	1,47	1,05/2,24	2,15	-0,51	0,36/0,18
b2-15 mars 2012	15/16	1,83	1,03/2,32	0,55	1,41	1,96	1,96	1,40/3,02	2,76	-0,77	-0,77/0,14
b3-15 mars 2012	15/16	2,30	1,30/2,97	0,69	1,62	2,31	2,40	1,57/4,57	3,74	0,44	-2,84/0,42
b4-15 mars 2012	15/16	3,06	2,00/3,85	0,27	1,12	3,25	3,27	2,34/6,23	3,63	1,32	0,75/-0,81
b1-16 mars 2012	15/16	1,41	0,71/1,87	0,66	1,24	1,59	1,52	0,91/2,57	1,97	0,43	-0,07/-0,22
b2-16 mars 2012	15/16	1,77	0,77/2,47	0,59	1,48	1,90	1,93	1,03/2,97	2,80	-0,17	-0,59/0,31
b3-16 mars 2012	15/16	2,09	0,94/2,97	0,71	1,86	2,12	2,21	0,99/3,37	3,95	0,43	-0,07/-0,22
b4-16 mars 2012	15/16	2,86	1,42/3,81	0,43	1,20	2,88	3,06	1,90/4,27	3,46	0,47	0,78/-0,18

Ntr/Nval: taille de l'échantillon d'ajustement/taille de l'échantillon de validation ;  $\sigma_{s,m}$ : erreur type médiane de l'estimation ;  $\sigma_{s, \min}/\sigma_{s, \max}$ : erreurs type d'estimation minimale et maximale ;  $R^2_m$ :  $R^2$  du jeu donnant lieu à l'erreur type médiane de l'estimation ;  $RPD_m$ : RPD de validation jeu donnant lieu à l'erreur type médiane de l'estimation ;  $RMSE_{val,m}$ : RMSE de validation du jeu donnant lieu à l'erreur type médiane de l'estimation ;  $RMSE_{val,min}/RMSE_{val,max}$ : RMSE de validation issue des jeux donnant lieu à  $\sigma_{s, \min}/\sigma_{s, \max}$ ;  $SDval_m$ : écart-type du jeu de validation de référence donnant lieu à l'erreur type médiane de l'estimation; biais<sub>m</sub>: biais de validation du jeu donnant lieu à l'erreur type médiane de l'estimation; biais<sub>min</sub>/biais<sub>max</sub>: biais de validation issus des jeux donnant lieu à  $\sigma_{s, \min}/\sigma_{s, \max}$

Tableau 3. Performance des modèles de prédiction de la réflectance pour SPOT5 et RapidEye (% signifie « % de réflectance ») (Vaudour et al. 2014b)

Bande spectrale-date	Ntr/Nval	$\sigma_{s,m}$ (%)	$\sigma_{s, \min}/\sigma_{s, \max}$ (%)	$R^2_m$	$RPD_m$	$RMSE_m$ (%)	RMSE de validation médiane (%)	$RMSE_{\min}/RMSE_{\max}$ (%)	$SDval_m$ (%)	biais <sub>m</sub> (%)	biais <sub>min</sub> /biais <sub>max</sub> (%)
b1-27 avril 2010	19/20	1,26	0,64/1,66	0,65	1,96	1,29	1,27	0,73/1,95	2,53	-0,26	-1,33/0,05
b2-27 avril 2010	19/20	1,68	0,78/2,23	0,75	1,69	1,66	1,72	0,99/2,40	2,81	-0,01	-1,13/0,22
b3-27 avril 2010	19/20	2,09	0,96/2,94	0,71	1,41	2,30	2,29	1,07/3,08	3,25	0,67	-0,61/-0,20
B-1er avril 2012	17/18	1,09	0,58/1,51	0,86	2,06	1,42	1,19	0,60/2,03	2,91	0,47	-0,39/0,01
G-1er avril 2012	17/18	1,43	0,73/1,91	0,89	2,90	1,52	1,53	0,96/2,51	4,42	0,59	1,10/0,08
R-1er avril 2012	17/18	1,88	0,81/2,52	0,81	2,46	2,07	2,06	1,26/3,57	5,11	-0,30	1,75/-0,26
Red-Edge-1er avril 2012	17/18	1,92	0,96/2,62	0,88	2,90	2,09	2,12	1,23/3,71	6,05	-0,22	-0,15/0,36
NIR-1er avril 2012	17/18	2,23	1,16/3,00	0,91	2,20	2,71	2,38	1,42/4,27	5,96	1,60	1,86/0,67

Pour la légende, cf. tableau 2

Les effets directionnels s'avèrent influencer sur la performance globale des modèles pour les bandes b3 (proche infrarouge) et b4, mais ceci modérément à l'exception des images en vue oblique (angle de vue  $>|20^\circ|$ ). Les prédictions issues des modèles de régression médians dans l'approche ELM bootstrap et par pixel étaient aussi précises que celles issues du modèle de correction atmosphérique ATCOR2 avec les paramètres par défaut dans le cas de l'image RapidEye et se sont avérées plus précises et moins biaisées dans le cas des images SPOT4.

Ces travaux suggèrent l'importance de la qualité de la correction atmosphérique dans la prédiction future de propriétés de sols telle que la teneur en CO.

### 2.1.2 Mesures de rugosité

La rugosité du sol est l'un des paramètres influents sur la réflectance de surface. Il était donc nécessaire de mesurer la rugosité en chacune des placettes de mesure et, pour cela, une méthode photogrammétrique entièrement automatisée a été mise au point (Gilliot et al., 2012; 2013) : en chaque placette (Figure 3), une sous-placette délimitée par un cadre rectangulaire de 0,54 m x 0,44 m a été choisie et fait l'objet de 13 photographies se recouvrant, prises sous différents angles au moyen d'un appareil photographique numérique, à l'ombre d'un parasol. Le cadre a été placé parallèlement à la pente locale afin d'éviter l'effet de pente dans l'analyse d'altitude. Des modèles 3D du sol ont été calculés à partir de ces images au moyen d'une chaîne de traitements entièrement automatisée basée sur les logiciels osm-Bundler et ArcGis® et implémentée en langage Python (Figure 6).

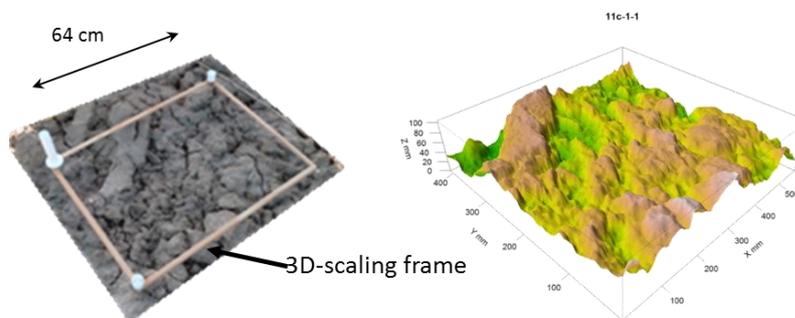


Figure 6. Une photo oblique d'une sous-placette et le modèle numérique 3D reconstitué par calcul photogrammétrique (Gilliot et al., 2012)

### 2.1.3 Prédictions des teneurs en CO à partir de la réflectance du sol

Deux niveaux d'organisation spatiale ont été considérés pour la prédiction des teneurs en CO : le niveau régional, correspondant à l'ensemble de la zone périurbaine étudiée, d'une part ; le niveau local, correspondant au dispositif Qualiagro, d'autre part. Selon les jeux de placettes considérées (le jeu des 250 placettes n'a pas été exploité au complet pour le moment), les teneurs en CO sont généralement comprises entre 5 et 35  $\text{g.kg}^{-1}$  avec une valeur médiane d'environ 14,5  $\text{g.kg}^{-1}$ . La teneur en CO de l'horizon labouré a été estimée par régression des moindres carrés partiels (PLSR) sur les spectres en laboratoire et au champ (128 sites de 2010 et 2011), pour un nombre de variables latentes compris entre 1 et 20. La robustesse de la régression a été évaluée par bootstrap sur la base de 1000 tirages d'échantillons calibration/validation parmi les sites mesurés. Le choix du nombre optimal de variables latentes s'est basé sur la RMSE de validation médiane la plus faible et pour ce nombre optimal de variables latentes, les jeux calibration/validation donnant lieu aux valeurs de RMSE de validation minimale, médiane et maximale ont été retenus. Pour les images satellitaires SPOT4 et SPOT5 corrigées en réflectance, la teneur en CO de l'horizon labouré a été estimée par régression linéaire multiple des bandes spectrales à partir d'un échantillon réduit de placettes (~30) et on a considéré le jeu calibration/validation donnant lieu à la RMSE de calibration minimale pour appliquer son équation de régression aux pixels de sols nus de l'image (Vaudour et al., 2013a).

L'examen des résidus de ces régressions montre que la structure spatiale a quasiment totalement disparu, l'ajout d'un terme spatial serait donc superflu, et que l'asymétrie de la distribution résiduelle est trop faible pour justifier le recours à une modélisation dans un cadre skew.

La valeur de la RMSE, le biais et l'incertitude ont été comparés entre les différentes méthodes d'estimation. De plus, les prédictions réalisées sur les pixels de sols nus au moyen des modèles issus des bandes spectrales des images ont été « post-validées » par un jeu de placettes n'ayant pas été utilisé lors de la démarche d'estimation par bootstrap.

Afin de permettre les comparaisons avec les travaux existant dans la littérature, et notamment ceux de Stevens et al. (2008, 2010, 2012), la qualité des modèles a été évaluée en considérant les valeurs de RMSE pour les jeux de validation comme de calibration (i.e. ajustement), le coefficient de détermination ( $R^2$ ), le RPD et le biais.

Du laboratoire à l'image, on observe une dégradation des performances des modèles de prédiction du CO (Vaudour et al., 2012a-d). Les modèles de prédiction des teneurs en CO issus des spectres de laboratoire recueillis à l'échelon régional et caractérisés par une diversité de sols (Luvisols, Néoluvisols, Calcosols, Colluviosols, Fluviosols) donnent des prédictions précises avec une RMSE médiane de validation d'environ  $3 \text{ g.kg}^{-1}$  (tableau 4). Les modèles de prédiction des teneurs en CO issus des spectres de laboratoire recueillis à l'échelon local donnent des prédictions encore plus précises avec une RMSE médiane de validation vers  $0,80\text{-}0,95 \text{ g.kg}^{-1}$  (tableau 5).

Tableau 4. Performances des modèles PLSR issus des spectres de laboratoire pour la prédiction des teneurs en CO - 128 placettes réparties à l'échelon régional

Pré-traitement	Nb	Nc/Nv	BC	$\sigma_{sm}$ ( $\text{g.kg}^{-1}$ )	$\sigma_{e, \text{min}} / \sigma_{e, \text{max}}$ ( $\text{g.kg}^{-1}$ )	$R^2_{C_m}$	RMSEv médiane ( $\text{g.kg}^{-1}$ )	RMSEV <sub>min</sub> /RMSEV <sub>max</sub> ( $\text{g.kg}^{-1}$ )	SDV <sub>m</sub> ( $\text{g.kg}^{-1}$ )	RPD <sub>m</sub>	biais <sub>m</sub> ( $\text{g.kg}^{-1}$ )	biais <sub>min</sub> /biais <sub>max</sub> ( $\text{g.kg}^{-1}$ )
aucun	215	64/64	6	2,74	2,65/3,63	0,78	3,28	2,68/4,40	5,43	1,66	0,19	0,15/1,24
Savitzky-Golay	213	64/64	4	2,44	1,84/2,95	0,78	3,00	2,17/3,83	6,01	2,00	0,38	0,22/ -0,92
Norris gap taille 1	211	64/64	6	1,74	2,45/2,58	0,87	2,99	2,23/5,24	6,24	2,09	0,30	0,45/ -0,78
Norris gap taille 7	199	64/64	3	2,45	2,39/3,28	0,81	3,10	2,07/4,07	5,60	1,81	0,29	0,09/ -0,97
transformée ondelettes	128	64/64	4	2,27	2,29/2,79	0,81	2,98	2,33/3,98	6,03	2,02	0,24	0,44/0,75

Nb : nombre total de bandes utilisé dans les calculs ; Nc/Nv : taille de l'échantillon de calibration/taille de l'échantillon de validation ; BC : "bestcomp" nombre de variables latentes donnant lieu à la plus petite RMSE de validation médiane ;  $\sigma_{sm}$  : erreur type d'estimation obtenue avec le jeu de RMSE de validation médiane pour BC ;  $\sigma_{e, \text{min}} / \sigma_{e, \text{max}}$  : erreurs type d'estimation minimale et maximale obtenues avec les jeux de RMSE de validation minimale et maximale pour BC ;  $R^2_{C_m}$  :  $R^2$  de calibration du jeu de RMSE de validation médiane pour BC ; RMSEv médiane : RMSE de validation médiane obtenue pour BC ; RMSEV<sub>min</sub>/RMSEV<sub>max</sub> : RMSE de validation minimale et maximale obtenues pour BC ; SDV<sub>m</sub> : écart-type du jeu de validation de référence correspondant à la RMSEv médiane ; RPD<sub>m</sub> : RPD de validation du jeu de RMSE de validation médiane pour BC ; biais<sub>m</sub> : biais de validation du jeu de RMSE de validation médiane pour BC ; biais<sub>min</sub>/biais<sub>max</sub> : biais minimum/maximum obtenus pour les jeux RMSE de validation minimale et maximale avec BC

Tableau 5. Performances des modèles PLSR issus des spectres de laboratoire pour la prédiction des teneurs en CO - 40 points de prélèvement répartis à l'échelon local (site QualiAgro)

Pré-traitement	Nb	Nc/Nv	BC	$\sigma_{sm}$ ( $\text{g.kg}^{-1}$ )	$\sigma_{e, \text{min}} / \sigma_{e, \text{max}}$ ( $\text{g.kg}^{-1}$ )	$R^2_{C_m}$	RMSEv médiane ( $\text{g.kg}^{-1}$ )	RMSEV <sub>min</sub> /RMSEV <sub>max</sub> ( $\text{g.kg}^{-1}$ )	SDV <sub>m</sub> ( $\text{g.kg}^{-1}$ )	RPD <sub>m</sub>	biais <sub>m</sub> ( $\text{g.kg}^{-1}$ )	biais <sub>min</sub> /biais <sub>max</sub> ( $\text{g.kg}^{-1}$ )
aucun	215	20/20	7	0,38	0,25/0,47	0,89	0,86	0,48/3,21	2,21	2,56	0,27	-0,07/ 0,80
Savitzky-Golay	213	20/20	4	0,33	0,35/0,53	0,96	0,79	0,52/1,52	1,82	2,29	0,33	-0,0/ -0,18
Norris gap taille 1	211	20/20	9	0,02	0,04/0,05	0,99	0,95	0,57/2,25	1,84	1,93	-0,41	-0,05/0,37
Norris gap taille 7	199	20/20	3	0,46	0,30/0,70	0,92	0,77	0,40/1,25	1,82	2,35	0,18	-0,08/0,75
transformée ondelettes	128	20/20	4	0,31	0,37/0,50	0,96	0,80	0,51/1,62	1,98	2,48	-0,12	-0,15/ -0,17

Pour la légende, cf. tableau 4

Tableau 6. Performances des modèles PLSR issus des spectres de terrain pour la prédiction des teneurs en CO - réparties à l'échelon régional

Pré-traitement	Nb	Nc/Nv	BC	$\sigma_{sm}$ ( $\text{g.kg}^{-1}$ )	$\sigma_{e, \text{min}} / \sigma_{e, \text{max}}$ ( $\text{g.kg}^{-1}$ )	$R^2_{C_m}$	RMSEv médiane ( $\text{g.kg}^{-1}$ )	RMSEV <sub>min</sub> /RMSEV <sub>max</sub> ( $\text{g.kg}^{-1}$ )	SDV <sub>m</sub> ( $\text{g.kg}^{-1}$ )	RPD <sub>m</sub>	biais <sub>m</sub> ( $\text{g.kg}^{-1}$ )	biais <sub>min</sub> /biais <sub>max</sub> ( $\text{g.kg}^{-1}$ )	Pré-traitement
aucun	182	62/62	14	2,18	1,29/2,29	0,87	0,31	4,17	3,00/6,81	5,04	1,21	0,32	0,46/ -1,55
Savitzky-Golay	180	62/62	9	2,01	1,94/2,37	0,82	0,61	3,96	2,91/5,95	6,39	1,61	-0,29	-0,25/0,09
Norris gap taille 1	178	62/62	4	3,51	2,55/3,79	0,63	0,49	3,91	2,96/5,21	5,53	1,42	1,10	-0,26/0,13
Norris gap taille 7	166	62/62	3	3,71	2,80/4,70	0,59	0,35	4,40	3,30/5,38	5,51	1,25	0,18	0,89/-2,43
transformée ondelettes	128	62/62	5	2,80	2,74/3,56	0,77	0,35	4,36	2,87/6,20	5,47	1,25	-0,32	0,13/0,26

Pour la légende, cf. tableau 4

Tableau 7. Performances des modèles PLSR issus des spectres de terrain dégradés en spectres SPOT pour la prédiction des teneurs en CO - réparties à l'échelon régional (Vaudour et al., 2013a)

Pré-traitement	Nb	Nc/Nv	BC	RMSE <sub>C<sub>m</sub></sub> (g.kg <sup>-1</sup> )	RMSE <sub>C<sub>min</sub></sub> /RMSE <sub>C<sub>max</sub></sub> (g.kg <sup>-1</sup> )	R <sup>2</sup> <sub>C<sub>m</sub></sub>	RMSE <sub>v</sub> médiane (g.kg <sup>-1</sup> )	RMSE <sub>v<sub>min</sub></sub> /RMSE <sub>v<sub>max</sub></sub> (g.kg <sup>-1</sup> )	SD <sub>v<sub>m</sub></sub> (g.kg <sup>-1</sup> )	RPD <sub>m</sub>	biais <sub>m</sub> (g.kg <sup>-1</sup> )	biais <sub>min</sub> /biais <sub>max</sub> (g.kg <sup>-1</sup> )
Simulation SPOT4	4	64/64	3	4,28	5,11/3,36	0,46	4,56	3,56/5,75	5,46	1,20	1,12	0,73/-0,18
Simulation SPOT5	3	64/64	2	4,58	5,56/3,76	0,33	4,85	3,66/6,03	5,68	1,17	0,55	0,11/-2,20

Pour la légende, cf. tableau 4

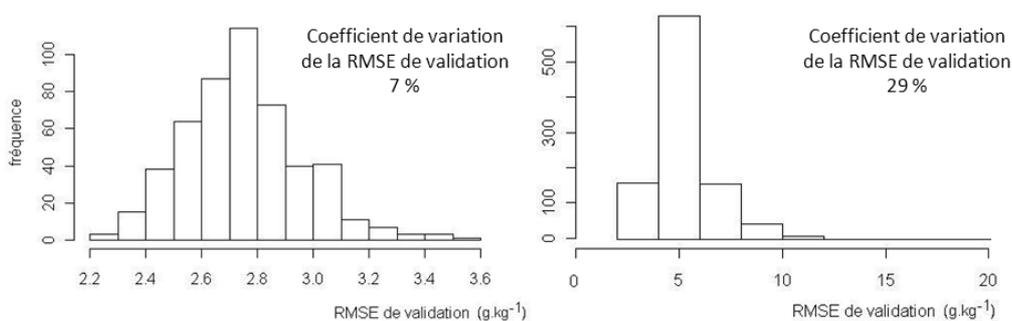


Figure 7. Incertitude des prédictions de teneurs en CO issues de spectres de laboratoire (à gauche) et de spectres de l'image SPOT4 du 24 avril 2010 (à droite) (Vaudour et al., 2012a, b)

Les modèles de prédiction issus des spectres de terrain recueillis régionalement sont moins précis que ceux de laboratoire (RPD 1,2-1,6 ; tableau 6) et ont donné lieu à une RMSE médiane de validation d'environ 4 g.kg<sup>-1</sup> en comparaison de 4,6-4,8 g.kg<sup>-1</sup> pour ceux issus des mêmes spectres dégradés en spectres simulant ceux des capteurs SPOT4 et SPOT5 (RPD 1,2 ; tableau 7). Les spectres issus d'un jeu réduit de pixels des images ont donné lieu à une RMSE médiane de validation comparable (4,8 g.kg<sup>-1</sup>) mais présentaient un biais et une incertitude élevés. Le coefficient de variation des RMSE de validation des modèles issus de l'image SPOT4 du 24 avril 2010 est de 29 % alors que celui des modèles issus de laboratoire est seulement de 7 %, avec une amplitude des erreurs bien plus faible (Figure 7).

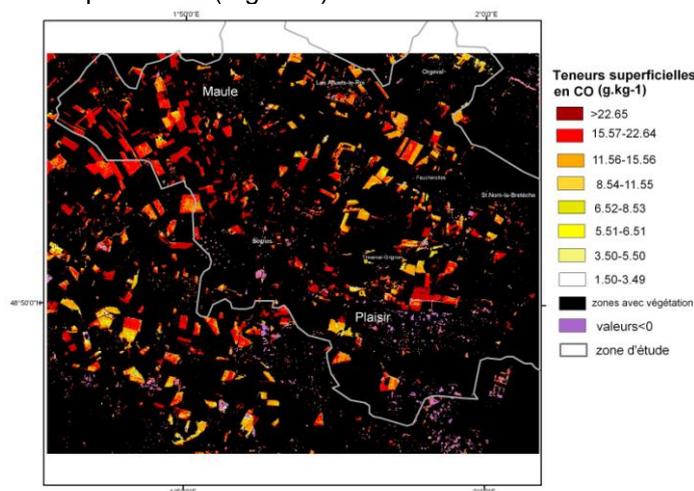


Figure 8. Carte régionale des teneurs en CO issue de l'image SPOT4 du 24 avril 2010 (Vaudour et al., 2012d)

Les résultats complets et pleinement discutés des modèles images et de leur post-validation sont développés dans l'article de Vaudour et al. (2013a). La post-validation des cartes de teneurs en CO (Figure 8) a résulté en des valeurs de RMSE comprises entre 4 et 6 g.kg<sup>-1</sup>. Bien que ces cartes ne puissent donner des prédictions aussi précises que les spectres de laboratoire, elles sont susceptibles de permettre la prédiction de 3 classes grossières de teneurs en CO avec des précisions allant jusqu'à 60-70 % lorsqu'elles proviennent de modèles issus d'images (Figure 9, tableau 8), en possible adéquation avec la nécessité de surveillance territoriale à un niveau régional. En effet, pour les images, la prédiction imprécise porte sur des millions de pixels alors que

celle, plus précise, des spectres ponctuels de terrain ou de laboratoire dépasse difficilement quelques centaines de pixels.

Tableau 8. Post-validation des meilleurs modèles de régression linéaire multiple (ML) appliqués aux images corrigées en réflectance (Vaudour et al., 2013a)

modèle	Nv	Biais (g.kg <sup>-1</sup> )	RPD	RMSEv (g.kg <sup>-1</sup> )	%prédiction correcte des classes*
ML-24 avril 2010, 4 bandes	19	-1,13	1,1	5,03	62,5
ML sur simulations SPOT4, 96 placettes	32	2,39	1,1	5,04	46,9
ML-27 avril 2010, 3 bandes	18	0,30	1,3	4,29	72,2
ML sur simulations SPOT5, 96 placettes	28	-1,08	0,9	6,00	35,7

Nv, nombre de pixels de post-validation en sols nus sur les images ; \*3 classes de teneurs en CO (1: < 1<sup>er</sup> quartile, 11,7 g.kg<sup>-1</sup>; 2: entre le 1<sup>er</sup> et le 3<sup>e</sup> quartiles; 3: > 3e quartile, 19,7 g.kg<sup>-1</sup>)

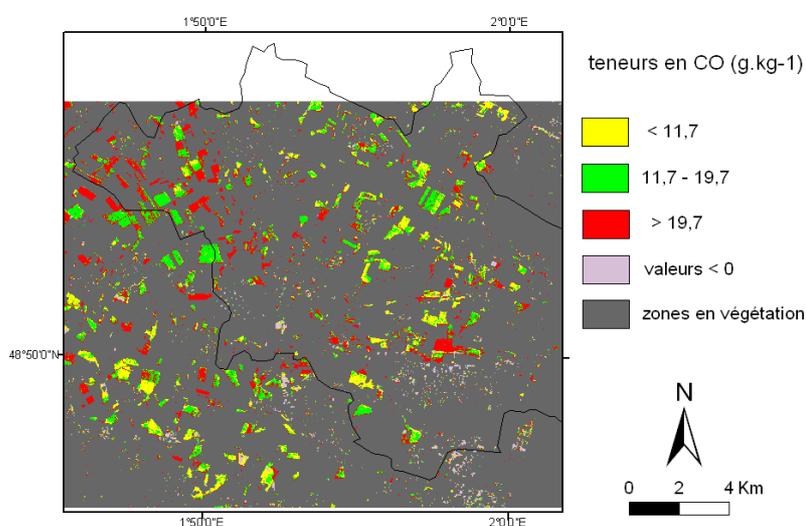


Figure 9. Carte régionale en 3 classes des teneurs en CO issue de l'image SPOT4 du 24 avril 2010

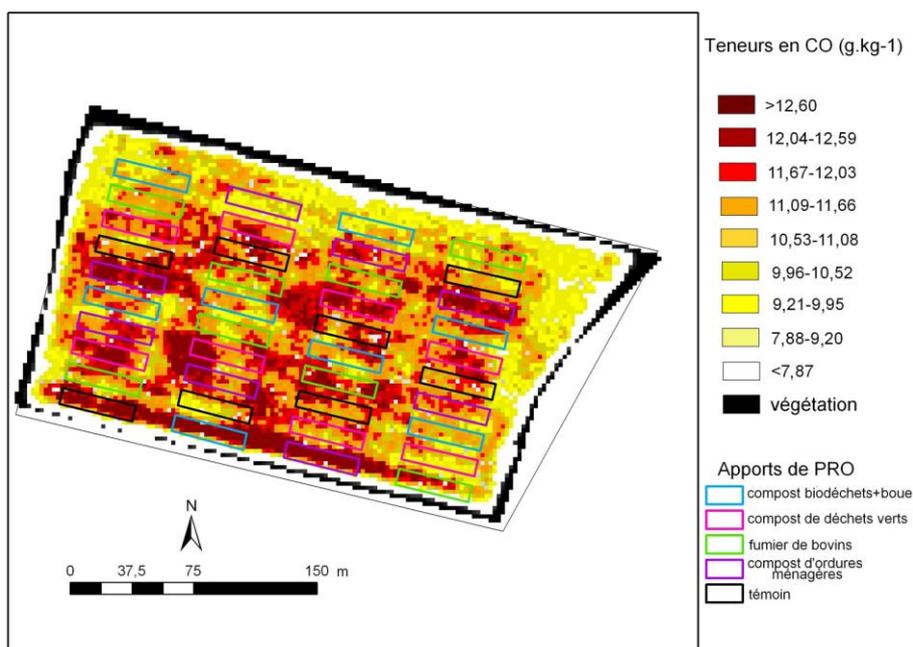


Figure 10. Détail des teneurs en CO prédites via l'image SPOT5 du 27 avril 2010

La précision obtenue et les biais associés en utilisant des images satellitaires multispectrales ne permettent pas de percevoir des changements sur un site objet d'apport massif de PRO depuis 15 ans tel que QualiAgro, où les variations maximales de teneurs en CO liées aux PRO, par rapport aux parcelles témoins, sont de l'ordre de  $4 \text{ g.kg}^{-1}$ . Sur l'image SPOT5 supermode, on perçoit des motifs liés aux différents traitements d'apports de PRO mais ce n'est pas suffisant (Figure 10). L'image hyperspectrale ainsi que les images Pléiades de très haute résolution spatiale acquises au printemps 2013 sont en cours de traitement afin d'étudier la précision de la prédiction des teneurs en CO issue de ces images.

### 2.1.4 Evaluation des stocks de CO de l'horizon travaillé

Les méthodes de spatialisation des stocks font l'objet d'un article de review en préparation dans le cadre de la thèse de P.E. Noirot-Cosson. Une première approximation des stocks de carbone a été réalisée à partir des données mesurées ou enquêtées sur les placettes (Lemonnier, 2012), selon l'équation (2).

$$SCO_{\text{stock}} = h \times BD \times (1 - CF) \times [CO] \times 1/100 \quad (2)$$

Où  $SCO_{\text{stock}}$  est le stock de CO exprimé en t/ha ;

$h$  est la profondeur de l'horizon de surface en m ;

$BD$  (« *bulk density* ») est la masse volumique apparente du sol en  $\text{kg/m}^3$  ;

$CF$  (« *coarse fragments* ») est la proportion massique (sans dimensions) en éléments grossiers (>2 mm) ;

$[CO]$  est la teneur de la terre fine en carbone organique en  $\text{g.kg}^{-1}$ .

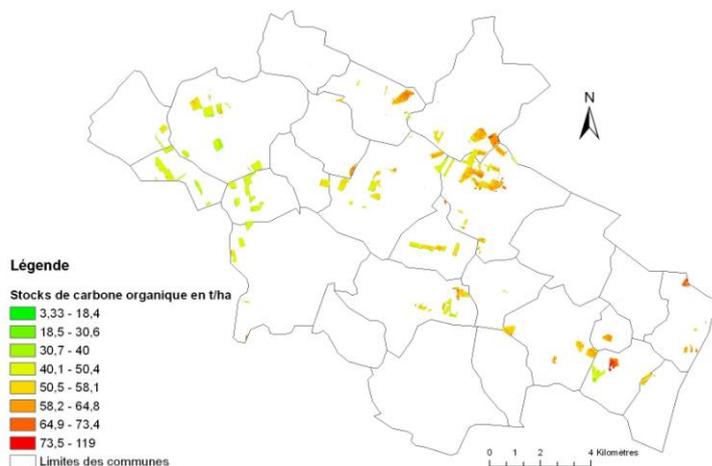


Figure 11. Stocks de CO dans les parcelles contenant les placettes de mesure (Lemonnier, 2012)

La gamme de variation des stocks est très importante au sein des parcelles contenant les placettes de mesure (Figure 11). Plus de 75% des pixels ont des valeurs comprises entre 30 et 75 t/ha avec une médiane proche de 50 t/ha. Les plus fortes valeurs sont rencontrées au Nord de la zone où sont situées des parcelles avec une forte densité apparente et une faible pierrosité. Ces deux paramètres expliquent principalement des stocks importants à cet endroit car les teneurs en CO étaient relativement moyennes. Nous prévoyons d'approfondir ces résultats en comparant diverses méthodes d'évaluation des stocks.

## 2.2 AR2 : la spatialisation du stock de CO du sol

Outre les modèles d'estimation des teneurs en CO issus des images satellitaires multispectrales (Vaudour et al., 2012a-d, 2013a), d'autres modèles s'appuyant sur les données ponctuelles (analyses chimiques, granulométrie notamment) des sites prélevés, sur une carte pédologique existante et sur un modèle numérique d'altitude ont été développés: notamment, un modèle géostatistique par krigeage ordinaire, un modèle linéaire spatialisé et modèle géostatistique par co-krigeage avec dérive externe (Hamiache et al., 2012a-c).

### 2.2.1 Krigeage ordinaire de la teneur en CO de l'horizon travaillé du sol

Le krigeage ordinaire est basé uniquement sur les mesures de teneurs en CO ponctuelles. Les mesures étant au départ peu nombreuses et très irrégulièrement réparties, on ne s'attend pas à ce que ce modèle fournisse de bonnes prévisions, il servira plutôt comme base de référence, pour évaluer l'apport de covariables et de structures de dépendance supplémentaires. La variable de teneur en CO, telle qu'étudiée à partir d'un jeu de 141 placettes réparties sur la région d'étude (placettes 2010, Figure 4), possède une structure de corrélation spatiale : la modélisation par krigeage ordinaire de cette variable a utilisé un variogramme de Matérn caractérisé par les paramètres décrits dans le tableau 9.

Tableau 9. Paramètres du variogramme de Matérn modélisant la répartition de la variable de teneur en CO (Hamiache, 2012)

Variable	Portée $\Phi$ (mètres)	Palier $\sigma^2$ ( $g^2, kg^{-2}$ )	Pépite $\tau^2$ ( $g^2, kg^{-2}$ )	Paramètre de Matérn $\nu$
Teneur en CO	10320	46,9	9,38	0,5

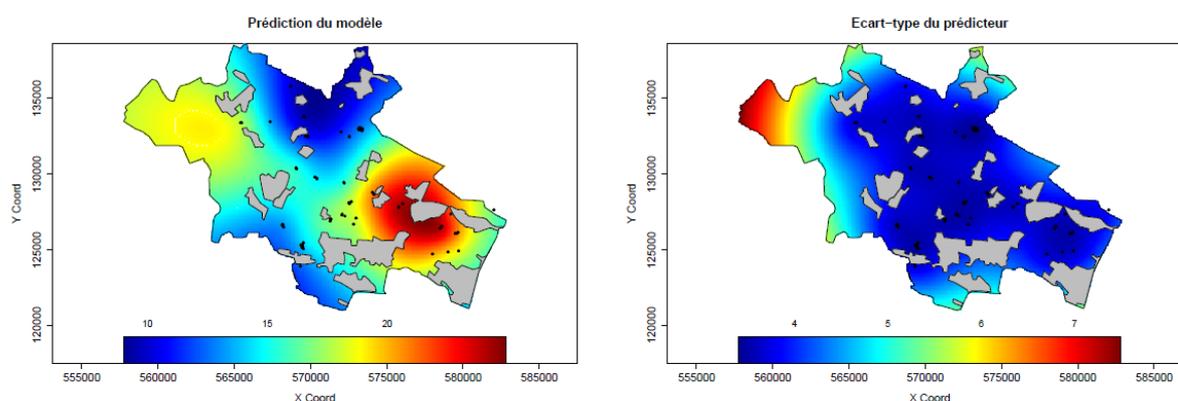


Figure 12. Carte des teneurs en CO issues de krigeage ordinaire et écart-type de la prédiction. Réalisation J. Hamiache, 2012.

La Figure 12 montre un exemple de krigeage ordinaire de la variable CO, et la carte de l'écart-type de la prédiction qui lui est associée. Ceci donne une idée sommaire de la répartition des valeurs de teneurs en CO : faibles au nord-est et au sud-est, c'est-à-dire sur les plateaux supérieurs (160-180 m d'altitude) marqués par la présence des Luvisols typiques issus de loess, et fortes dans les zones basses et les vallées (vallée du Ru de Gally à l'ouest), marquées par la présence de Colluviosols et de Fluviosols. Les teneurs prédites sont intermédiaires sur les plateaux intermédiaires (110-120 m) caractérisés par les Néoluvisols et les Luvisols tronqués issus de loess. On remarquera l'extrémité ouest de la région d'étude qui, pauvre en sites de prélèvement, conduit à l'écart-type de la prédiction le plus élevé. La validité du modèle est évaluée en prédiction en calculant la RMSE sur un jeu de 26 placettes mesurées l'année suivante (2011). La valeur obtenue est de  $5,7 \text{ g.kg}^{-1}$  (Hamiache et al., 2012a). Cette carte n'est évidemment pas suffisante.

### 2.2.2 Modèle linéaire spatialisé et modèle du cokrigeage universel de la teneur en CO

Le modèle dit « linéaire spatialisé » est un modèle fondé sur l'hypothèse qu'une même et unique relation linéaire lie la teneur en CO aux variables explicatives retenues, quel que soit le site au sein du territoire d'étude. Comme il ne permet pas de tirer des prédictions sur l'ensemble du domaine, il requiert une interpolation spatiale des variables explicatives sur toute la carte c'est-à-dire met en œuvre le krigeage ordinaire de chacune des variables explicatives. L'intérêt de cette approche vient du fait que les variogrammes admissibles sont ajustés pour chaque variable explicative indépendamment les uns des autres. Le nombre de variables explicatives étant très élevé, la sélection s'est faite au moyen d'une procédure « pas à pas ». Les erreurs de validation se situent autour de  $5,5 \text{ g.kg}^{-1}$ , c'est-à-dire à peine moins que le krigeage ordinaire. Contrairement au modèle linéaire spatialisé, le modèle du cokrigeage universel i.e. cokrigeage avec dérivées externes (soit qualitatives, soit quantitatives), non seulement permet aux paramètres de varier dans l'espace, mais prend en compte également des structures de dépendance spatiales croisées. Le modèle de co-régionalisation a été utilisé pour l'identification de ces structures. Les dérivées externes

sélectionnées ont été la carte des sols au 1/50°000 et l'altitude (Figure 13). Les erreurs de validation se situent autour de 4-5 g.kg<sup>-1</sup>, apportant cette fois une amélioration significative par rapport aux résultats du krigeage ordinaire et au modèle linéaire spatialisé.

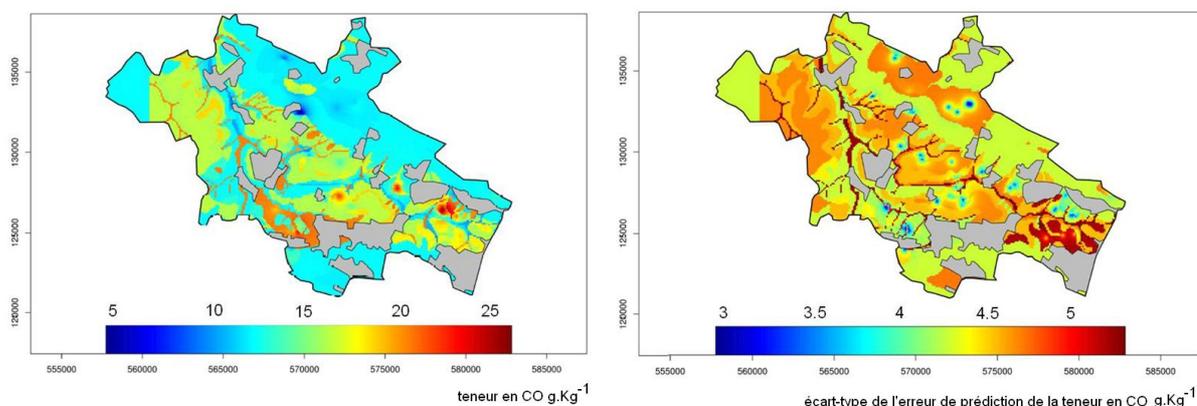


Figure 13. Cartes des teneurs en CO et des incertitudes associées issues du modèle par co-krigeage avec dérive externe ou « co-krigeage universel » (Hamiache et al., 2012a-c)

Une étude fine de la localisation de la RMSE a permis de dégager les zones où la prédiction était moins bonne et d'interpréter les sources d'erreur.

Les actions AR1 et AR2 ont été réalisées en étroite relation, les premiers résultats de l'AR2 sur les modèles géostatistiques en année 1 et 2 ont permis d'ajuster le plan d'échantillonnage de l'AR1 en années 2 et 3 en privilégiant les zones, particulièrement à l'ouest de la région d'étude, où les incertitudes d'estimation étaient élevées. Les lieux de prélèvements étant soumis par ailleurs à de fortes contraintes : sols nus, accord de l'exploitant, déplacements du matériel de mesure ; leur sélection s'est faite empiriquement de manière à concilier au mieux l'objectif de réduction de variance avec les possibilités opérationnelles.

La comparaison entre les modèles issus d'imagerie satellitaire et les modèles géostatistiques a pour le moment été limitée aux valeurs globales de RMSE. La variabilité inter-parcellaire qui ressort de l'image satellitaire n'est pas restituée par les modèles géostatistiques développés. Une modélisation dans le cadre bayésien hiérarchique, exploitant l'information de l'imagerie satellitaire en conjonction avec les autres sources d'information, n'est pas encore finalisée dans le cadre du projet mais est en cours de développement.

## 2.3 AR 3 : la modélisation spatialisée de la dynamique de la MO du sol

### 2.3.1 Suivi de la dynamique C et N en laboratoire

En 2011, les matières épandues et/ou existantes et/ou potentiellement existantes sur le territoire étudié ont été recensées et collectées : compost de déchets verts, compost de boue, fumier de cheval, boue urbaine déshydratée, fumier de bovins, fientes de volailles. On s'est appuyé notamment sur la thèse en cours de K. Dhaouadi sous la codirection de S. Houot et C. Aubry, portant sur la possibilité de substitution partielle des engrais azotés par des PRO et réalisée dans le cadre du projet ANR ISARD (soutenance prévue courant 2014). Toutes les matières épandues ont été analysées (C, N, MO, pH, teneurs en ETM). La caractérisation de la matière organique des PRO a débuté avec (1) la mesure du fractionnement biochimique des PRO et le calcul de l'indice de stabilité de la matière organique (ISMO), indicateur de la proportion de MO des PRO s'incorporant à la MO des sols (Lashermes et al. 2009, 2010) ; (2) la mise en place d'incubations en conditions contrôlées de laboratoire pour mesurer la dynamique d'évolution des PRO après apport au sol, en particulier la dynamique de minéralisation de leur matière organique par le suivi des cinétiques de minéralisation du C organique en CO<sub>2</sub> et de l'azote organique en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> puis NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Ces incubations ont été lancées pour 4 types de PRO (co-compost de boue urbaine et déchets verts, boue urbaine déshydratée, fumier de cheval et compost de déchets verts) dans 4 sols de textures et caractéristiques physico-chimiques contrastées représentatifs du territoire étudié (Luvisol typique de l'essai QualiAgro, Colluviosol sablo-limoneux prélevé à Feucherolles, Néoluvisol du plateau de Grignon, Calcisol prélevé à Fontenay) et fait l'objet de prélèvements en 2011. Cinq sols et 3 PRO étaient initialement prévus mais l'arbitrage entre temps/charge de travail a conduit à respecter les préconisations du Conseil Scientifique, selon lesquelles il importait de considérer aussi les boues non traitées et compostées. Les incubations pour le suivi de la minéralisation de C

et N ont duré 171 jours avec 3 répétitions selon le protocole normalisé (XPU 44-163) modifié pour une durée plus longue d'incubation. Les doses d'ajout de PRO étaient calculées pour apporter un équivalent de 4 tC/ha similaire aux doses épandues dans l'essai Qualiagro et utilisée dans les mesures d'émission de GES (cf. §2.3.2).

Les caractéristiques analytiques des PRO sont reportées au tableau 10 et sont conformes aux résultats classiquement observés pour ces PRO : teneur élevée en N et C/N bas pour la boue, valeur de C/N très élevée pour le fumier de cheval très pailleux, valeurs de C/N intermédiaires pour les 2 composts. Le compost de boue présente des teneurs en N minéral assez importantes, essentiellement du N-NH<sub>4</sub>.

Tableau 10. Caractéristiques analytiques des PRO étudiés

PRO	C organique (g.kg <sup>-1</sup> MS) <sup>a</sup>	N total (g.kg <sup>-1</sup> MS)	C/N	N-NO <sub>3</sub> (g.kg <sup>-1</sup> MS)	N-NH <sub>4</sub> (g.kg <sup>-1</sup> MS)	pH	CaCO <sub>3</sub> (g.kg <sup>-1</sup> MS)
FCH	425	10,8	39,4	23,6	253,0	8,24	29,8
Boue	414	73,0	5,7	1,5	2870,0	5,97	16,1
DV	278	17,1	16,3	37,9	85,7	8,06	38,1
DVB	256	23,7	10,8	118,0	2340,0	7,08	35,4

FCH : fumier de cheval ; Boue : boue urbaine d'épuration déshydratée ; DV : compost de déchets verts ; DVB : compost de boue urbaine co-compostée avec des déchets verts .

L'indicateur ISMO calculé à partir des résultats du fractionnement biochimique des PRO (XPU 44 162) est un indicateur de la valeur amendante des PRO, donc de leur capacité à entretenir les SCO dans les sols. Les 2 composts présentent les valeurs d'ISMO les plus fortes (Figure 14), suivis du fumier de cheval, la boue ayant la valeur la plus faible d'ISMO.

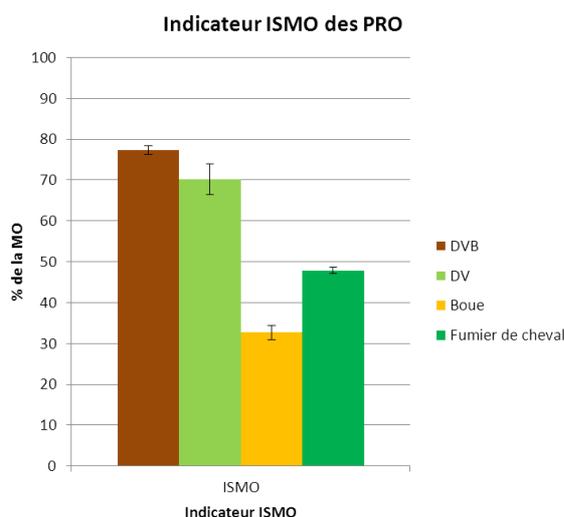


Figure 14. Indice de stabilité de la matière organique (ISMO) des PRO étudiés

Les dynamiques de minéralisation de carbone et d'azote s'avèrent très semblables entre les sols et diffèrent du fait des caractéristiques des PRO (Figures 15 et 16) : deux PRO sont très biodégradables (fumier de cheval, boue urbaine déshydratée) contrairement aux deux autres, bien plus stables (compost de boue urbaine, compost de déchets verts). Ces résultats sont conformes aux valeurs d'ISMO trouvées plus élevées pour les 2 composts. On note toutefois la cinétique caractéristique de minéralisation du C organique de la boue : très rapide au départ mais qui atteint rapidement un plateau aux alentours de 30 % du C de la boue alors que l'ISMO n'est que de 30 % également. De même, la minéralisation du fumier atteint 70 % alors que l'ISMO est de 50 %.

La boue est le PRO qui présente la plus grande disponibilité de son azote avec une cinétique de minéralisation du N organique qui atteint 50 % du N organique en fin d'incubation ce qui correspond à une fourniture de 70 kg de N/ha pour un apport équivalent à 2 t MS. La minéralisation du N organique des 2 composts est très lente (autour de 0 % du N organique minéralisé). Cependant, le compost DVB apporte 40 kg de N/ha en raison de sa teneur en N minéral, pour une dose d'apport de 10 tMS/ha, alors que ce qui n'est pas le cas pour le compost DV. Enfin, pour le fumier de cheval, on observe une immobilisation importante du N en raison de son C/N élevé.

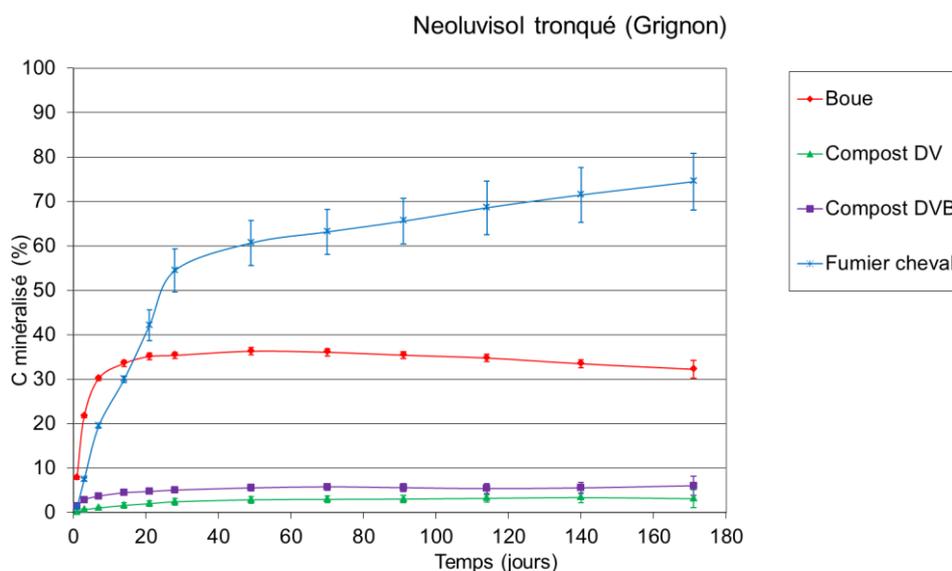


Figure 15. Dynamique de minéralisation du carbone des PRO testés selon un apport équivalent à 4tC/ha (exemple du Néoluvisol de Grignon)

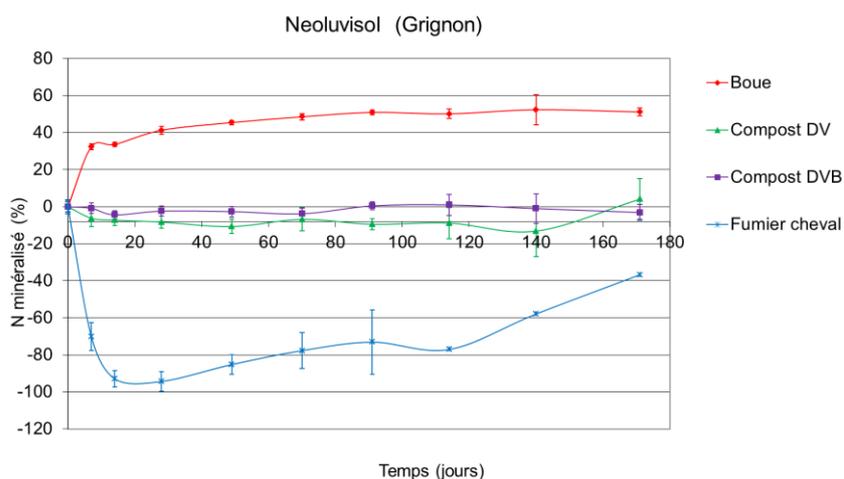


Figure 16. Dynamique d'évolution du N minéral après apport de PRO selon un apport équivalent à 2t MS pour la boue et 10 t MS pour les 3 autres PRO (exemple du Néoluvisol de Grignon)

### 2.3.2 Suivi des émissions de N<sub>2</sub>O en laboratoire

Le même jeu sols\*PRO auquel s'ajoutait un quatrième type de sol (Colluviosol limono-sableux) a été utilisé pour caractériser les émissions de N<sub>2</sub>O au laboratoire (Laville et al., 2012, 2013). Les émissions gazeuses de CO<sub>2</sub> et N<sub>2</sub>O ont été mesurées durant 13 jours, via un dispositif de laboratoire avec des colonnes de sol sur des échantillons de sols mélangés ou non à des PRO. Les colonnes de sols étaient préparées en ajoutant de manière homogène les différents PRO aux échantillons de sol selon une quantité équivalente à 4 t CO/ha. Elles étaient placées à la capacité au champ. Les potentiels hydrauliques des cylindres de sols ont également été caractérisés. Trois jours après traitement, les flux de N<sub>2</sub>O étaient négligeables pour les PRO caractérisés par une faible vitesse de minéralisation et seule la teneur initiale en azote minéral de ces deux produits contribuait aux émissions. Pour les deux produits très biodégradables toutefois, les rapports C/N étaient très différents (tableau 10) ce qui, pour le PRO caractérisé par un C/N élevé (fumier de cheval), a contribué à une production non significative de NH<sub>4</sub> durant la minéralisation et à des flux de N<sub>2</sub>O faibles. Quant au PRO caractérisé par une vitesse de minéralisation élevée et un C/N faible (boue urbaine déshydratée), de grandes quantités de NH<sub>4</sub> ont été produites lors de sa minéralisation, conduisant, pour chacun des 4 sols, à un ralentissement de la vitesse de nitrification

et des émissions de  $N_2O$ . Ces ralentissements étaient d'autant plus prononcés que la capacité d'échange cationique (CEC) et le pH des sols étaient faibles. Les émissions de  $N_2O$  se sont avérées plus élevées pour les sols avec des teneurs en argile plus élevées (~30%), ce qui va de pair avec une capacité de rétention plus élevée, et, du fait du pouvoir tampon de leur CEC, le maintien d'une nitrification active en présence d'une forte teneur en  $NH_4$ . Pour les niveaux de flux de  $CO_2$  et de  $N_2O$ , les propriétés des sols s'avèrent plus influentes que les caractéristiques des PRO.

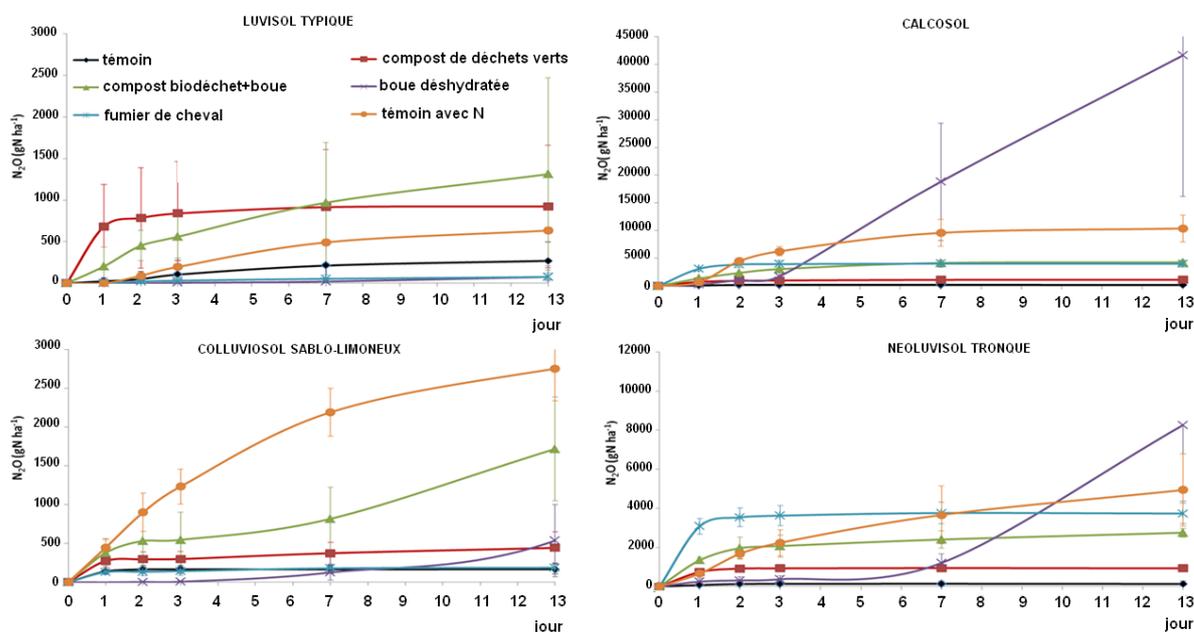


Figure 17. Emissions de  $N_2O$  de 4 types de sols contrastés en laboratoire 13 jours après traitement par des PRO (adapté de Laville et al. 2013)

Les sols additionnés de fumier de cheval et de boue urbaine déshydratée ont ainsi donné lieu aux plus fortes émissions quels que soient les sols (Figure 17). L'étude a montré des variations d'émissions importantes entre les types de sols, liées à l'aération du sol et à la granulométrie. Les émissions étaient plus élevées pour le sol calcaire, car plus argileux. Ainsi, pour le Calcosol, les valeurs dépassent 5 000 g N- $N_2O$ /ha, voire même 40 000, et ceci sans plateau apparent après 13 jours.

### 2.3.3 Paramétrisation du modèle CERES-EGC

#### Généralités

Toutes ces caractérisations sont en cours d'utilisation pour la mise en œuvre de la modélisation, à l'aide du modèle CERES-EGC, des dynamiques du C et du N et des émissions de  $N_2O$  après apport de PRO dans les différents types de sol et différents systèmes de culture.

Le modèle CERES-EGC (Crop-Environment REsources Synthesis) est un modèle de culture simulant la croissance et le développement d'une culture à l'échelle du cycle cultural et focalisé principalement sur les sorties vers l'environnement (Gabrielle et al., 2002, 2005, 2006). Il comprend divers modules, dont un simulant la dynamique du carbone organique du sol et celle de l'azote (NC-SOIL, Figure 18) et un autre les émissions de gaz à effet de serre, en fonction de paramètres de culture, de paramètres climatiques et de type et entretien du sol. Il a déjà été utilisé pour spatialiser des émissions de NO et  $N_2O$  à l'échelon national ou supra-national (Gabrielle et al. 2006, Lehuger et al., 2011).

Son utilisation dans ce contexte s'est doublée d'une analyse de sensibilité exhaustive (Lehuger, 2009 ; Lehuger et al., 2009) dont les résultats ont été repris dans le cadre de notre projet. Le travail de paramétrisation a d'abord porté sur le module NC-SOIL (Noirot-Cosson et al., 2013) puis les simulations via CERES-EGC ont été initiées et sont en cours d'approfondissement dans le cadre de la thèse de Paul-Emile Noirot-Cosson en focalisant la modélisation, en premier lieu, sur le dispositif QualiAgro dont les résultats récents permettent de compléter la paramétrisation pour les sorties azote et biomasse du modèle (Peltre, 2010 ; Chalhoub et al., 2012).

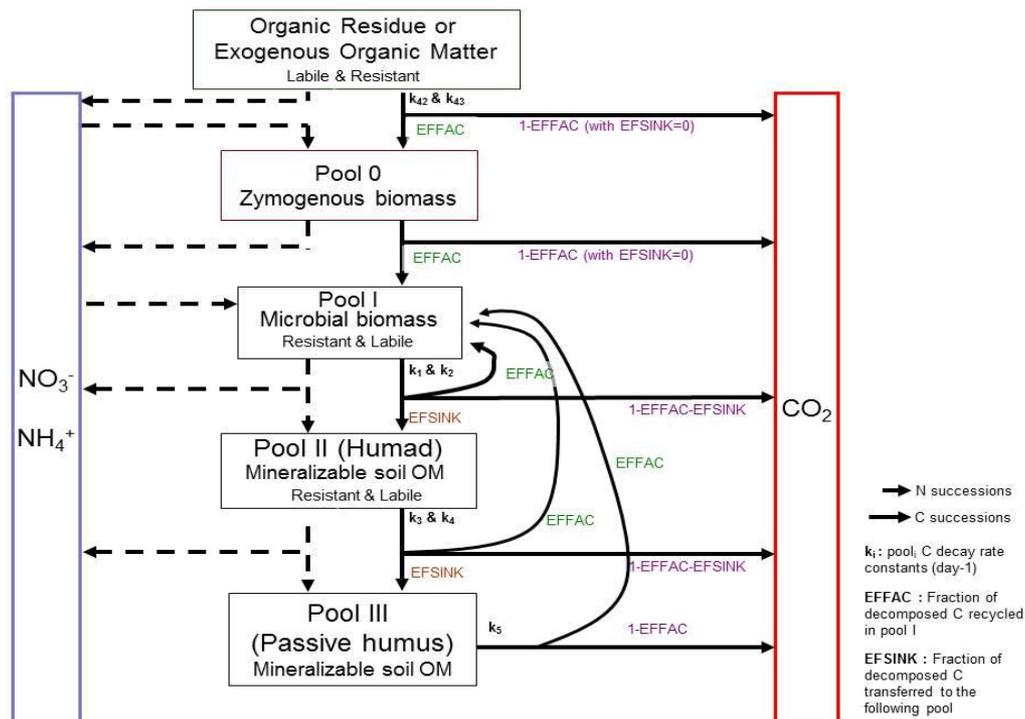


Figure 18. Schéma des flux de C et N dans le module NC-SOIL (Noirot-Cosson et al., 2013)

L'étape de paramétrisation de la dynamique du carbone et de l'azote s'est avérée une étape clé, verrou scientifique et logistique. En effet, si pour le dispositif Qualiagro, les sorties de teneurs en CO issues du module NC-SOIL étaient correctes (Noirot-Cosson et al., 2013), celles de la biomasse, de volatilisation d'azote ou de lixiviation de nitrate issues de CERES ont nécessité d'affiner la paramétrisation afin que les sorties soient en phase avec les données de mesure.

#### Le module NC-SOIL et sa paramétrisation

Le module NC-SOIL (Molina et al., 1983) est un modèle multi-compartiments orienté vers les processus, qui simule les variations journalières de C et N après l'incorporation de matière organique dans le sol (Figure 18). Son utilisation est assujettie à celle d'un algorithme d'optimisation (Barak et al., 1990). Ce modèle répartit la matière organique du sol au sein de 3 compartiments ou "pools" : le pool I comprend la biomasse microbienne endogène ; le pool II désigne la matière organique active dite "humads" ; le pool III désigne la matière organique stable, dite « humus ». Quand le PRO est épandu et mélangé au sol, cela entraîne la création d'un nouveau pool organique, le pool 0, formé d'une biomasse microbienne zymogène qui décompose la matière organique du PRO. Les PRO sont ainsi caractérisés par deux pools organiques. Tous les pools sont subdivisés en deux fractions labile et résistante, à l'exception du pool III, et sont caractérisés par leur taille (exprimée en mgC/kg soil), leur rapport C/N, ainsi que leurs constantes de décomposition du carbone. Commandées par la valeur de C/N des pools, les transformations d'azote suivent les transformations de carbone. Dans le modèle, N- $NH_4^+$  est la seule forme possible d'incorporation d'azote. Le principe du processus d'optimisation (Barak et al. 1990) consiste à minimiser les écarts entre les cinétiques simulées et observées expérimentalement (lors des incubations) de C- $CO_2$  et de N minéral en calculant un  $\chi^2$ , et faire tourner le modèle à nouveau itérativement (15 fois au plus) avec des paramètres modifiés jusqu'à ce que : (i) la valeur du  $\chi^2$  soit acceptable (inférieure à 10-30) ou bien (ii) la diminution du  $\chi^2$  entre deux itérations successives soit inférieure à 0,1 %.

Le module NC-SOIL nécessite pour tourner un ensemble de 24 paramètres et caractéristiques initiales des pools organiques du sol, auxquels s'ajoutent 8 paramètres pour les PRO. La provenance de chacun, estimé, mesuré, optimisé ou bien repris de la littérature, dans le cadre de notre projet, est présentée dans le tableau 11.

Ainsi, les paramètres relatifs au carbone organique du sol ont été estimés à partir du témoin non amendé du dispositif QualiAgro, ensuite ceux relatifs au devenir des PRO ont été déterminés à partir des résultats d'incubations de mélanges sol/PRO disponibles depuis le début du dispositif QualiAgro (incubations de 1998, 2000, 2002, 2004, 2006, 2007 et 2009), tandis que seuls la taille de la fraction C totale et le rapport C/N du pool II ont fait l'objet d'optimisation (Noirot-Cosson et al.,

2013). Tous les autres paramètres ou valeurs initiales ont été soit mesurés (comme le CO total des PRO et du sol) ou fixés selon des valeurs utilisées antérieurement par Nicolardot et al. (1994) et Corbeels et al.(1999).

Tableau 11. Paramètres des sols et des PRO nécessaires pour faire tourner NCSOIL (Noirot-Cosson et al., 2013)

Fraction	Pool 0		Pool I		Pool II		Pool III	PRO	
	Labile	Résistant	Labile	Résistant	Labile	Résistant		Labile	Résistant
Taille (mgC/kg sol)	0	0	<sup>2</sup> 2,6% du TOC <sup>2</sup> 56%	<sup>2</sup> 44%	<sup>2</sup> 0	Optimisé	TOC-PII-PI	TOC <sub>PRO</sub> - Résistant <sub>PRO</sub>	Optimisé
Constante de décomposition du C (jour <sup>-1</sup> )	0,332 <sup>*</sup>	0,0404 <sup>*</sup>	<sup>1:2</sup> 0,332	<sup>1:2</sup> 0,0404	<sup>1</sup> 0,16	<sup>1:2</sup> 0,006	0,00001	<sup>3</sup> Calculé	<sup>3</sup> Calculé
Fraction du C décomposé recyclée dans le pool I (EFFAC)	0,6 <sup>*</sup>		<sup>1:2</sup> 0,6		<sup>2</sup> 0,6		<sup>2</sup> 0,6	0,6 <sup>*</sup>	0,6 <sup>*</sup>
Fraction du C décomposé affectée vers le pool suivant (EFSINK)	-		<sup>1:2</sup> 0,2		<sup>1:2</sup> 0,2		-	-	-
C/N	6,0 <sup>*</sup>		<sup>1:2</sup> 6,0		Optimisé		CN <sub>PIII</sub> =PIII/(TOC/ CN <sub>TOC</sub> )-(PI/CN <sub>PI</sub> )- (PII/CN <sub>PII</sub> ))	Variable selon le PRO	

PI, PII, signifient pool I, pool II respectivement. CN désigne le rapport C/N ; TOC le carbone organique total.

<sup>1</sup>(Corbeels et al. 1999) <sup>2</sup>(Nicolardot et al., 1994) <sup>3</sup>(Gabrielle et al. 2004). \* fixé comme pour le Pool I

Tableau 12. Paramètres moyens des sols issus de l'optimisation (Noirot-Cosson et al., 2013)

Traitement sans apport de N minéral		Pool I	Pool II	Pool III	Teneur en CO du sol	Opt. $\chi^2$
Teneur en CO du pool (% teneur en CO du sol)	moyenne	2,6	17,9	79,5	100,0 (9 353 mgC/kg sol)	0,093
	écart-type	-	4,3	4,3	5,4	0,100
C/N	moyenne	6,0	21,5	8,9	9,6	
	écart-type	-	9,2	0,7	0,7	

Tableau 13. Paramètres moyens des PRO issus de l'optimisation (Noirot-Cosson et al., 2013)

PRO	fraction labile des PRO		fraction résistante des PRO		Opt. $\chi^2$
	Organic C (% Corg)	C/N ratio	Organic C (%Corg)	C/N ratio	
BIO	2 (3)	12 (2)	98 (3)	12 (2)	0,18 (0,12)
OMG	46 (11)	100,0 (-)	54 (11)	11 (2)	0,16 (0,16)
GSW	2 (2)	12 (2)	99 (2)	12 (2)	0,32 (0,42)
FUM	13 (14)	100 (-)	87 (14)	13 (2)	0,28 (0,44)

BIO : compost de biodéchets ; OMG : compost d'ordures ménagères ; DVB : compost de de boue urbaine co-compostée avec des déchets verts ; FUM : fumier de bovins.

Les valeurs moyennes sur toutes les années des résultats d'optimisation des paramètres de sol sont présentées dans le tableau 12. L'optimisation a fonctionné correctement pour le sol témoin quelles que soient les années, avec un  $\chi^2$  moyen inférieur à 0,1 sur 7 ans. Après optimisation, le pool III représentait 80 % (écart-type : 4 %) du CO du sol ce qui signifie que la plus grande part du CO total du sol (teneur en CO mesurée 10 g.kg<sup>-1</sup>) était sous forme humique stable. Le pool II, représentant en moyenne 18 % du CO total du sol, avait un rapport C/N de 22, deux fois plus élevé que le rapport C/N du CO du sol, en adéquation avec sa labilité plus élevée.

Pour les PRO également, l'optimisation a fonctionné correctement, avec un  $\chi^2$  inférieur à 0,5 (Tableau 13).

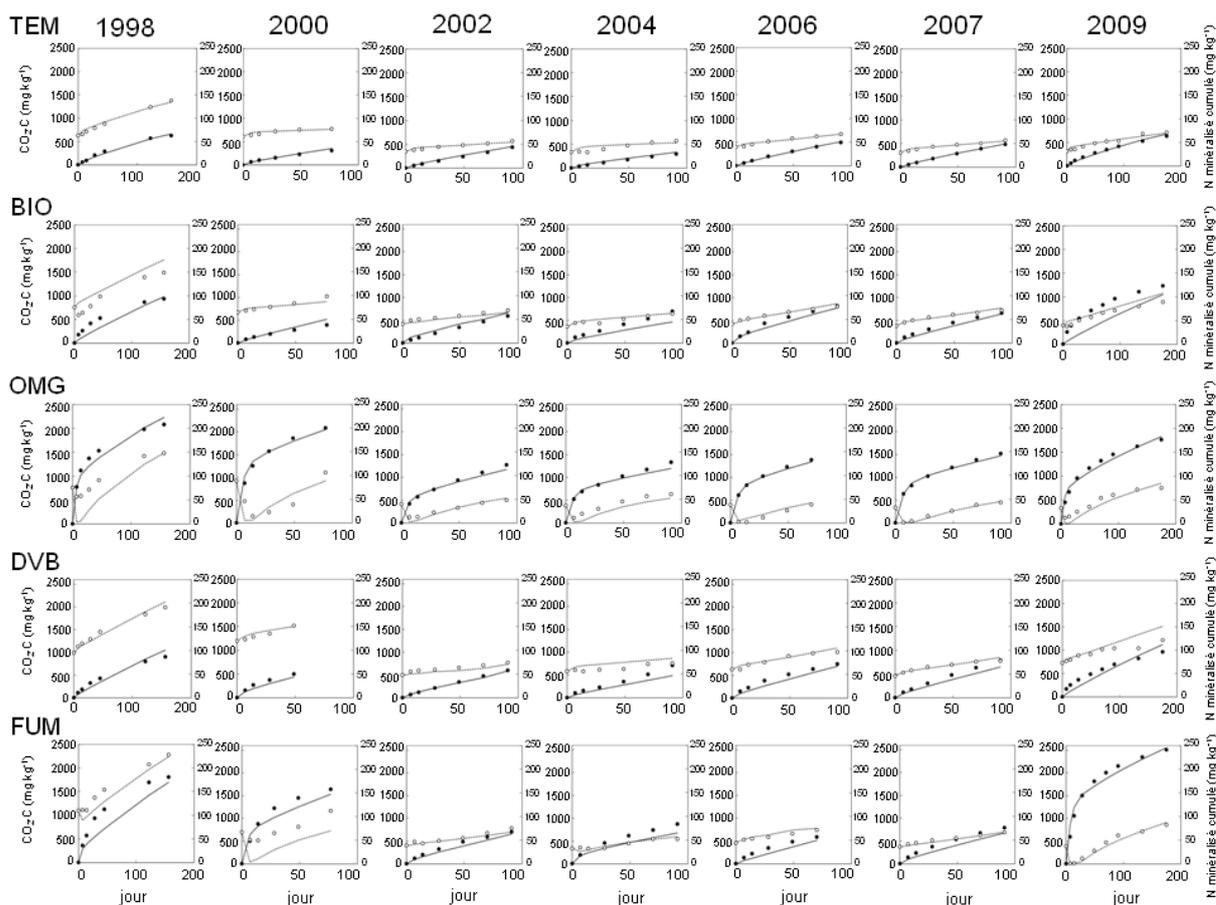


Figure 19. Schéma des flux de C and N dans le module NCSTOIL (Noirot-Cosson et al., 2013, modifié). TEM : sol témoin ; BIO : compost de biodéchets ; OMG : compost d'ordures ménagères ; DVB : compost de de boue urbaine co-compostée avec des déchets verts ; FUM : fumier de bovins.

Les résultats de minéralisation ont montré des dynamiques grossièrement semblables quelles que soient les années, pour tous les PRO (Figure 19) (Noirot-Cosson et al., 2013). Cependant, cette dynamique était lente durant les 90 jours pour le compost de boue urbaine co-compostée avec des déchets verts (DVB) et le compost de biodéchets (BIO) : 12 % and 15 % du C organique du PRO dans le mélange PRO-sol ont été minéralisés après 90 jours pour DVB et BIO respectivement, alors que ce pourcentage atteignait 43 et 21 % respectivement pour le compost d'ordures ménagères (OMG) et le fumier de bovins (FUM). Cette dynamique lente des PRO DVB et BIO s'explique par le fait qu'ils sont caractérisés par des proportions élevées de lignine récalcitrante. OMG a montré une dynamique de minéralisation différente marquée par une première phase de minéralisation intense (correspondant à la moitié du CO<sub>2</sub> total émis) suivie par une seconde phase de minéralisation plus lente, en adéquation avec sa composition optimisée en 50 % de fraction résistante et 50 % de fraction labile. Le fumier, quant à lui, a montré des résultats variables selon les années en termes de dynamique de minéralisation : les années 1998, 2000 and 2009 sont marquées par des phases distinctes de minéralisation, l'une rapide, l'autre lente (mal simulée en 1998), alors que les 4 autres années considérées montrent une minéralisation linéaire. Ceci pourrait s'expliquer par les variations interannuelles de composition en fractions labile et résistante du fumier. En effet, les résultats d'optimisation ont abouti à une fraction labile représentant 20 % et 40 % du total en 2000 et 2009, et moins de 12 % les autres années. Le fumier a pu ainsi être caractérisé par une forte proportion de carbone résistant (87 %) mais ceci avec une grande variabilité (écart-type 14 %). Les simulations de la minéralisation de l'azote ont correctement reproduit les mesures et montré des cinétiques linéaires pour BIO et DVB quelles que soient les années, et pour le fumier en 2002, 2004, 2006, 2007 and 2009. Par ailleurs, quelles que soient les années pour OMG et le fumier en 2000 et 2009, une immobilisation d'azote s'est produite au début de l'incubation et a été fidèlement reproduite par les simulations à l'exception de 1998 pour OMG et 2000 pour le fumier, où l'immobilisation a été surestimée. Le fumier a également révélé des dynamiques de minéralisation de l'azote variables selon les années.

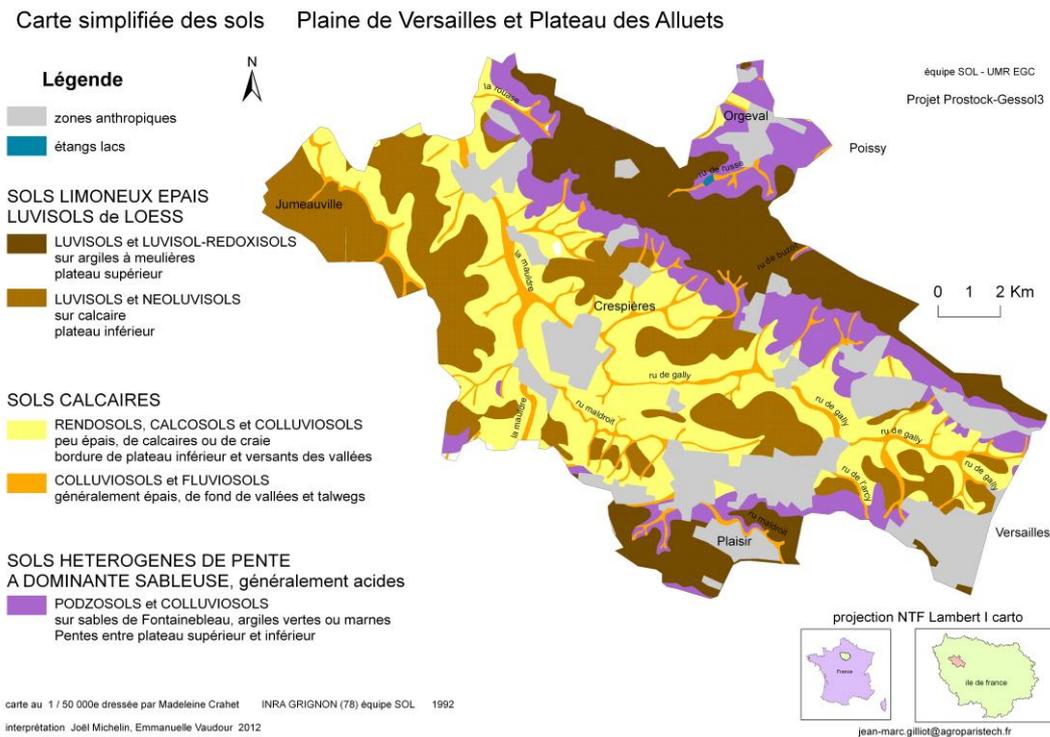


Figure 20. Carte pédologique simplifiée de la Plaine de Versailles et du Plateau des Alluets, d'après celle de M. Crahet (1992). Réalisation J. Michelin, E. Vaudour, J.M. Gilliot, 2012.

A l'issue du projet, le modèle NC-SOIL reproduit bien les données mesurées. Il en est de même pour CERES-EGC : les ajustements ont abouti au niveau du dispositif QualiAgro et sont en cours au niveau du territoire dans le cadre de la thèse de P.E. Noiro-Cosson. Ils laissent espérer une étape d'interfaçage SIG courant 2014. Parallèlement, un état des lieux des données nécessaires pour renseigner les principaux types de sol présents sur la région d'étude a été réalisé, de même qu'une simplification de la carte des sols (Figure 20), afin d'anticiper les sorties spatialisées du modèle.

#### 2.4. AR 4 : *scenarii* d'évolution de la dynamique du stock de C en relation avec les apports de PRO et spatialisation des pratiques agricoles

En zones périurbaines, la multiplication des formes de circuits courts implique le développement du maraîchage, fortement consommateur de matières organiques, mais aussi, plus récemment, la diversification des productions et des débouchés des céréaliculteurs (circuits courts en construction sur des filières farines locales), voire leur passage à l'agriculture biologique. Ceci pose de façon cruciale la question de l'évolution conjointe des modes de production, des modes de commercialisation et du recours aux PRO. Cette action de recherche est donc dévolue à la construction de *scenarii* d'évolution des systèmes de culture dans la Plaine de Versailles, en prenant en compte l'acceptabilité sociale des PRO et/ou l'orientation des marchés.

Le recours aux PRO intéresse de plus en plus les agriculteurs en grande culture du fait du renchérissement du prix des engrais chimiques notamment, et pour certains d'entre eux, du fait du constat qu'ils jugent alarmant le faible niveau de la teneur en matière organique dans leurs sols (risques structuraux notamment). Cependant, la substitution d'une fertilisation minérale par une fertilisation organique ne va pas de soi : l'introduction de PRO dans le système de fertilisation suppose en effet non seulement de connaître les caractéristiques intrinsèques des produits (leur dynamique de minéralisation en azote notamment) mais aussi d'analyser finement les conditions techniques de leur utilisation : à quel(s) moment(s) dans les successions de culture et au sein éventuellement du cycle de certaines cultures de la succession apporter ces intrants, quels sont les besoins en équipement spécifique ou pas (épandeurs, réglages), disponible en propre sur l'exploitation ou externalisable, sont des questions qui se posent de façon systématique pour raisonner dans les systèmes de culture le recours aux PRO.

Tous ces éléments ont été abordés dans le cadre du programme ANR Systerra ISARD (Intensification Ecologique des Systèmes de Production Agricole par le Recyclage des Déchets), qui visait à faire le point sur les systèmes de production dans le territoire d'étude et sur les pratiques de fertilisation, en particulier les pratiques d'apport de MO et leur déterminisme. Un inventaire des PRO disponibles sur la région d'étude a donc été réalisé dans le cadre du programme ISARD et des *scenarii* de substitution des engrais minéraux ou simplement d'apport de différentes MO ont été construits. Cependant, dans le cadre d'ISARD, la connaissance des systèmes de production n'est pas allée jusqu'à l'attribution des pratiques culturales, parcelle par parcelle. Nos travaux ont donc également porté d'une part, sur la spatialisation de ces pratiques culturales en termes de successions, au niveau des îlots de déclaration PAC, via les données pluri-annuelles du Référentiel Parcellaire Graphique notamment ; d'autre part, sur la potentialité des images de télédétection à détecter spatialement les cultures et les opérations culturales caractérisant ces systèmes de culture, à un niveau plus détaillé, celui des parcelles culturales, de manière exhaustive sur le territoire.

#### 2.4.1. Scenarii d'utilisation des PRO

En lien avec le travail de thèse de K, Dhaouadi dans le cadre du programme ISARD, les *scenarii* existants de l'utilisation des PRO et des pratiques de fertilisation minérale ont été mis au point à travers des enquêtes réalisées sur 15 exploitations de grande culture représentatives parmi les 82 présentes sur le territoire d'étude, dont 60 sont céréalières (Dhaouadi et al., 2013). Les principales successions culturales présentes sur 80 % du territoire sont des successions de 3 ou 4 ans basées sur le colza et les céréales (Tableau 14). La fertilisation minérale azotée est en moyenne annuelle de 170 Kg N/ha tandis que les besoins annuels en azote minéral sur la zone ont été évalués à 1300 tonnes pour ces principales successions de culture.

Tableau 14. Principales successions culturales présentes sur le territoire d'étude, fertilisation minérale azotée moyenne et besoins annuels en N minéral pour les surfaces totales de ces successions (Dhaouadi et al., 2013)

Succession culturale	Superficie cultivée (%)	Fertilisation minérale N moyenne (kg N/an/ha)	Besoins annuels en N total (t)
Colza + 3 céréales	31,6	158	492
Maïs + 3 céréales	10,7	131	139
Colza/blé/maïs/blé	10,6	168	176
Colza + 2 céréales	9,7	172	164
Maïs + 2 céréales	7,8	176	136
Blé en continu	9,6	210	200
Maïs en continu	0,1	150	1
total	80,0		1308

Dhaouadi et al. (2013) distinguent, parmi les PRO disponibles qu'ils ont répertoriés sur le territoire : les amendements organiques (26870 tonnes de matière sèche (MS) et 435 tonnes d'N) d'une part ; les fertilisants organiques à forte disponibilité d'azote (6455 tonnes MS et 374 tonnes d'N) d'autre part.

Les matières organiques les plus nombreuses sont des amendements organiques, notamment les composts de déchets verts et le fumier de cheval (Tableau 15). Les composts de biodéchets représentent 15 % des amendements organiques potentiellement disponibles.

Pour ces PRO, la plus grande part de l'azote est présente sous forme d'azote organique et nécessite d'être minéralisée pour s'ajuster aux besoins des cultures. Diverses incubations conduites sur des PRO représentatifs ont montré que les boues séchées de stations d'épuration, les fientes de volailles et un produit commercial dénommé Humival (lisier porcin déshydraté, originaire de Bretagne) présentaient la plus forte proportion de N total disponible. Pour l'ensemble des matières organiques répertoriées sur le territoire, l'azote total équivalent disponible a été évalué à 185 tonnes par an, ce qui représente 62 % des besoins mais couvre seulement 14 % de ces derniers si seules les matières caractérisées par une forte disponibilité d'azote sont retenues.

La substitution des engrais minéraux par les engrais organiques et les amendements organiques répertoriés comme potentiellement disponibles semble envisageable dans le territoire car elle permet de répondre à la fois aux besoins des cultures et à la nécessité de restaurer les stocks de carbone des sols. Elle suscite un intérêt grandissant parmi les agriculteurs du territoire ainsi que

l'attestent les échanges sur ce thème lors d'une journée porte ouverte réalisée en février 2013, pour présenter les travaux des projets ISARD et PROSTOCK.

Tableau 15. PRO disponibles ou potentiellement disponibles annuellement sur le territoire d'étude et leur disponibilité en azote (Dhaouadi et al., 2013)

Type de PRO	PRO	Quantité (t MS)	Proportion de N total (% MS)	Quantité de N total (t N)
Amendements organiques	DV	10520	1,5	161
	BIO	4079	1,7	71
	Fumier de cheval	4140	1,4	56
	FUM	1050	3,1	32
	Autres fumiers	600	3,0	18
	Fertilys (DV+farines animales)	6480	1,5	97
Fertilisants organiques	Lisier de bovins	400		13
	Fientes de volailles déshydratées	200		8
	Fumier de volailles composté	210		4
	Humival (lisier porcin déshydraté)	700		37
	Boue urbaine séchée	3515		247
	Boue urbaine chaulée	1430		65
	Total			808

TEM : sol témoin ; DV : compost de déchets verts ; BIO : compost de biodéchets (toutes les ordures ménagères sont incinérées pour le moment ; la quantité potentielle de BIO a été estimée sur la base de 30 % du total des ordures ménagères, avec un rendement de 30 % du compost produit à partir de la masse fraîche fermentescible traitée) ; FUM : fumier de bovins.

## 2.4.2 Extraction spatialisée des pratiques agricoles

### Cartographie des successions culturales

Les données du Répertoire Parcellaire Graphique (RPG) qui structure les déclarations PAC des agriculteurs année par année, ont été exploitées sur 4 années successives afin de cartographier les successions culturales pour les îlots de culture stables sur la période (Figure 21).

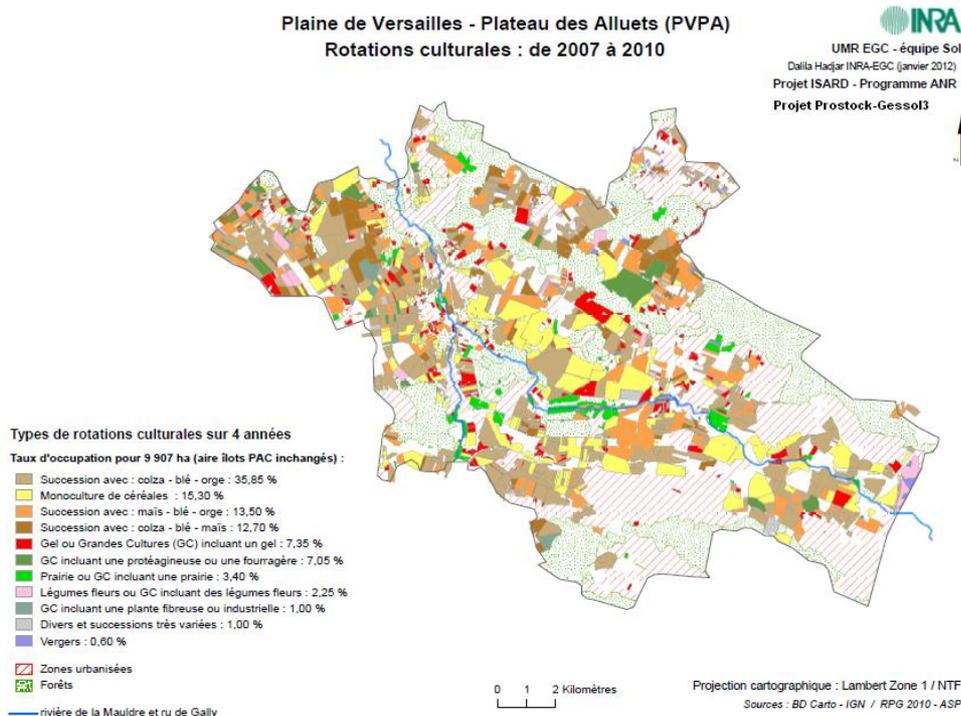


Figure 21. Carte des successions culturales de la Plaine de Versailles et du Plateau des Alluets. Réalisation D. Hadjar, J.M. Gilliot, 2012.

Les îlots de culture stables, i.e. ne présentant pas de modification de forme de leurs polygones sur les années étudiées, représentaient environ 80 % de la superficie agricole utile du territoire.

*Détection des opérations culturales*

Le 16 mars 2012, une image SPOT4 en visée nadirale et une image ASAR/ENVISAT avec un angle élevé de 41° ont été acquises simultanément. Les travaux réalisés pour détecter les opérations culturales à partir de cette paire relèvent d'une collaboration développée avec l'UMR TETIS de Montpellier.

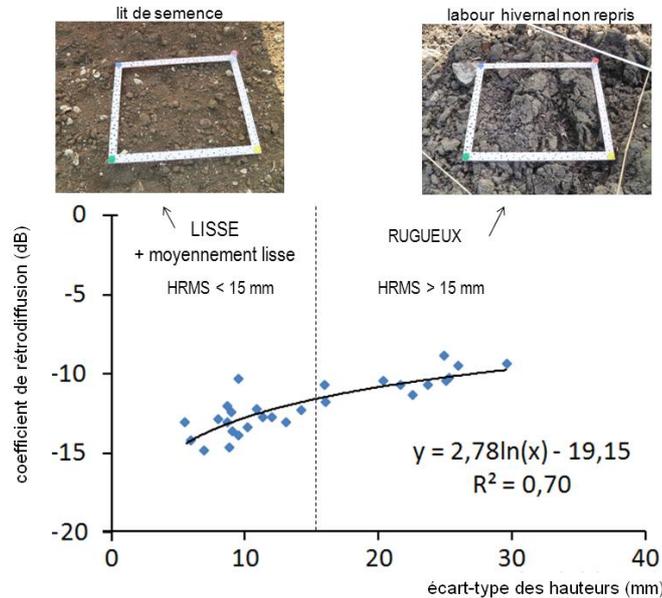


Figure 22. Relation entre signal radar et rugosité du sol pour le mode polarimétrique HH (adapté de Vaudour et al., 2013b, 2014a)

Dans le voisinage des placettes mesurées en 2012, des zones d'entraînement radiométriquement homogènes ont été visuellement délimitées sur l'image SPOT4 puis caractérisées par l'écart-type des hauteurs (Hrms) de la placette qu'elles entouraient. Le paramètre Hrms correspond à la variation moyenne des irrégularités de la surface par rapport à une surface plane. Les zones plus rugueuses (Hrms > 15 mm) préfiguraient le labour hivernal non repris, les plus lisses ou moyennement lisses (Hrms < 15 mm) les surfaces reprises par le travail superficiel de printemps et/ou en lit de semence (Figure 22). Ces zones homogènes ont permis, pour 28 d'entre elles d'entraîner et valider, via des matrices de confusion, de multiples itérations de différents algorithmes de classifications d'images sur la paire SPOT4/ASAR ainsi que sur les images SPOT4 et ASAR seules (Vaudour et al., 2014a) ; les 29 zones restantes ont été dévolues à la validation des cartes finales, qui ont résulté de l'analyse fréquentielle de la série d'images résultats.

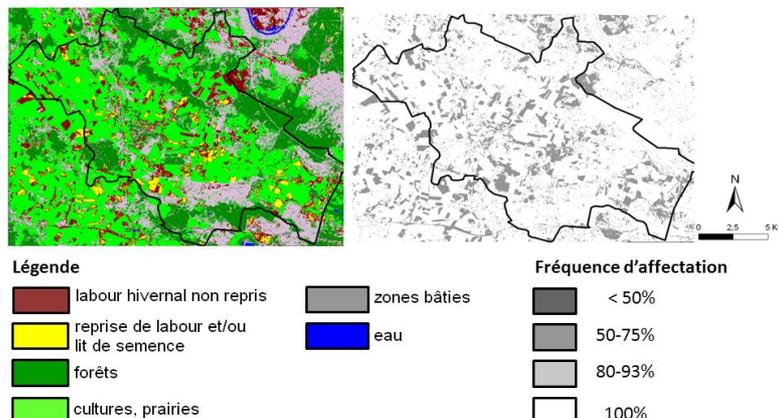


Figure 23. Carte des opérations culturales issue de l'approche utilisant la classification de machine à support de vecteur à fonction noyau polynomiale (adapté de Vaudour et al., 2014a)

L'analyse fréquentielle a reposé sur le module Hyperstat mis au point dans des travaux antérieurs (Vaudour et al., 2010) : ce module développé en langage ENVI/IDL permet de calculer le nombre de classes affectées et le 1<sup>er</sup> mode de ces classes. Les cartes finales sont ainsi les cartes représentant le 1<sup>er</sup> mode parmi la série d'images résultats, tandis que l'incertitude de la classification est donnée par la fréquence de classement (Figure 23).

Tableau 16. Exemple d'une matrice de confusion issue d'une classification de machine à support de vecteur à fonction noyau polynomiale (pSVM) (Vaudour et al., 2014a)

Classe prédite \ Référence →	SH	LWP	Forêt	Zones bâties	Eau	Cultures, prairies	Total	Précision utilisateur (%)
SH	229	26	0	0	0	0	255	89,80
LWP	1	100	0	21	0	0	122	81,97
Forêt	0	0	936	3	0	0	939	99,68
Zones bâties	1	11	34	795	0	0	841	94,53
Eau	0	0	0	0	121	0	121	100
Cultures, prairies	0	0	0	2	0	499	501	99,60
Total	231	137	970	821	121	499	2779	
Précision producteur (%)	99,13	72,99	96,49	96,83	100	100		
Précision totale (%)	94,44							
Indice Kappa	95,24							

Les meilleures prédictions ont été obtenues avec la classification de machine à support de vecteur à fonction noyau polynomiale (pSVM), appliquée à la paire SPOT4/ASAR (Figure 23). Le tableau 16 donne un exemple de matrice de confusion obtenue au moyen de cette méthode, pour l'une des 15 itérations réalisées. En moyenne sur l'ensemble des itérations, les précisions producteur/utilisateur ont été de 91,7%/89,8% pour les états de surface repris et/ou en lit de semence et de 73,2%/73,3% pour le labour d'hiver non repris. La performance de la paire SPOT4/ASAR dépassait celle de l'image SPOT4 seule, puis celle de l'image ASAR seule, particulièrement pour le labour d'hiver. La performance de l'approche par machine à support de vecteur dépassait celles des approches bayésienne par maximum de vraisemblance, par réseaux de neurones, ou encore par arbres de régression. Les confusions avec les autres classes ont été limitées, voire nulles, hormis pour les zones bâties mais ceci de manière très minoritaire pour le cas de pSVM.

La synergie SPOT4/ASAR permet donc de distinguer les pixels caractérisés par une reprise de labour ou en lit de semence d'une part, des pixels caractérisés par un labour d'hiver non repris avec une précision d'environ 72% des parcelles observées. Ceci permet d'envisager l'estimation de la fréquence de labour via une série temporelle d'images sur la durée de la rotation.

#### *Détection des cultures et de leurs stades phénologiques, opérations d'épandage des PRO*

Par ailleurs, deux images Pléiades ont été acquises les 3 et 24 avril 2013 et sont en cours de traitement. Une campagne d'observations qualitatives des cultures et de leurs stades phénologiques a été réalisée avec des relevés hebdomadaires assortis de photographies et de positionnement GPS des points de relevés, durant le mois d'avril 2013. Ces observations ont été échantillonnées aléatoirement en parcourant la plaine de Versailles en voiture et y marquant des points d'arrêt permettant des relevés multiples, de préférence à des croisements de chemins ruraux afin de permettre l'observation de plusieurs parcelles culturelles (Figure 24). On a recueilli 186 relevés à  $\pm 2$  jours susceptibles d'être mis en relation avec l'image du 3 avril et 116 relevés à  $\pm 2$  jours pour celle du 24 avril. Les différents stades de développement des cultures ont été renseignés selon les stades repères définis sur les échelles de Feekes et Zadoks. Une base de données a été construite et aux emplacements de chaque observation, des zones d'entraînement ont été délimitées sur l'image Pléiades dont la date d'acquisition était la plus proche de l'observation.

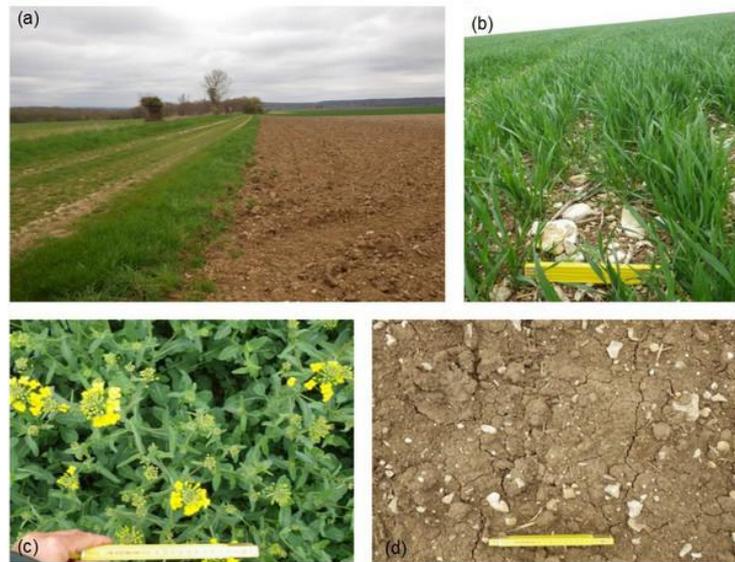


Figure 24. Exemple d'un point de relevé (a) réalisé le 23 avril 2013 et permettant l'observation : (b) en arrière-plan à droite du chemin, de blé stade 2 nœuds ; (c) à gauche du chemin, de colza stade D2 ; (d) à droite du chemin, de sol nu en lit de semence. Clichés E. Vaudour. Réalisation O. Membrive (2013).

L'image du 3 avril a fait l'objet des premiers traitements (classification bayésienne par maximum de vraisemblance et classification par réseaux de neurones) et a pu être comparée à une image SPOT4-Take Five prise le 2 avril. Lorsque l'on utilise le même nombre de bandes spectrales, la précision totale de la classification est à l'avantage de Pléiades, et égale à environ 50 %. La précision totale est plus élevée (~55 %) pour SPOT4 avec 4 bandes spectrales. Les cultures et les stades phénologiques détectés sont comparables pour les deux capteurs, cependant le détail spatial est en faveur de Pléiades, qui permet par exemple de détecter la bande de préparation préalable à une reprise de labour (Figure 25).

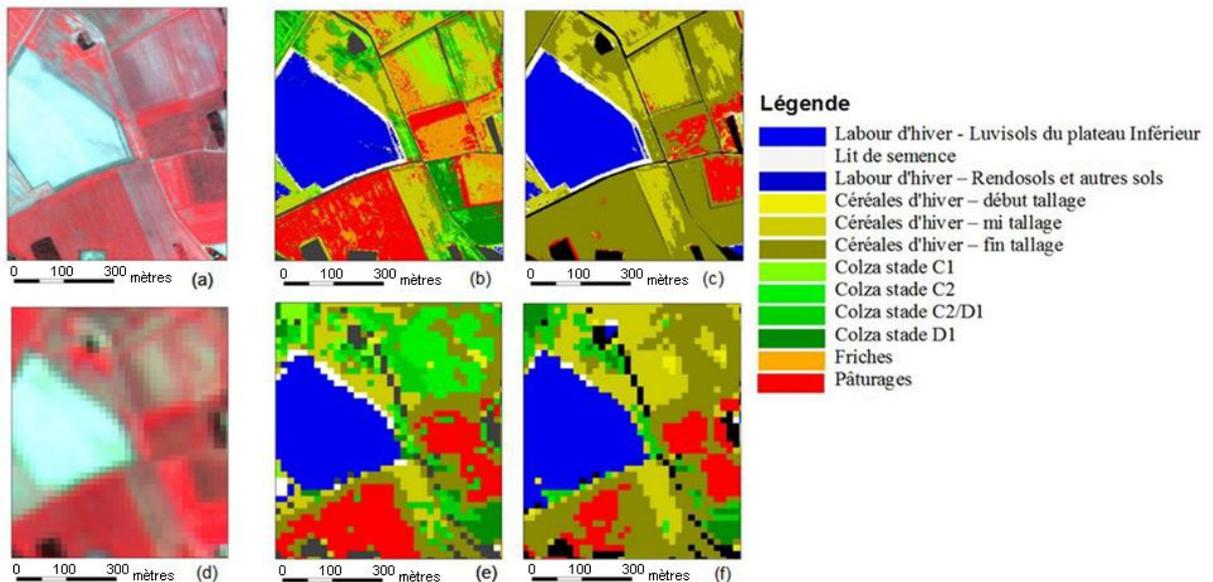


Figure 25. Vue de détail pour la comparaison des classifications Pléiades/SPOT4 (adapté de Membrive, 2013). © CNES2013 Programme RTU, Programme SPOT4-TakeFive, distribution Spot Image S.A.. (a) composition colorée infrarouge couleur (IRC) de l'image Pléiades du 3 avril 2013 (Pleiades3avr) ; (b) classification bayésienne par maximum de vraisemblance de Pleiades3avr ; (c) classification par réseaux de neurones de Pleiades3avr ; (d) composition colorée IRC de l'image SPOT4 du 2 avril 2013 (Spot2avr) ; (e) classification bayésienne par maximum de vraisemblance de Spot2avr ; (f) classification par réseaux de neurones de Spot2avr

L'image Pléiades permet de parfaitement distinguer les états de surface de sols nus de ceux caractérisés par un début de végétation y compris aux stades les plus précoces des cultures. Elle est plus performante que l'image SPOT4 pour discriminer les états de surface en sols nus, labour d'hiver ou reprise de labour. Les précisions rejoignent voire dépassent celles issues de la paire SPOT4/ASAR (Vaudour et al., 2014a) mais la zone d'emprise retenue pour le traitement de l'image Pléiades, couvrait ici une portion limitée du territoire (~21 km<sup>2</sup>) afin de permettre de nombreux relevés et limiter les temps de calcul.

Par ailleurs, sur l'image Pléiades, on distingue les parcelles ayant récemment fait l'objet d'un épandage de PRO. Ces travaux apportent une contribution théorique à la spatialisation des *scenarii*. L'apport de Pléiades pour cartographier les types de cultures et leurs stades phénologiques est en cours d'approfondissement.

### 3. DISCUSSION ET PERSPECTIVES

#### 3.1 Où épandre des PRO

A l'issue du projet PROSTOCK, une base de données de mesures et d'observations d'ampleur considérable a été construite et les données et mesures qui ont été acquises récemment sont encore en cours de traitement. Ainsi qu'initialement prévu, les mesures spectrales ont été réalisées pour 150 localisations ponctuelles au moins, auxquelles s'ajoutent 100 localisations réalisées en 2010, et ont été assorties de mesures de rugosité, de masse volumique apparente et de teneur en eau des sols, ainsi que de prélèvements d'échantillons pour analyse en laboratoire. La diversité des capteurs initialement visés a été acquise. Le volet sur la faisabilité du suivi des variations de stocks de CO des sols agricoles par satellite et/ou spectroradiométrie est déjà bien avancé. Les travaux mis en œuvre soulignent l'étape clé de la correction atmosphérique et des conditions de rugosité de la surface du sol doublées des conditions atmosphériques et de prise de vue pour la prédiction de la réflectance du sol.

La surveillance des stocks de CO de l'année n+1 nécessitant un retour précis sur les sites de l'année n, afin de réduire l'impact sur l'analyse de CO du sol de la très forte variabilité spatiale à courte distance des teneurs en CO du sol (Arrouays et al., 2002c ; Goidts, 2009), les sites ayant fait l'objet de mesures spectroscopiques en AR1 ont été géolocalisés par DGPS (précision  $\leq 50$  cm) au cours des 3 campagnes de mesures du projet, selon le schéma d'échantillonnage établi en AR2. Du fait des successions établies typiquement sur 4 ans, il aurait fallu revisiter les emplacements exacts des placettes de 2010 en 2013. Or, les contraintes opérationnelles et météorologiques rencontrées au printemps 2013 nous ont conduit à renoncer à revisiter ces emplacements de 2010, et à privilégier le choix de nouvelles parcelles permettant de couvrir des types de sols supplémentaires, et notamment ceux situés en fond de vallée, afin de permettre l'exploitation des images synchrones. Nous avons donc dû renoncer à détecter les évolutions. Néanmoins, la temporalité des évolutions de stocks consécutives aux apports de stocks, telle que connue grâce au dispositif QualiAgro, permet de faire l'hypothèse de variations négligeables et difficilement détectables ( $\leq 2$  g.kg<sup>-1</sup>) à l'échelon régional et à l'échelle de la durée du projet. Il y a une complémentarité possible entre les images satellitaires multispectrales de résolution moyenne, qui permettent une estimation grossière (erreur 5-6 g.kg<sup>-1</sup>) sur de vastes territoires, et les mesures au sol ou de laboratoire qui permettent une estimation plus fine (1-4 g.kg<sup>-1</sup>) mais plus fastidieuse, sur un échantillon limité de quelques dizaines ou centaines de sites ponctuels. On attend beaucoup des images de très haute résolution spatiale et/ou spectrale acquises au printemps 2013, dont les traitements sont prévus courant 2014.

Les travaux sur l'estimation spatialisée des teneurs en CO de l'horizon travaillé du sol permettent donc de répondre à la question « où épandre des PRO », avec des cartes actuelles de teneurs en CO de diverses précisions, sous réserve de l'acceptabilité de cette pratique par les agriculteurs et des possibles effets négatifs des épandages.

#### 3.2 Les opérations culturales, facteur d'incertitude de l'estimation des stocks

L'épaisseur de sol qui interagit avec l'onde électromagnétique est de l'ordre de grandeur de la longueur d'onde, c'est-à-dire infime par rapport à l'épaisseur des couches travaillées. En général, le prélèvement d'échantillon in situ est réalisé sur les 5 premiers cm : dans notre projet, il a été réalisé sur 8 cm, épaisseur correspondant à la hauteur du cylindre utilisé pour la mesure de la masse volumique apparente. Or, l'estimation des stocks de CO du sol nécessite de considérer l'épaisseur du travail du sol le plus profond. Dans le cas de la mesure de terrain, seules les modalités de travail du sol par l'agriculteur peuvent contribuer à l'homogénéisation, de façon plus ou moins marquée.

Ainsi, le labour ne contribue que partiellement, par enfouissement des résidus de matière organique initialement présents en surface du sol, à l'homogénéisation de la teneur en CO du sol, les résidus se retrouvant principalement dans les inter-bandes de labour (Schneider et al., 2009). En revanche, les techniques de préparation du lit de semence conduisent à une meilleure homogénéisation du sol sur la profondeur du lit de semence : ainsi qu'initialement prévu dans l'AR1, nous avons réalisé des prélèvements de sol sur au moins deux profondeurs afin d'étudier les relations entre la teneur en CO des premiers cm du sol et celles de l'ensemble de l'horizon labouré (0-30 cm). Ces prélèvements ont été réalisés dans une parcelle témoin du dispositif QualiAgro pour laquelle les modalités de travail du sol sont parfaitement connues. Le traitement de ces observations est en cours. De même, l'étude des mesures de masse volumique apparente en relation avec les opérations culturales et les types de sol, initiée par Y. Lemonnier (2012), devrait s'approfondir avec le jeu complet des observations réalisées en 2013, couplées à celles du RMQS. Le projet a par ailleurs permis de mettre en évidence l'intérêt de la synergie optique/radar pour la détection des opérations culturales, qui sont difficiles à répertorier spatialement par le biais d'enquêtes.

### 3.3 Simulations temporelles de l'accroissement des stocks par les apports de PRO

A l'issue du projet, le modèle agro-environnemental retenu pour simuler les stocks de C sous l'effet des apports de PRO (CERES-EGC) restitue fidèlement et rétrospectivement les évolutions temporelles observées sur 10 ans du dispositif expérimental QualiAgro. Tous les éléments sont donc en place pour mettre en œuvre ces simulations au niveau spatial, afin d'anticiper des évolutions futures ainsi qu'initialement prévu dans le projet. La constitution des *scenarii* de substitution d'engrais par des PRO a été réalisée mais tardivement et leur test est en cours car il s'est avéré beaucoup plus coûteux en temps, qu'initialement prévu, de correctement paramétrer les modèles. La difficulté principale est la multiplicité des *scenarii* qui ressortent de l'état des lieux des PRO actuellement ou potentiellement disponibles sur le territoire. La liste des PRO disponibles répertoriés sur le territoire étudié suggère qu'il serait bénéfique, pour restaurer les teneurs en CO des sols agricoles, d'envisager des *scenarii* d'apports de PRO amendants tels que le fumier de cheval et les composts de déchets verts, ceux-ci étant les mieux à même de restaurer les stocks de carbone quels que soient les sols, avec des émissions de GES réduites (PRO amendants, Tableau 14). Le compostage de fumier de cheval permet en plus de limiter les problèmes de faim d'azote au moment de leur apport et permettrait d'homogénéiser ces fumiers qui sont souvent très hétérogènes. Les premiers résultats de simulation des scénarios réalisés après la fin du projet PROSTOCK montrent que des PRO de type fertilisant comme le lisier de porc séché commercialisé par la coopérative ou les boues d'épuration pourraient se substituer aux engrais minéraux azotés en situation de limon profond sans perte de rendement (Dhaouadi, thèse en cours). Cependant, cela s'accompagne d'une sur-fertilisation en phosphore. Il semble donc nécessaire de panacher fertilisation minérale et organique pour gérer l'équilibre des fertilisations azotées et phosphatées. La seule augmentation des teneurs en matière organique des sols permet de limiter fortement le besoin de fertilisation des cultures comme le maïs ou le colza mais une fertilisation minérale reste nécessaire pour le blé.

Par ailleurs, la compréhension de la dynamique du C dans les sols nécessite de caractériser les différents compartiments du C du sol selon leur temps de résidence dans le sol, c'est-à-dire une caractérisation chimique fine des matières organiques : une même réponse spectrale correspond-elle aux mêmes caractéristiques de matières organiques ? Ainsi qu'initialement prévu dans l'AR1, un certain nombre de caractérisations spectrales VPIR et MIR sur des échantillons de sol issus des incubations de QualiAgro ont été réalisées pour l'étude de la dynamique C et N des sols recevant des PRO, afin de tenter de répondre à cette question. Ces données restent à valoriser.

### 3.4 Impacts potentiels sur les risques d'émission de GES et de lixiviation du nitrate : quels PRO épandre ? Meilleurs *scenarii* ?

A l'issue du projet, on connaît désormais quels sont les sols principaux émetteurs de N<sub>2</sub>O selon les PRO qu'on leur apporte. On connaît également les propriétés de disponibilité en azote des PRO ainsi que, pour les principaux d'entre eux, leur dynamique de minéralisation de l'azote. Ceci nous permet de cibler ceux qui sont les plus susceptibles de lixivier du nitrate mais ce volet reste toutefois à développer.

Un bilan de GES net peut être envisagé comme la somme des émissions de N<sub>2</sub>O moins le stockage de carbone du sol : un apport de PRO peut se traduire, soit par un «bénéfice» en termes de GES, c'est-à-dire une diminution du CO<sub>2</sub> atmosphérique si les stocks de carbone augmentent, soit par une «perte», si la production de N<sub>2</sub>O, un puissant GES, domine. Lors des incubations, de

très fortes émissions ont été mesurées pour les Calcosols avec des valeurs qui dépassent 5°000 g N-N<sub>2</sub>O/ha, voire même 40°000, et ceci sans plateau apparent après 13 jours. En se basant sur le fait que 1°000 g de N-N<sub>2</sub>O /ha correspondent à 468 kg de CO<sub>2</sub> équivalent (si l'on utilise un Potentiel de Réchauffement Global de 298 pour le N<sub>2</sub>O), on est tenté de mettre ces «bénéfices» et «pertes» en regard : il faudrait alors un stockage de C d'au moins 0,13 t /ha pour compenser cette émission. Dans le cas de l'émission la plus forte (40°000) cela correspond à un stockage annuel additionnel de C irréaliste (~5 t C/ha). Cependant, on ne peut directement utiliser les mesures d'émissions réalisées en conditions de laboratoire, car elles n'ont pas de relation directe avec les émissions au champ, qui dépendent des aléas climatiques. On pourrait proposer d'utiliser les mesures de laboratoire pour établir des potentiels ou facteurs d'émissions des différents PRO et les rentrer ensuite dans des modèles de culture de type CERES-EGC ou STICS, afin de simuler le devenir des PRO au champ tout en tenant compte, via ce modèle, des interactions dynamiques entre climat, propriétés des sols et des PRO qui déterminent les émissions de N<sub>2</sub>O. A titre indicatif, à partir de vitesses potentielles de dénitrification mesurées en laboratoire à une dizaine de kg N/ha/jour, le modèle CERES-EGC prédit des émissions annuelles qui peuvent être inférieures à 1 kg N-N<sub>2</sub>O/ha/an (en lien avec les observations ; Gabrielle et al., 2006) ; d'où la différence (forte) entre potentiels de laboratoire et émissions au champ. Par défaut, le GIEC propose une valeur de 1% du N apporté émis sous forme de N-N<sub>2</sub>O avec une amplitude de variation de 0,3 à 3%. Les facteurs d'émission obtenus dans cette expérimentation ont été chiffrés dans le cadre de ce projet (Laville et al., 2013) : ils sont très variables suivant le produit et le type de sols et sont pour certaines configurations de sol vs PRO en dehors de l'amplitude de variation de préconisée par le GIEC puisque l'on a des valeurs comprises entre -0,18 % et 8,71 %. Il semble un peu hâtif de vouloir dériver des facteurs d'émission à partir de mesures réalisées sur une période de 2 semaines alors que les facteurs d'émission sont calculés sur des périodes annuelles avec des conditions non optimales (température humidité du sol au moment des apports). Les expérimentations réalisées dans le cadre du projet PROSTOCK montrent que les cinétiques de minéralisation du fumier de cheval sont encore importantes au-delà des 2 semaines d'incubation. Les flux de N<sub>2</sub>O continuent bien au-delà des 15 premiers jours pour la boue. Il faut aussi noter que les estimations des pertes gazeuses pour la boue de station d'épuration dans la configuration de notre expérimentation sont faussées par rapport à des mesures de terrain. Au laboratoire, l'apport des produits a été raisonné sur la quantité de carbone total apportée (4 t C/ha). Suivant le C/N du produit, on a donc apporté des quantités d'azote total très variables : ainsi, les apports sont équivalents à 109 kg N t/ha pour le fumier de cheval et atteignent 700 kg N t/ha pour la boue. Pour certains sols à faibles CEC et pH, de forts apports en NH<sub>4</sub> (cas de la boue) ont eu pour effet de ralentir la nitrification : les facteurs d'émission déduits à partir de ces sols dans ces conditions expérimentales sont donc probablement sous-estimés pour une échelle d'observation de seulement 2 semaines. En tout état de cause, il aurait fallu continuer les mesures sur au moins une période 5 à 6 semaines. Ces informations pourraient alors être traduites en termes de gestion et proposer des solutions, ou émettre des alertes, pour la gestion de ces PRO.

La faisabilité de la prédiction des évolutions des stocks de C selon ces différents *scenarii* d'utilisation des PRO est en cours d'étude, en particulier leur compatibilité avec la versatilité des systèmes de culture, en relation avec les actions de recherche AR1 et AR2. Les incertitudes sur l'estimation du stock de carbone qui ont été mises en évidence lors de la modélisation spatiale éclairent les prévisions basées sur ces différents *scenarii*. Les résultats des simulations à long terme ont commencé à servir de base à la discussion avec le groupe d'accompagnement du projet des différents *scenarii* explorés, et à l'animation de la réflexion sur les stratégies de maintien d'une agriculture périurbaine orientée vers une gestion multifonctionnelle des sols.

## 4. CONCLUSION

Le projet PROSTOCK a abordé chacun de ses objectifs initiaux, et permis des avancées significatives sur les questions posées, qu'il s'agisse de déterminer où épandre des PRO, quels PRO épandre, quels effets sur les émissions de N<sub>2</sub>O et la faisabilité de la surveillance spatio-temporelle des stocks par télédétection. Il s'est fait en lien et avec l'engagement des agriculteurs du territoire et s'avère fécond en possibles approfondissements au service de ces derniers, que permet d'envisager l'ampleur inédite des données recueillies. Il pourrait donner lieu à une suite qui valoriserait les résultats en cours dans la perspective de l'évaluation spatialisée des services écosystémiques des sols sous l'effet de l'apport des PRO.

## 5. BIBLIOGRAPHIE

- Alletto L., Coquet Y., Roger-Estrade J., 2010. Two-dimensional spatial variation of soil physical properties in two tillage systems. *Soil Use and Management*, 26, 432-444.
- Arrouays D., Balesdent J., Saby N., Richard G., Soussana J.F., 2002a. Potentiel théorique de stockage selon plusieurs scénarios. In *Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ?*, Arrouays D. et al. (eds), Expertise scientifique collective, INRA, Paris, pp. 221-231.
- Arrouays D., Daroussin J., Kicin J.L., Hassika P., 1998. Improving topsoil carbon storage prediction using a digital elevation model in temperate forest soils of France, *Soil Science*, 1632, pp. 103-108.
- Arrouays D., Jolivet C., Richer de Forges A., Andreux F., Lévêque, Chaussod R., Trichet P., Bert D., Bourhis F., 2002b. Impact des pratiques agricoles et sylvicoles sur les variabilités spatiales et temporelles des matières organiques du sol et de la biomasse microbienne. Aspects méthodologiques de la surveillance, identification de compartiments fonctionnels, modélisation et généralisation spatiale. Rapport final de recherches GESSOL 1998-2002, INRA, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Paris, 56 pp.
- Arrouays D., Jolivet C., Soussana J.F., 2002c. Mesure des stocks de C des sols et des flux de CO<sub>2</sub> échangés dans l'atmosphère. In *Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ?*, D. Arrouays et al. (eds), Expertise scientifique collective, INRA, Paris, pp. 63-69.
- Arrouays D., Vion I., Kicin J.L., 1995. Spatial analysis and modelling of topsoil carbon storage in temperate forest humic loamy soils of France, *Soil Science*, 1593, pp. 191-198.
- Barak P., Molina J.A.E., Hadas A., Clapp C.E., 1990. Optimization of an ecological model with the Marquardt algorithm. *Ecological Modelling*, 51, 3-4, 251-263.
- Barles S., 2009. Urban metabolism of Paris and its region. *J. Ind. Ecol.*, 13(6), 898-913.
- Barthès B.G., Brunet D., Hien E., Enjalric F., Conche S., Freschet G.T., d'Annunzio R., Toucet-Louri J., 2008. *Soil Biology & Biochemistry*, 40, 1533-1537.
- Bellamy P.H., Loveland P. J., Bradley R.I., Lark R.M., Kirk G.J.D., 2005. Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003, *Nature*, vol. 437, 8 September 2005, 245-248.
- Berthier L., Pitres J.C., Vaudour E., 2008. Prédiction spatiale des teneurs en carbone organique des sols par spectroscopie de terrain visible proche infrarouge et imagerie satellitale SPOT. Exemple au niveau d'un périmètre d'alimentation en eau potable en Beauce. *Etude et Gestion des Sols*, volume 15, 4, 161-172.
- Boivin P., Brunet D., Gascuel-Oudoux C., 1991. Densité apparente d'échantillon de sol : méthode de la poche plastique. *Bulletin Groupe Français d'Humidimétrie Neutronique et des Techniques Associées*, 28, 59-71.
- Bruun S., Stenberg B., Breland T.A., Gudmundsson J., Henriksen T.M., Jensen L.S., Korsæth A., Luxhoi, J., Palmason F., Pedersen A., Salo T. 2005. Empirical predictions of plant material C and N mineralization patterns from near infrared spectroscopy, stepwise chemical digestion and C/N ratios. *Soil Biology and Biochemistry*, 37, 2283-2296.
- Cellier P., Rochette P., Hénault C., Genermont, S., Laville, P., Loubet, B., 2013. Les émissions gazeuses dans le cycle de l'azote à différentes échelles du territoire : une revue. *Cahiers Agricultures*, 22, 258-71.
- Chalhoub M., Garnier P., Coquet Y., Houot S. 2012. Modelling the impact of urban compost application on Nitrogen dynamics in a cultivated soil. ORBIT meeting 2012.
- Chaplot V., Bernoux M., Walter C., Curmi P., Herpin U., 2001. Soil carbon storage prediction in temperate hydromorphic soils by using a morphologic index and Digital Elevation Model. *Soil Science*, 166 (1), 48-60.
- Chen F., Kissel D.E., West L.T., Rickmann D., Luval J.C., Adkins W., 2005. Mapping surface soil organic carbon for crop fields with remote sensing. *Journal of Soil and Water Conservation*, 60, 51-57.
- Chenu C., 2002. Conséquences agronomiques et environnementales du stockage du carbone dans les sols agricoles. In *Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ?*, D. Arrouays et al. (eds), Expertise scientifique collective, INRA, Paris, pp. 60-62.
- Cheviron B., Coquet Y., 2009. Sensitivity analysis of HYDRUS-1D to transient MIM parameters: a case study related to pesticide fate in soils. *Vadose Zone Journal* 8, 1064-1079.
- Crahet M., 1992. Carte des sols de Versailles, échelle 1/50'000. Notice explicative. Service d'étude des sols et de la Carte Pédologique de France, INRA.

- Corbeels M., Hofman G., Van Cleemput O., 1999. Simulation of Net N immobilisation and mineralisation in substrate-amended soils by the NCSOIL computer model. *Biology and Fertility of Soils*, 28, 4, 422-430.
- Corwin D.L., Vaughan P.J., Loague K., 1997. Modeling nonpoint source pollutants in the vadose zone with GIS. *Environmental Science and Technology* 31, 2157-2175.
- Dhaouadi K., 2014. Substitution partielle de l'utilisation des engrais azotés par des produits résiduels organiques sur le territoire de la Plaine de Versailles et du plateau des Alluets. Thèse de doctorat AgroParisTech, UMR EGC, soutenance courant 2014.
- Dhaouadi K., Aubry C., Hadjar D., Gilliot J.M., Parnaudeau V., Houot S., 2013. Potential substitution of mineral N fertilizers by organic residues at the territory scale. In : 15th International Conference RAMIRAN 2013 : Recycling of organic residues in agriculture : From waste management to ecosystem services, INRA, VEOLIA Environnement, Versailles (FRA), 03-05/06/2013, 1 p. (oral communication, abstract).
- Francou C, Linères M. Derenne S., Le Villio-Poitrenaud M., Houot S., 2008. Influence of green waste, biowaste and paper-cardboard initial ratios on organic matter transformations during composting. *Bioresource Technology*, 99, 18, 8926-8934.
- Gabrielle B., Menasseri S., Houot S., 1995. Analysis and field evaluation of the Ceres models water balance component. *Soil Science Society of America Journal*, 59:1403-1412.
- Gabrielle B., Mary B., Roche R., Smith P., Gosse G., 2002. Simulation of carbon and nitrogen dynamics in arable soils: a comparison of approaches. *European Journal of Agronomy*. 18, 107-120.
- Gabrielle B., Da-Silveira ., Houot S., Francou C., 2004. Simulating urban waste compost effects on carbon and nitrogen dynamics using a biochemical index. *Journal of Environment Quality*. 33, 6, 2333.
- Gabrielle B., Da-Silveira J., Houot S., Michelin J., 2005. Field-scale modelling of carbon and nitrogen dynamics in soils amended with urban waste composts, *Agriculture Ecosystems and Environment*, 110, 289-299.
- Gabrielle B, Laville P, Henault C, Nicoullaud B., Germon J. C., 2006. Simulation of nitrous oxide emissions from wheat-cropped soils using CERES. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 74, 133-146.
- Gerzabek M.H., Pichlmayer F., Kirchmann H., Haberhauer G., 1997. The response of soil organic matter to manure amendments in a long-term experiment at Ultuna, Sweden. *European Journal of Soil Science*, 48, 273-282.
- Gilliot J.M., Michelin J., Vaudour E., 2012. Une chaîne de traitement automatique pour l'estimation de la rugosité des sols agricoles par photogrammétrie 3D à partir de photographies prises sans contraintes pour le suivi radiométrique des sols. 11èmes Journées d'Etude des Sols, 2012, Versailles, présentation orale.
- Gilliot J.M., Vaudour E., Michelin J., 2013. A fully automatic toolchain for measuring soil surface roughness of agricultural bare fields using photogrammetry from pictures taken without geometric constraints. Soumis à *Soil & Tillage Research*.
- Goidts E., 2009. Soil organic carbon evolution at the regional scale : overcoming uncertainties & quantifying driving forces. Thèse de doctorat, Univ. Catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve, 241 pp.
- Goidts E., Van Wesemael B., 2007. Regional assessment of soil organic carbon changes under agriculture in Southern Belgium (1955–2005). *Geoderma*, 141, 341-354.
- Goidts E., Van Wesemael B., Crucifix M., 2009. Magnitude and sources of uncertainties in soil organic carbon (SOC) stock assessments at various scales. *European Journal of Soil Science*, 60, 723-739.
- Gomez C., Viscarra-Rossel R.A., McBratney A.B., 2008. Soil organic carbon prediction by hyperspectral remote sensing and field vis-NIR spectroscopy : an Australian case study, *Geoderma*, volume 146, pp. 403-411
- Hao X., Chang C., Travis G.R., Zhang, F. 2003. Soil carbon and nitrogen response to 25 annual cattle manure applications. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166, 239-245.
- Hénin S., Dupuis M., 1945. Essai de bilan de la matière organique du sol. *Annales Agronomiques*, 15, 17-29.
- Hamiache J., Bel L., Vaudour E., Gilliot J.M., 2012a. Spatial stochastic modeling of topsoil organic carbon content over a cultivated peri-urban region, using soil properties, soil types and a digital elevation model. In: *Digital Soil Assessments and Beyond*, Minasny, Malone & McBratney (eds), CRC press, Balkema, pp. 161-166.
- Hamiache J., Bel L., Vaudour E., Gilliot J.M., 2012b. Spatial stochastic modeling of topsoil organic carbon content over a cultivated peri-urban region, using soil properties, soil types and a digital elevation model. *Digital Soil Mapping 2012- Pedometrics*, Sydney (Australia), oral presentation.

- Hénin S., Dupuis M., 1945. Essai de bilan de la matière organique des sols. *Ann. Agron.*, 15, 161–172.
- Heuvelink, C.B.M., 1998. Error propagation in environmental modelling with GIS. Taylor & Francis Ltd, London, 127 p.
- Hamiache J., Bel L., Vaudour E., Gilliot J.M., 2012c. Spatial stochastic modeling of topsoil organic carbon content over a cultivated peri-urban region, using soil properties, soil types and a digital elevation model. EUROSOIL 2012, Bari (Italy), poster.
- Huang X. Senthilkumar S., Kravchenko A., Thelen K., Qi J., 2007. Total carbon mapping in glacial till soils using near-infrared spectroscopy, Landsat imagery and topographical information. *Geoderma*, 141, 34-42.
- Houot S., Balesdent J., Chenu C., Richard G., Roger-Estrade J., Guichard L., Arrouays D., 2002a. Apports de produits organiques d'origine urbaine ou industrielle. In Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ?, D. Arrouays et al. (eds), Expertise scientifique collective, INRA, Paris, pp. 204-207.
- Houot S., Clergeot D., Michelin J., Francou C., Bourgeois S., Caria G., Ciesielski H., 2002b. Agronomic value and environmental impacts of urban composts used in agriculture. In: "Microbiology of composting", Insam H., Riddech N., Klammer S. (eds.), Springer, Berlin, 457-472.
- Houot S., 2005. Recyclage de déchets organiques ou produits issus de déchets dans les sols : valeur agronomique et impacts environnementaux. In: "Sols et Environnement", Girard M.C., Walter C., Rémy J.C., Berthelin J., Morel J.L. (eds.), Dunod, Paris, chap. 12, pp. 262-305.
- Houot S., Bodineau G., Rampon J.N., Le Villio-Poitrenaud M., Montenach D., Schaub A., Imhoff M., 2007. Effet de l'apport de produits résiduaires organiques sur la matière organique des sols. In: "Retour au sol des produits résiduaires organiques: des essais au champ de longue durée. Intérêt d'un réseau", S. Houot (ed.), Journée technique, ADEME/INRA, Colmar, 27/11/2007, pp. 54-68
- Jensen, L.S., Salo, T., Palmason, F., Breland, T.A., Henriksen, T.M., Stenberg, B., Pedersen, A., Lundstrom C., Esala M., 2005. Influence of biochemical quality on C and N mineralisation from a broad variety of plant materials in soil. *Plant and Soil*, 273, 307-326.
- Jones R.J.A., Hiederer R., Rusco E., Montanarella L., 2005; Estimating organic carbon in the soils of Europe for policy support. *European Journal of Soil Science*, 56, 655-671.
- Jones, C.A., J.R. Kiniry, 1986. CERES-Maize. A simulation of maize growth and development. Texas A&M University Press, Temple, USA.
- Lagacherie P., Baret F., Feret J.B., Madeira Netto J., Robbez-Masson J.M., 2008. Estimation of soil clay and calcium carbonate using laboratory, field and airborne hyperspectral measurements. *Remote Sensing of Environment*, 112, 825-835.
- Lantuéjoul C. 2002. Geostatistical Simulation, Models and Algorithms. Berlin: Springer, 256 p.
- Manzoni S., Porporato A., 2009. Soil carbon and nitrogen mineralization: Theory and models across scales. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, 1355-1379.
- Lark R.M., Bellamy P.H., Kirk G.J.D., 2006. Baseline values and change in the soil, and implications for monitoring. *European Journal of Soil Science*, 57, 916–921.
- Lauritzen S. L., 1996. Graphical models, volume 17 of Oxford Statistical Science Series. The Clarendon Press Oxford University Press, New York, Oxford Science Publications.
- Lashermes G, Nicolardot B, Parnaudeau V, Thuries L, Chaussod R, Guillotin ML, et al., 2009. Indicator of potential residual carbon in soils after exogenous organic matter application. *European Journal of Soil Science*; 60, 297-310.
- Lashermes G., Nicolardot B., Parnaudeau V., Thuriès L., Chaussod R., Guillotin M.L., Linères M., Mary B., Metzger L., Morvan T., Tricaud A., Villette C., Houot S., 2010. Typology of exogenous organic matters based on chemical and biochemical composition to predict potential nitrogen mineralization. *Bioresource Technology*, 101, 157–164
- Laville, P., D. Flura, O. Fanucci, S. Genermont, S. Masson, B. Durand, C. Decuq, G. Bodineau, S. Houot, M. Le Villio-Poitrenaud. 2007. Mesure de flux gazeux de CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, NO au champ par méthode des chambres automatiques après apport de produits résiduaires organiques (PRO). Retour au Sol des Produits Résiduaires Organique. Campus de Biopole Colmar, 27 novembre 2007.
- Laville P., Flura D., Gabrielle B., Loubet B., Fanucci O., Rolland M.-N., Cellier P., 2009. Characterisation of soil emissions of nitric oxide at field and laboratory scale using high resolution method. *Atmospheric Environment*, 43, 2648–2658.
- Laville P., Lehuger S., Loubet B, Chaumartin F., Cellier. P., 2010. Effect of management, climate and soil conditions on N<sub>2</sub>O and NO emissions from an arable crop rotation using high temporal resolution measurements. *Agricultural and Forest Meteorology* (en correction).
- Laville P., Michelin J., Houot S., Djerrah A., Gueudet J.C., Rampon J.N., Labat C., 2012. Characterization of N<sub>2</sub>O emissions in relation to the soil characteristics and the organic wastes spread in the Versailles plain (France). ORBIT 2012, Rennes.

- Laville P., Michelin J., Houot S., Guedet J.-C., Rampon J.N., Labat C., Vaudour E., 2013. Soil N<sub>2</sub>O Emissions from Recovered Organic Waste Application in Versailles Plain (France): A Laboratory Approach. Waste and Biomass Valorization, in press. Published online. <http://dx.doi.org/doi:10.1007/s12649-013-9249-4>.
- Lehuger S., 2009. La modélisation des bilans de gaz à effet de serre des agro-écosystèmes en Europe. Thèse de Doctorat AgroParisTech, Ecole Doctorale ABIES, UMR INRA AgroParisTech Environnement et grandes Cultures Grignon, soutenue le 4 mai 2009, 173 p.
- Lehuger S., Gabrielle B., Laville P., Lamboni M., Loubet B., Cellier P., 2011. Predicting and mitigating the net greenhouse gas emissions of crop rotations in Western Europe. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151, 12, 1654-1671.
- Lehuger S., Gabrielle B., Van Oijen M., Makowski D., Germon J.C., Morvan T., Hénault C. 2009. Bayesian calibration of the nitrous oxide emission module of an agro-ecosystem model. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 133, 3/4, 208-222.
- Lemonnier Y., 2012. Apport de la spectroscopie visible-proche infrarouge à l'estimation du stock de carbone de l'horizon labouré de sols ayant reçu des apports de composts. Mémoire de Master 2 Géographie et sciences des territoires, spécialité «Télédétection et géomatique appliquées à l'environnement », Université Diderot Paris 7, UMR INRA AgroParisTech, 49 p.
- Linères M., Djakovitch J.L. 1993. Caractérisation de la stabilité biologique des apports organiques par l'analyse biochimique, (eds J. Decroux & J.C. Ignazi), pp. 159-168. *Matières organiques et agricultures, Quatrième journées de l'analyse de terre et cinquième forum de la fertilisation raisonnée, GEMAS-COMIFER*, Paris.
- Linn D.M., Doran J.W., 1984. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and no tilled soils. *Soil Science Society of America Journal*, 48, 1267-1272.
- Manzoni, S., A. Porporato, 2009. Soil carbon and nitrogen mineralization: theory and models across scales. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, 1355-1379.
- Membrive O., 2013. Apport des images THR Pléiades diachroniques à la caractérisation des systèmes de culture d'une région périurbaine francilienne. Mémoire de Master 2, Univ. Paris 6, 41 p.
- Muller P., 1999. Simulation-Based Optimal Design. *Bayesian Statistics 6*, 459-474. J. M. Bemaroo, J. O. Berger; A. P. Dawid and A. R M Smith (Eds.) Oxford University Press.
- Molina, J. A. E., Clapp C. E., Shaffer M. J., Chichester F. W., Larson W. E.. 1983. NCSOIL, a model of nitrogen and carbon transformations in soil: description, calibration, and behavior. *Soil Science Society of America Journal*, 47, 1, 85-91.
- Nicolardot, B., Molina J.A.E., Allard M.R., 1994. C and N fluxes between pools of soil organic matter: Model calibration with long-term incubation data. *Soil Biology and Biochemistry*. 26, 2, 235-243.
- Noirot-Cosson P.E., Bréchet L., Gilliot J.M., Eden M., Molina J., Rampon J.N., Gabrielle B., Vaudour E., Houot S., 2013. Simulation with the NCSOIL model of carbon and nitrogen dynamics in a loamy soil after various compost applications. In: 15th International Conference RAMIRAN 2013 : Recycling of organic residues in agriculture: From waste management to ecosystem services, INRA, VEOLIA Environnement, Versailles (FRA), 03-05/06/2013. (poster).
- Parent E, Bernier J, 2007. *Le raisonnement bayésien*, Springer-Verlag France, 364 p.
- Peltre C., 2010. Potentialité de stockage de C dans les sols par apport de matières organiques exogènes. Thèse de doctorat AgroParisTech, 252 p.
- Peltre C., Christensen B.T., Dragon S., Icard C., Kätterer T., Houot S., 2012. RothC simulation of carbon accumulation in soil after repeated application of widely different organic amendments. *Soil Biology and Biochemistry*, 52, 49-60.
- Peltre C., Thuriès L., Barthès B., Brunet D., Morvan T., Nicolardot B., Parnaudeau V., Houot S., 2011. Near infrared reflectance spectroscopy: A tool to characterize the composition of different types of exogenous organic matter and their behaviour in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 1, 197-205.
- Rawlins B.G., Marchant B.P., Smyth D., Scheib C., Lark R.M., Jordan C., 2009. Airborne radiometric survey data and a DTM s covariates for regional scale mapping of soil organic carbon across Northern Ireland. *European Journal of Soil Science*, 60, 44-54.
- Regnault J, 2006. La préservation et valorisation des espaces naturels et agricoles de la ceinture verte et des autres secteurs périurbains d'Ile de France. Rapport au CESR, 45 p.
- Richard G., Roger-Estrade J., Mary B., Guichard L., 2002a. Accroissement de la capacité des terres labourables à fixer du carbone : cultures intermédiaires et cultures intercalaires. In Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France)°, D. Arrouays et al. (eds), Expertise scientifique collective, INRA, Paris, pp. 207-210.
- Richard G., Roger-Estrade J., Mary B., Guichard L. Balesdent J., Saby S., 2002b. Modification du mode de travail du sol et d'implantation des cultures. In Contribution à la lutte contre l'effet de serre.

- Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? D. Arrouays et al. (eds), Expertise scientifique collective, INRA, Paris, pp. 210-214.
- Robin D. 1997. Usefulness of organic profiles for evaluating the stable organic matter fraction produced during decomposition in soil and the classification of organic manures. *Agronomie*, 17, 157-171.
- Rolland M.N., Gabrielle B., Laville P., Cellier P., Beekmann M., Gilliot J.M., Michelin J., Hadjar D., Curci G., 2010. High-resolution inventory of NO emissions from agricultural soils over the Ile-de-France region. *Environmental Pollution*, 158, 3, 711-722.
- Saby N.P.A., Bellamy P.H., Morvan X., Arrouays D., Jones R.J.A., Verheijen F.G.A., Kibblewhite M.G., Verdoodt A., Berényiüveges J., Freudenschuß A., Simota C., 2008. Will European soil-monitoring networks be able to detect changes in topsoil organic carbon content ? *Global Change Biology*, 14, 2432-2442.
- Schneider S., Coquet Y., Vachier P., Labat C., Roger-Estrade J., Benoit P., Pot V., Houot S., 2009. Effect of urban waste compost application on soil near-saturated hydraulic conductivity. *Journal of Environmental Quality*, 38, 772-781.
- Sorensen LK, Sorensen P, Birkmose TS 2007. Application of Reflectance Near Infrared Spectroscopy for Animal Slurry Analyses. *Soil Science Society of America Journal*, 71, 1398-1405.
- Stevens A., Miralles I., Van Wesemael B., 2012. Soil organic carbon predictions by airborne imaging spectroscopy: comparing cross-validation and validation. *Soil Science Society of America Journal*, 76, 2174-2183.
- Stevens A., Udelhoeven T., Denis A., Tychon B., Liroy R., Hoffman L., Van Wesemael B., 2010. Measuring soil organic carbon in croplands at regional scale using airborne imaging spectroscopy. *Geoderma* 158, 32-45.
- Stevens A., Van Wesemael B., Vandenschrick G., Touré S., Tychon B., 2006. Detection of carbon stock change in agricultural soils using spectroscopic techniques, *Soil Science Society of America Journal*, 70, 844-850.
- Stevens A., Van Wesemael B., Bartholomeus H., Rosillon D., Tychon B., Ben Dor E., 2008. Laboratory, field and airborne spectroscopy for monitoring organic carbon content in agricultural soils, *Geoderma*, volume 144, pp. 395-404.
- Thuriès L., Bastianelli D., Davrieux F., Bonnal L., Oliver R., Pansu M., Feller C., 2005. Prediction by near infrared spectroscopy of the composition of plant raw materials from the organic fertiliser industry and of crop residues from tropical agrosystems. *Journal of Near Infrared Spectroscopy*, 13, 187-199.
- Tornquist C.G., Gassman P.W., Mielniczuk J., Giasson E., Campbell T., 2009. Spatially explicit simulations of soil C dynamics in Southern Brazil : integratin century and GIS with i\_Century. *Geoderma*, 150, 404-414.
- Vaudour E., Baghdadi N., Gilliot J.M., 2014a. Mapping tillage operations over a peri-urban region using combined SPOT4 and ASAR/ENVISAT images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 28, 43-59.
- Vaudour E., Baghdadi N., Gilliot J.M., 2013b. Mapping tillage practices over a peri-urban region using artificial neural networks applied to combined SPOT and ASAR/ENVISAT images. In: IEEE-WHISPERS 2013, 5th Workshop on Hyperspectral Image and signal processing, Gainesville, Florida USA, 25-28/06/2013. (poster).
- Vaudour E., Bel L., Gilliot J.M., Coquet Y., Hadjar D., Cambier P., Michelin J., Houot S., 2013a. Potential of SPOT multispectral satellite images for mapping topsoil organic carbon content over peri-urban croplands. *Soil Science Society of America Journal*, 77, 2122-2139.
- Vaudour E., Carey V.A., Gilliot J.M., 2010. Digital zoning of South African viticultural terroirs using bootstrapped decision trees on morphometric data and multitemporal SPOT images. *Remote Sensing of Environment*, 114, 2940-2950.
- Vaudour E., Gilliot J.M., Bel L., Bréchet L., Hadjar D., Hamiache J., Lemonnier Y., 2014b. Uncertainty of soil reflectance retrieval from SPOT and RapidEye multispectral satellite images using a per-pixel bootstrapped empirical line atmospheric correction over an agricultural region. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 26, 217-234.
- Vaudour E., Gilliot J.M., Bel L., 2012a. The mapping of soil carbon content using spectroscopy and very high resolution images. *Pleiades Days*, 17-18 January, CNES, Toulouse, France, oral presentation.
- Vaudour E., Gilliot J.M., Bel L., De Junet A., Michelin J., Hadjar D., Cambier P., Houot S., Coquet Y., 2012b. Topsoil organic carbon prediction using VIS-NIR-SWIR reflectance spectra at lab, field and satellite levels over a periurban region. *EUROSOIL 2012*, Bari (Italy), poster.
- Vaudour E., Gilliot J.M., Bel L., De Junet A., Michelin J., Hadjar D., Cambier P., Houot S., Coquet Y., 2012c. Performance degradation in predicting topsoil organic carbon contents using reflectance

spectra from lab, field to SPOT scales over a periurban region. EGU 2012, Vienna (Austria), oral presentation.

Vaudour E., Gilliot J.M., Bel L., De Junet A., Michelin J., Hadjar D., Cambier P., Houot S., Coquet Y., 2012d. Prédiction régionale des teneurs superficielles en carbone organique de sols cultivés périurbains au moyen de spectres de réflectance mesurés en laboratoire, au champ ou issus d'images satellitaires multispectrales. 11èmes Journées d'Etude des Sols, 2012, Versailles, présentation orale.

Vaudour E., Girard M.C., 2010. Pédologie. In: "Traitement des données de télédétection", Girard, M.C., Girard, C.M. (Eds.), Dunod, Paris, 23, 417-451.

Vaudour E., Moeys J., Gilliot J.M. and Coquet Y., 2008. Spatial retrieval of soil reflectance from SPOT multispectral data using the empirical line method. *International Journal of Remote Sensing*, 29, 19, pp. 5571-5584.

Walter C., Chaussod, Cluzeau D., Curmi P., Hallaire V., 2002. Caractérisation, déterminisme et surveillance de la qualité des sols en milieu limoneux acide. Rapport final de recherches GESSOL, INRA-ENSA Rennes, INRA Dijon, CNRS Univ. Rennes, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Paris, 177 pp.

Walter C., Viscarra-Rossel R.A., McBratney A.B., 2003. Spatio-temporal simulation of the field-scale evolution of organic carbon over the landscape. *Soil Science Society of America Journal*, 67, 1477-1486.

Weier, K. L., Doran J. W., Power J. F., Walters D. T., 1993. Denitrification and the dinitrogen/nitrous oxide ratio as affected by soil water content, available carbon and nitrate. *Soil Science Society of America Journal*, 57, 66-72.

Zhu Z., Zhang H., 2006. Spatial sampling design under the infill asymptotic framework, *Environmetrics*, 17, 323-337.

## 6. ANNEXE : PUBLICATIONS DU PROJET

### ➤ Publications scientifiques parues

1. Hamiache J., Bel L., Vaudour E., Gilliot J.M., 2012. Spatial stochastic modeling of topsoil organic carbon content over a cultivated peri-urban region, using soil properties, soil types and a digital elevation model. In: Digital Soil Assessments and Beyond, Minasny, Malone & McBratney (eds), CRC press, Balkema, pp. 161-166.
2. Laville P., Michelin J., Houot S., Gueudet J.-C., Rampon J.N., Labat C., Vaudour E., 2013. Soil N<sub>2</sub>O Emissions from Recovered Organic Waste Application in Versailles Plain (France): A Laboratory Approach. Waste and Biomass Valorization. Published online.  
<http://dx.doi.org/doi:10.1007/s12649-013-9249-4>.
3. Vaudour, E., Baghdadi, N., Gilliot, J.M., 2014. Mapping tillage operations over a peri-urban region using combined SPOT4 and ASAR/ENVISAT images. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 28, 43-59.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2013.11.005>
4. Vaudour E., Bel L., Gilliot J.M., Coquet Y., Hadjar D., Cambier P., Michelin J., Houot S., 2013. Potential of SPOT multispectral satellite images for mapping topsoil organic carbon content over peri-urban croplands. Soil Science Society of America Journal, 77, 2122-2139.  
<http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2013.02.0062>
5. Vaudour, E., Gilliot, J.M., Bel, L., Bréchet, L., Hadjar, D., Hamiache, J., Lemonnier, Y., 2014. Uncertainty of soil reflectance retrieval from SPOT and RapidEye multispectral satellite images using a per-pixel bootstrapped empirical line atmospheric correction over an agricultural region. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 26, 217-234.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2013.07.003>

### ➤ Publications scientifiques prévues

1. Gilliot, J.M., Vaudour, E., Michelin, J., 2013. A fully automatic toolchain for measuring soil surface roughness of agricultural bare fields using photogrammetry from pictures taken without geometric constraints. Soumis à Soil & Tillage Research.

## **ANNEXE : PARTIE CONFIDENTIELLE**

---

D'autres articles issus du travail de ce projet sont actuellement en préparation, mais nous préférons citer uniquement ceux qui ont été finalisés et soumis.