

# Le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols pour l'étude du carbone organique des sols en France métropolitaine

## Avancées scientifiques et applications

### Le RMQS pour l'étude du carbone organique des sols

M. P. Martin<sup>(1\*)</sup>, D. Arrouays<sup>(1)</sup>, P. Barré<sup>(2)</sup>, L. Boulonne<sup>(1)</sup>, L. Cécillon<sup>(2,3)</sup>, S. Chen<sup>(1,9)</sup>,  
C. Chenu<sup>(4)</sup>, T. Eglin<sup>(5)</sup>, B. Guenet<sup>(2)</sup>, J. Meersmans<sup>(7)</sup>, V. L. Mulder<sup>(8)</sup> et N. P.A. Saby<sup>(1)</sup>

- 1) INRAE, InfoSol Unit, US 1106, F-45075 Orléans, France
- 2) Laboratoire de géologie de l'ENS, UMR 8538 CNRS-ENS, Université PSL, 75005 Paris, France
- 3) Laboratoire ECODIV, USC INRAE, Université de Rouen Normandie, 76821 Mont Saint Aignan, France
- 4) UMR Ecosys, INRAE, AgroParisTech, Université Paris-Saclay, 78850 Thiverval Grignon, France
- 5) ADEME, Direction Bioéconomie et Energies Renouvelables, F-49000 Angers, France
- 6) Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement, LSCE/IPSL, CEA-CNRS-UVSQ, Université Paris-Saclay, F-91191 Gif-sur-Yvette, France
- 7) TERRA Teaching and Research Centre, Gembloux Agro-Bio Tech, University of Liège, Gembloux, 5030, Belgium
- 8) Soil Geography and Landscape group, Wageningen University, PO Box 47 6700 AA Wageningen, The Netherlands
- 9) ZJU-Hangzhou Global Scientific and Technological Innovation Center, Hangzhou 311200, China

\* Auteur correspondant : manuel.martin@inrae.fr

#### Comment citer cet article :

Martin M. P., Arrouays D., Barré P., Boulonne L., Cécillon L., Chen S., Chenu C., Eglin T., Guenet B., Meersmans J., Mulder V. L. et Saby N. P.A., 2022 - Le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols pour l'étude du carbone organique des sols en France métropolitaine. *Avancées scientifiques et applications. Le RMQS pour l'étude du carbone organique des sols. Étude et Gestion des Sols*, 29, 327-349

#### Comment télécharger cet article :

<https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/volume-29/>

#### Comment consulter/télécharger tous les articles de la revue EGS :

<https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/>

## RÉSUMÉ

Les années 90 voient la signature des premiers accords internationaux d'envergure en faveur du climat et c'est à la fin de cette décennie que le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS) est mis en place. Conçu à l'origine entre autres pour assurer un suivi de l'évolution des propriétés des sols français, dont le carbone organique, le RMQS et ses données afférentes ont produit de nombreuses avancées en matière de cartographie des stocks de carbone organique des sols et d'obtention de valeurs de référence pour les sols français. Ceux-ci comptent, d'après les données de la première campagne (2000-2009),  $3,580 \pm 0,066$  Pg C sur les 30 premiers centimètres du sol. Les données de la deuxième campagne du RMQS, lancée en 2016, vont permettre de caractériser non plus seulement les stocks de carbone organique du sol en place mais aussi leur évolution. Ces données offrent de nombreuses perspectives, qui sont enrichies par l'acquisition de données de gestion sur les sites et grâce aux programmes connexes au RMQS, portant par exemple sur la stabilité biogéochimique de la matière organique des sols, la biodiversité des sols ou encore les propriétés physiques des sols. Grâce à l'exploitation de cet ensemble de données, via des modèles statistiques et mécanistes et sous réserve de moyens humains adéquats, le réseau, atteindra son plein potentiel en matière de suivi du carbone organique des sols et de production de connaissances fondamentales sur la dynamique de la matière organique des sols.

### Mots-clés

Carbone organique des sols, RMQS, sols, stocks, cartographie, évolution, France

## SUMMARY

### **THE FRENCH SOIL MONITORING NETWORK (RMQS) FOR THE STUDY OF SOIL ORGANIC CARBON IN METROPOLITAN FRANCE. Scientific advances and applications**

*In the nineties, the first major international climate agreements were signed and at the end of this period, the French soil monitoring network (in French, Réseau de Mesures de la Qualité des Sols, RMQS) was created. Historically aimed at the monitoring of the soils organic carbon in French soils, the RMQS and all its data allowed significant progress in the mapping of the soil organic carbon stocks and determination of reference values for French soils. It was estimated that the French soils contain, in the first 30 centimeters,  $3.580 \pm 0.066$  Pg C, using data from the first campaign (2000-2009). Data that will be obtained during the second campaign, started in 2016, will not only allow to characterize soil organic carbon stocks but also their evolution over time. These data offer numerous perspectives, particularly thanks to the data acquisition related to the soil management at site level and programs related to the RMQS aiming at studying for example the biogeochemical stability of soil organic matter, the soil biodiversity or the soil physical properties. The exploration of all these datasets using statistical models will allow the network, provided human resources are sufficient, to reach its full potential for the monitoring of soil organic carbon and production of fundamental knowledge on the dynamics of soil organic matter.*

### Key-words

Soil organic carbon, RMQS, soils, stocks, carbon sequestration, mapping, France

## RESUMEN

### **LA RED DE MEDICIÓN DE LA CALIDAD DE LOS SUELOS PARA EL ESTUDIO DEL CARBONO ORGÁNICO DE LOS SUELOS EN FRANCIA METROPOLITANA. Avances científicos y aplicaciones - La RMQS para el estudio del carbono orgánico de los suelos**

*En el decenio de 1990 se firmaron los primeros acuerdos internacionales de envergadura en favor del clima y a finales de esa década se creó la Red de Medición de la Calidad de los Suelos (RMQS). Concebido originalmente, entre otras cosas, para permitir un seguimiento de la evolución de las propiedades de los suelos franceses, incluido el carbono orgánico, la RMQS y sus datos correspondientes han permitido realizar numerosos avances en materia de cartografía de las reservas de carbono orgánico de los suelos y de obtención de valores de referencia para los suelos franceses que cuentan, según los datos de la primera campaña (2000-2009),  $3,580 \pm 0,066$  Pg C. Los datos de la segunda campaña de la RMQS, lanzada en 2016, permitirán caracterizar no sólo las reservas de carbono orgánico del suelo en su lugar sino también su evolución. Estos datos ofrecen numerosas perspectivas, que se enriquecen con la adquisición de datos de gestión en los sitios y mediante los programas relacionados con la RMQS, por ejemplo, sobre la estabilidad biogeoquímica de la materia orgánica de los suelos, la biodiversidad de los suelos o incluso las propiedades físicas de los mismos. La explotación de este conjunto de datos con ayuda de modelos estadísticos y mecánicos permitirá a la red, con sujeción a medios humanos adecuados, alcanzar su máximo potencial en materia de seguimiento del carbono orgánico de los suelos y de producción de conocimientos fundamentales sobre la dinámica de la materia orgánica de los suelos.*

### Palabras clave

Carbono orgánico de los suelos, RMQS, stocks, cartografía, evolución, Francia

## 1. INTRODUCTION

Les années 90 voient la signature des premiers accords internationaux d'envergure en faveur du climat. Dans la lignée de la convention cadre des Nations unies sur les changements climatiques (CCNUCC), signée au sommet de la Terre à Rio et ratifiée en 1994 (par, à ce jour, 197 pays), les accords du protocole de Kyoto sont signés en 1997. La CCNUCC et le protocole de Kyoto imposent tous deux aux pays signataires d'être en mesure d'évaluer leurs émissions propres de gaz à effet de serre et par voie de conséquence les variations de stock de carbone dans les sols, pour différents grands types d'occupation du sol. Cette comptabilisation pour le carbone organique des sols (COS) doit suivre, dans la mesure du possible, des lignes directrices définies en 2016 par le Groupement International d'Experts sur le Climat (IPCC, 2006), récemment mises à jour (IPCC, 2019).

Le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS) a été mis en place à la fin des années 1990 et les premiers sites furent échantillonnés courant 2000. L'une des motivations de la mise en place du réseau fut, entre autres, la volonté de doter la France d'un dispositif permettant, à terme, de répondre aux enjeux des accords-cadres internationaux en matière de réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES). Parmi les autres motivations, figurait l'analyse des impacts d'autres menaces déjà identifiées par la Commission Européenne, dont les contaminations diffuses (Arrouays *et al.*, 2021). La première campagne de prélèvements a débuté en 2000 et s'est achevée fin 2009. La deuxième campagne a démarré début 2016 et sera conduite sur douze années consécutives. Il existe en Europe et dans le monde une diversité de réseaux de suivi de la qualité des sols (voir par exemple Morvan *et al.*, 2008 pour un inventaire des réseaux en Europe), dont un certain nombre a été utilisé pour le suivi du COS. Tous présentent des spécificités, à la fois concernant la distribution des sites de mesures dans le temps et dans l'espace, mais aussi concernant le protocole de prélèvement intra-site. La plupart des réseaux de mesures sont jeunes, et à part quelques exceptions (Bellamy *et al.* 2005; Sleutel *et al.*, 2007), peu d'entre eux ont pu être exploités pour l'étude des évolutions des stocks COS, seules les premières campagnes de mesures ayant été achevées. C'est le cas du RMQS.

Dans cet article, après avoir détaillé les caractéristiques du RMQS et les protocoles d'acquisition de données sol et de gestion des sols, nous présenterons les résultats obtenus et la valorisation des données issues de la première campagne, en matière d'inventaires d'émission de GES et de caractérisation du réservoir de carbone du sol. Nous présenterons ensuite le potentiel du réseau en matière de modélisation et en quoi les données des deux campagnes réunies constitueront, vraisemblablement, un outil d'inventaire extrêmement puissant en matière d'évaluation et d'étude des variations du stock de carbone organique dans les sols.

## 2. CARACTÉRISTIQUES DU DISPOSITIF DE SUIVI

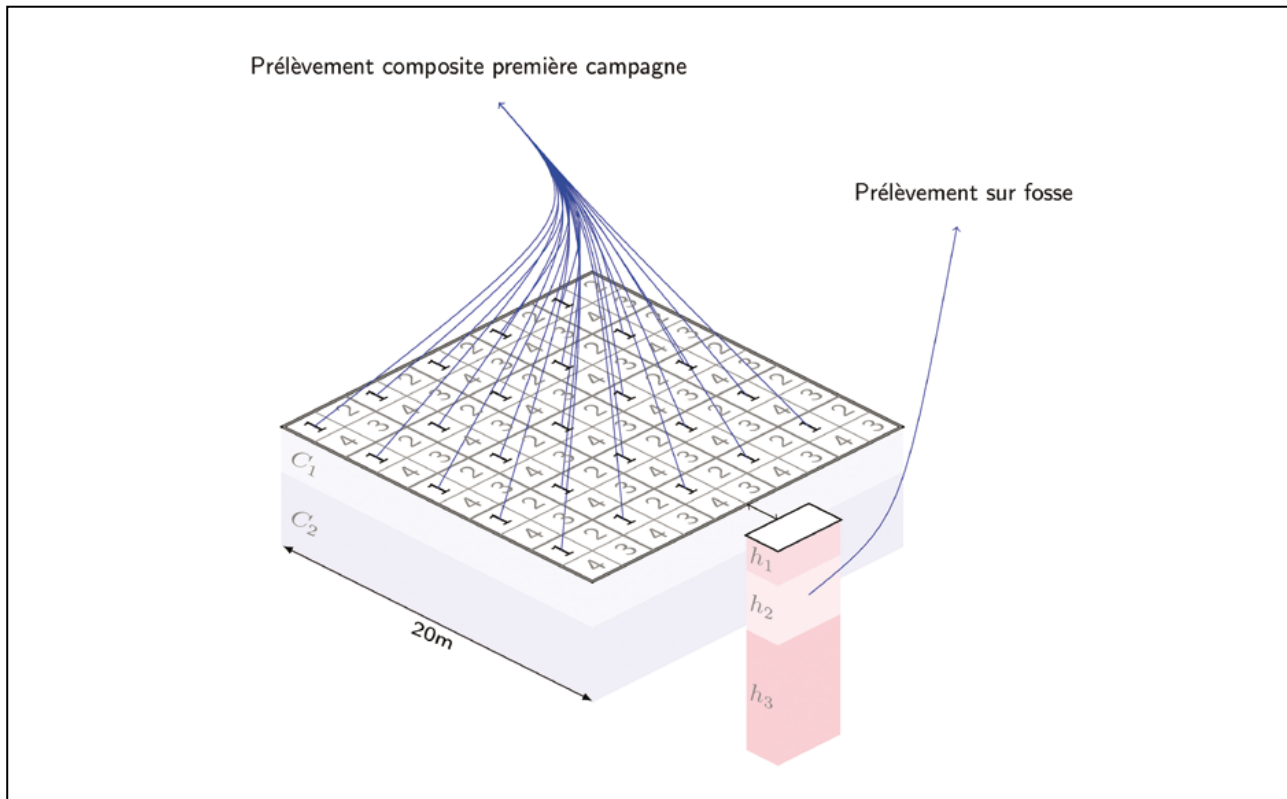
Dès la mise en place du réseau, deux problématiques furent au centre du dispositif de prélèvement (la contamination diffuse et le carbone organique), et impactèrent les caractéristiques du réseau, comme par exemple le protocole de prélèvement intra-site, qui vise à intégrer la variabilité spatiale de ces propriétés des sols, ou encore la périodicité des prélèvements. Cette dernière, de l'ordre de la dizaine d'années, a été fixée de façon à, entre autres, pouvoir détecter des variations de COS (Arrouays *et al.*, 2003). Peu de temps après le début de la première campagne de prélèvement, le réseau fut d'ailleurs utilisé pour traiter la thématique du stockage de carbone dans les sols. Ainsi, Arrouays *et al.* (2002) et Saby et Arrouays (2004) testèrent de façon théorique l'efficacité du réseau à détecter des changements des stocks de COS sous l'effet de changements de pratiques. Saby *et al.* (2008) évalueront par la suite, dans le cadre du programme européen ENVASSO, la précision attendue du RMQS en termes de changement minimal détectable à l'échelle du territoire national (CMD) des stocks de carbone organique, sur une période donnée et dans l'horizon de surface.

### 2.1 Protocole de mesure des stocks de carbone organique du sol sur un site RMQS

Les teneurs en COS mesurées sur le RMQS sont issues de deux types de prélèvements : des prélèvements composites et des prélèvements sur fosse (*Figure 1*). Les prélèvements composites sont eux-mêmes issus de prélèvements élémentaires réalisés à la tarière et disposés de façon à permettre quatre campagnes de prélèvements (Jolivet *et al.*, 2006; 2018). Ces prélèvements élémentaires sont réalisés jusqu'à 50 cm de profondeur au sein de 25 unités de 4 m<sup>2</sup> chacune (chaque unité de 4 m<sup>2</sup> étant subdivisée en quatre sous unités) au sein d'une surface de 400 m<sup>2</sup>. Le point de prélèvement individuel est positionné de manière pseudo aléatoire au sein des sous-unités. La couche de surface est située entre 0 et 30 cm ou jusqu'à la plus petite profondeur de labour et la couche de profondeur située entre 30 et 50 cm ou entre la plus grande profondeur de labour et 50 cm (Jolivet *et al.*, 2006). D'autre part, des prélèvements sur fosse pédologique sont réalisés sur les différents horizons de sol décrits. Les teneurs en COS seront ensuite mesurées sur ces deux types de prélèvements (composites et sur fosse). Enfin, la densité apparente est mesurée *via* des prélèvements volumétriques distribués dans le profil, de manière à pouvoir être rattachés aux prélèvements composites (trois prélèvements distribués verticalement par couche composite; Jolivet *et al.*, 2006). Les échantillons de densité apparente sont prélevés au cylindre (*d'après NF EN ISO 11272 article 4.1*) ou par des méthodes mieux adaptées aux sols caillouteux (méthodes par

**Figure 1 :** Dispositif d'échantillonnage d'un site RMQS. Les teneurs en COS sont mesurées sur les composites et sur les fosses, alors que les mesures volumétriques ne sont réalisées que sur les fosses. Le mode de prélèvement sur la surface d'échantillonnage du composite est détaillé à la section 2.1. Les chiffres sur la grille renvoient au numéro de campagne RMQS. Par exemple, pour la première campagne, les composites ont été constitués des prélèvements réalisés au sein des cellules numérotées « 1 ».

**Figure 1:** Sampling protocol of an RMQS site. The soil organic content contents is measured on the composites samples and on the pits, whereas the volumetric measurements are only done on the pits. The sampling method for the composite sampling is detailed in section 2.1. The numbers on the grid refer to the number of the RMQS campaign. For instance, for the first campaign, the composites were made up of the samples taken within the cells numbered "1".



excavation et mesure du volume à l'eau ou au sable, d'après NF EN ISO 11272 article 4.2). L'ensemble de ce protocole présente deux avantages majeurs. Le premier, lié au mode de prélèvement du composite, réside en une bonne intégration de la variabilité spatiale de la concentration en carbone organique des sols, propriété susceptible de varier fortement et à très courte distance (Jolivet *et al.*, 2002). Le second est relatif à la mesure de la densité apparente, avec trois prélèvements correspondant aux épaisseurs de sol de chaque couche composite, et enfin à la mesure, en laboratoire, des pourcentages pondéraux de terre fine et d'éléments grossiers. La connaissance du pourcentage massique des éléments grossiers est recommandée pour l'estimation de la masse de terre fine par unité de volume, et par voie de conséquence, du stock d'un élément donné (en l'occurrence le carbone organique) dans un volume de sol donné (Poeplau *et al.*, 2017). Grâce à ce protocole, l'incertitude de l'estimation du stock de carbone organique sur un site du RMQS

atteint 11,3 % du stock mesuré, en moyenne (Aldana Jague, 2011). Aldana Jague (2011) a par ailleurs mis en évidence une plus grande imprécision du protocole RMQS, c'est-à-dire une variance d'estimation plus grande, pour les sols présentant des stocks de COS faibles ( $< 30 \text{ TC ha}^{-1}$ ) ou élevés ( $> 80 \text{ TC ha}^{-1}$ ) et globalement un fort impact de la mesure de la masse de terre fine par unité de volume. La précision moyenne de la mesure du stock de COS sur un site RMQS, toutefois du même niveau que celles rapportées dans d'autres études (Goitds *et al.*, 2009; Schrupf *et al.*, 2011), pourrait être améliorée en densifiant les prélèvements (Liu *et al.*, 2019). Elle reste cependant élevée si l'on considère la précision attendue sur d'autres dispositifs destinés à de larges territoires, tels que LUCAS Soil, où les composites sont constitués de quatre sous-prélèvements répartis sur un cercle de 2 m de rayon (Orgiazzi *et al.*, 2018).

Il est important de noter également que depuis le début de la deuxième campagne de prélèvements du RMQS, les deux

types de prélèvements, composites et sur fosse, sont effectués, lorsque cela est possible, également sur la couche 50-100 cm, afin de mieux caractériser les stocks de carbone profond, dont l'importance a été démontrée lors de précédentes évaluations (Mulder *et al.*, 2016). Ces prélèvements offrent des perspectives sur lesquelles nous reviendrons par la suite.

## 2.2 Le plan d'échantillonnage spatio-temporel national, intérêt et limites

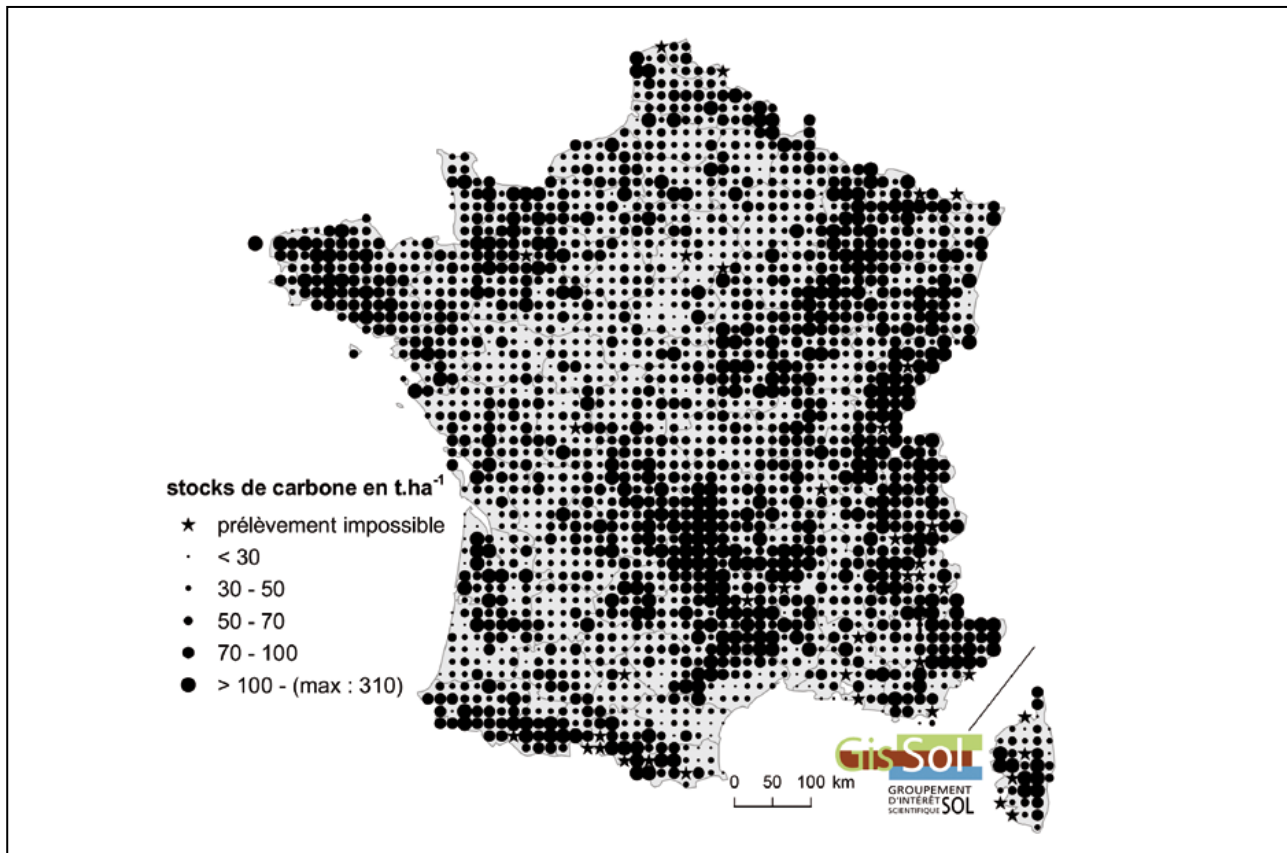
Au niveau spatial, la grille de prélèvement du RMQS (*Figure 2*) appartient à la famille des plans d'échantillonnage dits systématiques (c'est-à-dire distribués sur une grille régulière). Ce type de plan d'échantillonnage présente, nous l'avons vu, des propriétés statistiques intéressantes. En considérant que son origine ait été choisie aléatoirement, elle peut être assimilée à un plan d'échantillonnage probabiliste (où les points d'échantillonnage sont distribués aléatoirement) permettant alors de calculer des estimations sans biais des paramètres des distributions statistiques (De Gruijter *et al.*, 2006 ; Brus *et al.*, 2011). Ce plan

d'échantillonnage offre également la possibilité d'ajuster des modèles statistiques (Meersmans *et al.*, 2012a) et est particulièrement adapté à la production de cartographies par krigeage (Saby *et al.*, 2011). Quant à la résolution de 16 km x 16 km, qui fut choisie de façon à couvrir l'ensemble des combinaisons type de sol/classe d'occupation des sols (Arrouays *et al.*, 2001), elle permet d'optimiser le ratio coût/précision du RMQS et d'être compatible avec d'autres réseaux de suivi de la qualité des sols tels que le réseau de surveillance systématique de la santé des forêts en Europe (ICP Forests, niveau I, Arrouays *et al.*, 2001).

Au niveau temporel, l'approche mise en œuvre pour la deuxième campagne correspond à un échantillonnage par panels rotatifs (Bourgeois *et al.*, 2012 ; Brus, 2014), afin que les sites prélevés sur une année donnée soient bien répartis sur l'ensemble du territoire. Le principe est de répartir au préalable les sites dans des groupes (les panels) de manière aléatoire puis d'échantillonner un panel par année. Les sites d'un panel sont sélectionnés au sein de strates constituées, dans notre cas, de groupes de 12 sites voisins (un pour chaque année que durera la deuxième campagne RMQS). Cette approche permettra de

**Figure 2 :** Stocks de carbone organique sur les premiers 30 centimètres du sol sur les sites RMQS de France métropolitaine, mesurés lors de la première campagne 2000-2009 (source GIS Sol).

**Figure 2:** Organic carbon stocks in the first 30 centimeters of the soil on RMQS sites (mainland France), measured during the first campaign (source GIS Sol).



ne pas reproduire la mauvaise répartition temporelle de la sélection des sites lors de la première campagne, imposée à l'époque par des contraintes logistiques et financières (Arrouays *et al.*, 2021). En outre, l'approche par panels rotatifs aboutira à une production plus précoce de résultats nationaux sur l'état et les possibles évolutions de différentes propriétés des sols.

En faisant des hypothèses simplificatrices en matière de date de prélèvement sur site lors de la première campagne et de la deuxième, l'estimation de la précision moyenne sur un site RMQS, associée aux valeurs des stocks mesurés sur les sites RMQS permet d'estimer un changement minimal détectable (CMD) pour le RMQS de 2,72 % (2,69-2,76 %), ce qui, ramené à une période de retour sur site de 12 années, correspond à un taux d'évolution annuel de 0,23 % (Aldana Jague, 2011). Cette estimation affinait alors une première étude qui avait reposé sur des valeurs hypothétiques de variabilité intra-site et de stock des COS dans les sols français (avec une valeur de CMD de 4,5 % du stock total d'une campagne à l'autre, soit environ 0,375 % an<sup>-1</sup> pour une période inter-campagne de 12 années, Saby *et al.*, 2008).

## 2.3 Recueillir des informations sur la gestion des sols

L'une des spécificités du RMQS est la réalisation, auprès des agriculteurs ou des propriétaires des sites agricoles et pour une faible proportion auprès des propriétaires forestiers, d'une enquête, sous forme d'un entretien mené par un enquêteur de l'organisme partenaire et visant à recueillir les pratiques agricoles et sylvicoles, ainsi que l'historique d'occupation et de pratiques sur les parcelles échantillonnées. Les informations issues de ces enquêtes sont d'ordre déclaratif et dépendent de la coopération ou de la confiance de la personne enquêtée, libre de ne pas répondre à l'ensemble du questionnaire. Ces données sont susceptibles d'être particulièrement utiles dès lors qu'il s'agit de comprendre les valeurs de COS observées ou leur évolution, et de tenter de distinguer l'influence des différents facteurs susceptibles de faire varier les stocks de COS. Des exemples récents ont bien démontré la difficulté de ces tâches, dès lors que des données liées à la gestion des sites, au-delà de la simple occupation des sols (forêts, prairies, cultures), ne sont pas disponibles (Bellamy *et al.*, 2005; Barraclough *et al.*, 2015). Les questionnaires utilisés pour l'enquête regroupent de nombreuses rubriques classiquement présentes dans les enquêtes agronomiques, avec des questions spécifiques par type d'occupation : historique de la parcelle en termes d'occupation du sol, de synthèses des pratiques des précédents agriculteurs, aménagements réalisés sur la parcelle (par exemple le drainage ou l'irrigation), perception de la qualité du sol par l'exploitant, succession culturale (au plus sur les 10 années antérieures à l'année de prélèvement), itinéraire technique (travail du sol, fertilisation organique et minérale, gestion de l'interculture, traite-

ments phytosanitaires, gestion des inter-rangs entre autres pour les vignes et vergers, composition spécifique, modalités d'implantation, âge et renouvellement, gestion de la fauche et du pâturage pour les prairies, etc.), contraintes réglementaires, environnement de la parcelle, sources de contamination connues de l'exploitant. Cependant, peu d'informations ont été demandées sur l'exploitation agricole à laquelle était rattachée la parcelle ; seule une question y fait référence, dans le questionnaire utilisé après 2005 (Gourrat, 2012). Cette quasi absence d'informations relatives à l'exploitation peut compliquer dans certains cas le rattachement de la parcelle à un système de culture et la complétion des informations de gestion manquantes.

La collecte des données issues de la gestion des parcelles se heurte d'une part à l'ampleur du questionnaire, qui couvre une longue période d'exploitation de la parcelle et se veut quasi exhaustif sur la connaissance des opérations impactant le sol de la parcelle, et d'autre part, à la traçabilité très variée des opérations faites par les personnes enquêtées. Par ailleurs, le travail de dépouillement et de saisie des données a été réalisé en plusieurs étapes : tout d'abord au fil de la première campagne puis dans le cadre du projet CSOPRA (Martin *et al.*, 2019a), qui a également contribué au développement d'un système d'information permettant une exploitation plus efficace des données. Dans un même temps, les formulaires d'enquête ont été révisés (Bouvais *et al.*, 2022) au début de la deuxième campagne afin d'améliorer l'efficacité de la collecte d'informations relatives à la gestion des sols.

Ces travaux de révision, qui se sont appuyés notamment sur les retours des enquêteurs, ont permis de ré-organiser les questionnaires pour faciliter l'entretien entre enquêteur et enquêté, d'explicitier l'objectif et l'utilisation des questions, de catégoriser les questions selon leur importance dans la collecte (questions obligatoires et optionnelles), d'écarter les questions dont les réponses sont rarement obtenues. Une des améliorations des formulaires a été également de demander aux enquêteurs d'explicitier dans les réponses, la source des informations collectées dans l'enquête (par exemple, de mémoire d'agriculteur, à l'aide d'un carnet de plaine ou d'enregistrement, ou encore *via* un logiciel informatique de type MesParcelles).

Ce travail sur les formulaires a également pris en compte les lacunes du formulaire de la première campagne en matière de renseignement des pratiques pour les systèmes prairiaux et forestiers. La collecte d'informations relatives à l'exploitation agricole a également été enrichie.

Concernant la collecte des pratiques sur les prairies, les rubriques de la première campagne ont été reprises et l'évolution du questionnaire a permis d'y consacrer une partie en propre beaucoup plus détaillée, en particulier pour ce qui concerne l'historique des pratiques, la gestion de la fauche et du pâturage (détail du calendrier de pâturage, du chargement au cours de l'année et des modalités de pâturage et détail des différentes périodes de fenaison), ainsi que les modalités de

renouvellement de la prairie et les opérations culturales sur la parcelle.

Concernant la collecte des pratiques de gestion des parcelles forestières, elle a été menée par le biais du même type de formulaire que pour les terres cultivées. Sont concernées environ une cinquantaine de parcelles forestières en métropole, non adossées au Réseau Systématique de Suivi des Dommages Forestiers (RSSDF, Département de la Santé de Forêts, Ministère de l'agriculture et de l'alimentation), et pour lesquelles un contact était disponible. Le formulaire pour les parcelles forestières contient des rubriques analogues à celles des parcelles agricoles, avec un corpus propre à cette occupation comprenant la caractérisation des peuplements, les travaux d'exploitation de la parcelle, de gestion des résidus. Concernant les 526 sites RMQS adossés au RSSDF, nous ne disposons actuellement d'aucune donnée sur la gestion de ces parcelles.

### 3. LA PRODUCTION DE CONNAISSANCES

#### 3.1 Travaux de cartographie numérique du carbone organique du sol

Les données RMQS ont successivement été utilisées afin, d'une part, de cartographier les stocks ou les teneurs de COS sur la couche 0-30 cm correspondant aux standards internationaux en matière de suivi des stocks de COS, puis sur 0-50 cm, mobilisant ainsi les deux prélèvements composites du sol lorsque ceux-ci étaient disponibles. Martin *et al.* (2011) furent les premiers à mobiliser la quasi-totalité du jeu de données dans ce double objectif de cartographie et de mise en relation du COS, des autres propriétés des sols et de certaines covariables spatialement exhaustives. Ils ont utilisé pour cela un modèle d'apprentissage automatique (GBM, gradient boosting models), dans la lignée de Lo Seen *et al.* (2010). Ces travaux ont confirmé l'importance de la texture, des précipitations, de la température, de l'occupation du sol et, pour les forêts, du pH dans la prédiction des niveaux des stocks de COS. Ils aboutissent également à la production d'une carte de résolution volontairement grossière, c'est-à-dire correspondant à la résolution des covariables les moins précises spatialement : les variables climatiques. L'un des intérêts de ce travail a été également la comparaison avec des estimations antérieures, reposant sur des données européennes, notamment celles de Jones *et al.* (2005), qui sur-estimaient les teneurs en COS pour la couche 0-30 cm. L'une des particularités de ce travail fut également de modéliser directement les valeurs des stocks de carbone estimées au niveau des sites, plutôt que les teneurs, comme cela sera fait par la suite. Si les teneurs sont souvent prises en compte par les agriculteurs afin de réaliser des diagnostics agronomiques, en matière d'étude du cycle du carbone et d'atténuation

du changement climatique, ce sont bien les stocks de COS qu'il convient de considérer.

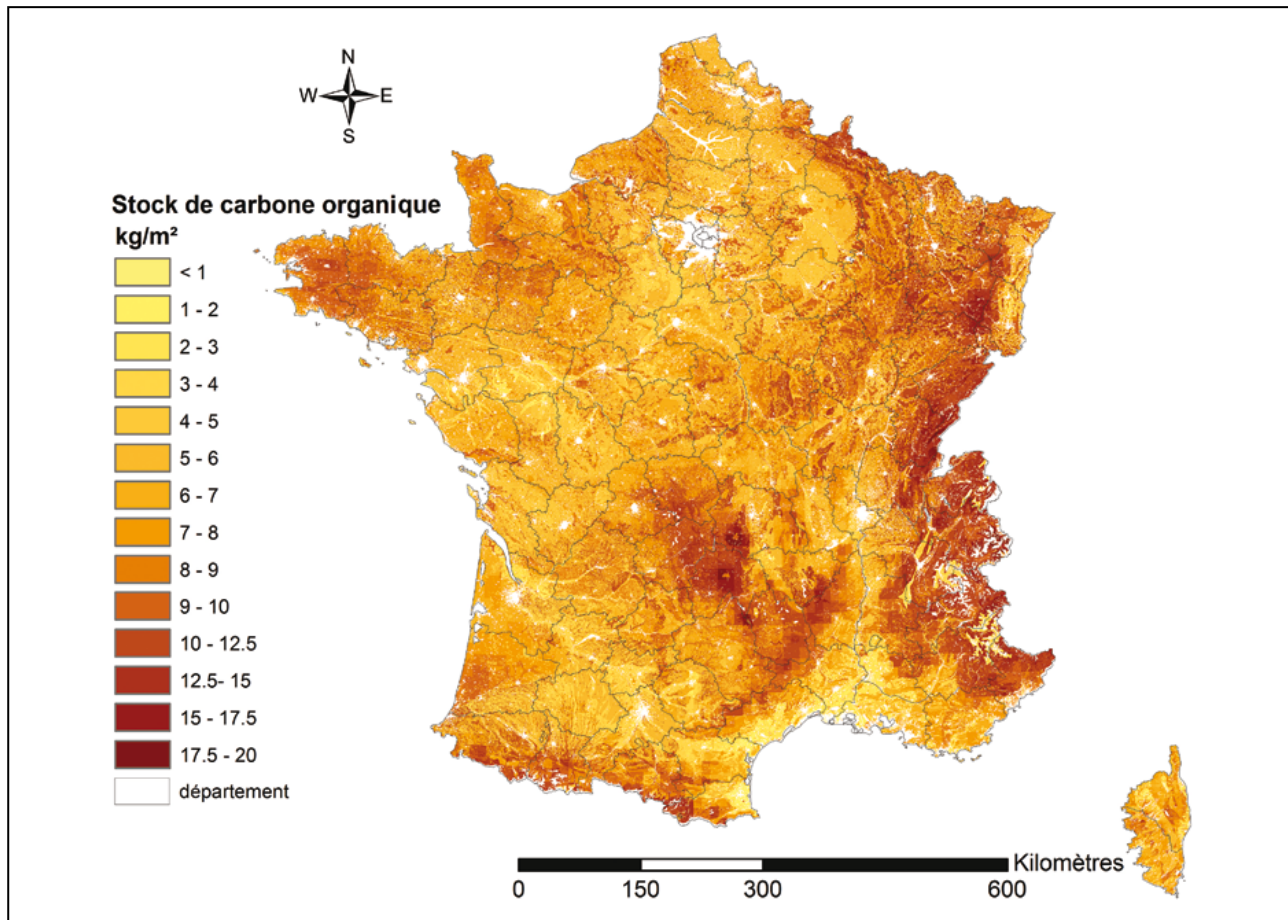
Dans le prolongement de ce travail, Meersmans *et al.* (2012a, 2012b) publient en 2012 un travail de modélisation et de cartographie des teneurs de COS (*Figure 3*) à l'aide de modèles de régression linéaire multiple. Ils obtiennent des résultats complémentaires en matière d'identification des facteurs pilotant les niveaux de COS, et notamment les concentrations en éléments grossiers. Dans Meersmans *et al.* (2012b), une carte des teneurs à une résolution de 250 m est produite, et une estimation des stocks obtenue en combinant les teneurs en COS, une fonction de pédotransfert pour la densité apparente (Manrique et Jones, 1991) et des teneurs en éléments grossiers issus de la Base de Données de Gestion des Sols Français (BDGSF, INRA, 2018). Par la suite Martin *et al.* (2014) poursuivent les travaux de spatialisation des stocks de carbone organique du sol, en apportant des éléments supplémentaires. Ils montrent par exemple qu'en matière de modèle de prédiction spatiale des stocks de carbone, il est possible de s'affranchir de la composante géostatistique (qui représente les dépendances entre observations en fonction de leur proximité spatiale) dès lors que suffisamment de covariables sont disponibles pour expliquer comment les stocks de COS sont distribués. L'étude identifie également, par validation croisée, des zones du territoire où les erreurs de prédiction sont particulièrement élevées, telles que les zones de montagne dans leur ensemble ou encore la Bretagne à l'exception de sa partie nord-est (*Figure 4*). Si ces fortes incertitudes dans les régions montagneuses peuvent provenir de la difficulté de représenter l'effet du relief, ou de la pierrosité, à nos échelles de modélisation, des erreurs dans des zones de basse altitude telles que les Landes ou la Bretagne semblent plus difficiles à expliquer. Bien que dans le cas des Landes de Gascogne, la forte variabilité à courte distance des stocks de carbone ait été démontrée (Jolivet *et al.*, 2007), c'est sans doute le manque de co-variables suffisamment précises et pertinentes pour cartographier le COS, en particulier sous couvert forestier, qui explique ce résultat.

Dans les travaux les plus récents de cartographie des teneurs de COS, les données RMQS ont été utilisées soit en association avec d'autres jeux de données ponctuelles, tels que le jeu de données issu du programme IGCS (Inventaire, Gestion et Conservation des Sols, Mulder *et al.*, 2016), soit même, plus récemment comme jeu de données permettant de calibrer des méthodes ensemblistes, c'est-à-dire permettant d'assembler des prédictions issues de modèles et de jeux de données différents (Chen *et al.*, 2020 et Caubet *et al.*, 2019 pour la texture des sols).

Depuis une dizaine d'années, les données du RMQS ont largement été mobilisées pour cartographier le COS du sol et pour en expliquer les déterminants (Martin *et al.*, 2011 ; Meersmans *et al.*, 2012a), principalement pour la couche 0-30 cm. Quatre cartographies ont donc été produites, (Martin *et al.*, 2011 ; Meersmans *et al.*, 2012b ; Mulder *et al.*, 2016 ; Chen *et al.*, 2020), cer-

**Figure 3 :** Carte des teneurs en COS dans les 30 premiers cm des sols métropolitains, réalisée sur la base du jeu de données RMQS (d'après Meersmans *et al.*, 2012b).

**Figure 3:** Map of SOC contents in the first 30 cm of metropolitan soils, produced on the basis of the RMQS dataset (adapted from Meersmans *et al.*, 2012b).



taines considérant directement les stocks de COS, d'autres se limitant aux teneurs. Remarquons que ces deux approches, l'une consistant à obtenir des cartes de stock de carbone à partir des cartes des teneurs, l'autre à travailler directement sur des estimations ponctuelles de ces stocks au niveau des sites RMQS pour ensuite les spatialiser à l'aide d'un modèle statistique, ne sont pas strictement équivalentes. La première requiert de disposer d'estimations spatialisées satisfaisantes des teneurs en éléments grossiers, d'une part, et de la densité apparente, d'autre part. Dans le contexte actuel, où de telles estimations ne sont pas disponibles avec un niveau de précision satisfaisant, et où il faut notamment recourir à des fonctions de pédotransfert pour l'estimation de la densité apparente, nous pouvons recommander, si la variable cible est le stock de carbone, de travailler directement sur les estimations de stock au niveau des sites. Ces estimations sont calculées à l'aide des mesures de densité apparente et de pourcentage massique des éléments grossiers (qui permettent de calculer la masse de terre fine par unité de

volume). Orton *et al.* (2014) ont à ce sujet démontré qu'une spatialisation des stocks est préférable lorsque la masse de terre fine par unité de volume est disponible aux points d'observation, comme c'est le cas pour le RMQS.

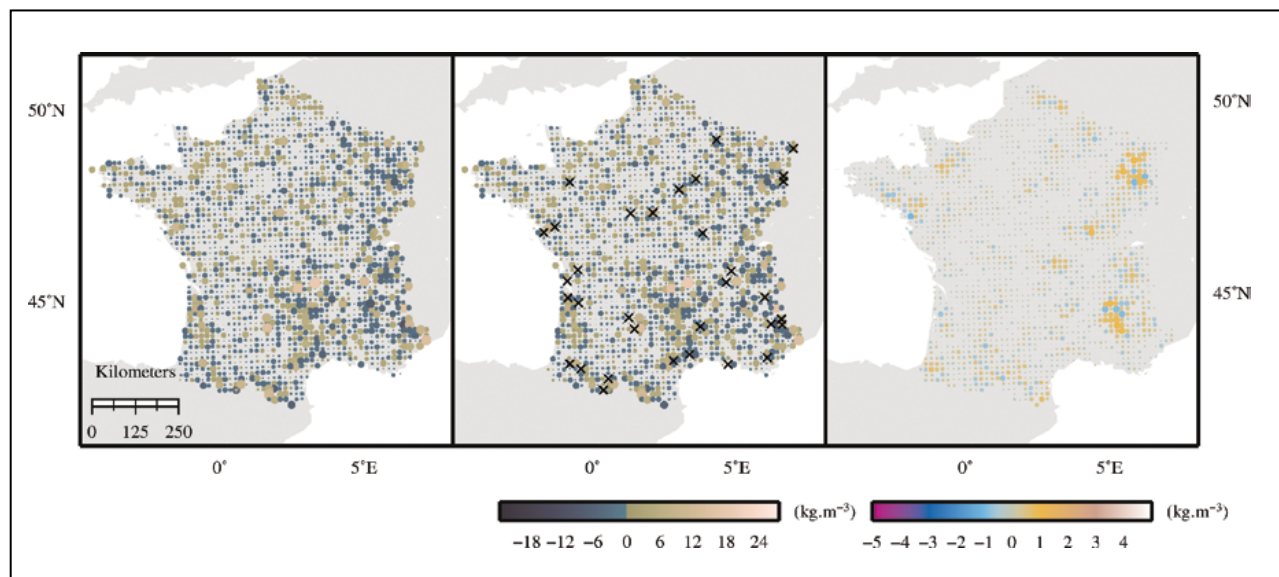
### 3.2 État comptable des stocks de carbone organique dans les sols

Si la cartographie des stocks de COS et de leur évolution est l'une des sorties attendues du réseau, ce dernier a également comme mission de produire des valeurs de référence, à différents niveaux, spatiaux ou thématiques. À titre d'exemple, il s'agit de produire des valeurs moyennes d'une propriété des sols pour le territoire métropolitain français et pour les grands types d'occupation des sols. Ces valeurs de référence portent dans notre cas sur les stocks de COS observés lors de la première campagne, et dans un futur proche, de leurs évolutions. Cette production de valeurs de référence fait



**Figure 4** : Distribution des erreurs de prédiction du stock de COS sur 30 cm sur les sites de France métropolitaine (carte de gauche : prédiction à l'aide d'un modèle de régression multiple GBM ; milieu : combinaison du modèle GBM et d'une modélisation géostatistique ; droite : écart entre les deux prédictions) tirée de Martin *et al.* (2014). Les erreurs sont particulièrement élevées sur les zones d'altitude et persistent malgré la correction réalisée à l'aide d'un modèle géostatistique.

**Figure 4:** Distribution of SOC stock prediction errors over 30 cm at sites in mainland France (left map: prediction using a GBM multiple regression model; middle: combination of the GBM model and a geostatistical modeling; right: difference between the two predictions) taken from Martin *et al.* (2014). The errors are particularly high in the elevated areas and persist despite the correction made using a geostatistical model.



appel à des approches basées sur le plan d'échantillonnage (« design based » en anglais), contrairement à la production de cartes qui repose sur une modélisation, géostatistique ou non (« model based » en anglais), qui a été présentée au paragraphe précédent. Les approches « design based » permettent de produire, à partir des observations ponctuelles et sans modèles spatiaux, des estimateurs non biaisés de la moyenne des stocks au niveau national, par grande région administrative ou encore par grand type d'occupation du sol. Il est également possible d'estimer l'incertitude associée à ces valeurs. Ainsi, pour la première campagne, les stocks de COS des sols français sont estimés à 3,580 PgC (Brus et Saby, 2016), avec un écart type sur cette valeur de 0,0335 PgC. Cette faible valeur de l'écart type confère au RMQS une bonne précision au regard du stock total. Les stocks moyens par grand type d'occupation des sols ont également été estimés de façon similaire (Martin *et al.*, 2019b ; Brus et Saby, 2016). Les stocks actuels moyens dans les grandes cultures, prairies et forêts, sur 30 cm, sont ainsi estimés à 51,16 + 0,04, 84,6 + 0,11, et 81,0 + 0,12 TC ha<sup>-1</sup> respectivement. Chen *et al.* (2019) ont également produit, toujours à partir des observations RMQS, des valeurs de références hautes des stocks de COS, par grandes zones pédoclimatiques, afin d'estimer un potentiel de stockage de carbone dans les sols français.

Ces estimations « design based » se différencient de celles obtenues à partir de cartographies selon l'approche model based, en sommant les valeurs prédites au droit des pixels d'un raster de prédictions, comme dans Martin *et al.* (2011), Meersmans *et al.* (2014) et Mulder *et al.* (2016). L'inconvénient de ces approches est qu'elles impliquent la formulation d'hypothèses et la construction de modèles, eux-mêmes incertains, sur la distribution spatiale du carbone. C'est pourquoi, lorsqu'il s'agit de produire des estimateurs valides et sans biais assortis de leurs incertitudes, aux échelles nationales ou régionales, les approches « design based », basées sur un échantillonnage probabiliste tel que celui sur lequel se base le RMQS, doivent être préférées à celles basées des approches « model based » lorsque cela est possible.

### 3.3 Potentiels de stockage et de séquestration de carbone organique dans les sols

Si les données de la première campagne ont largement été valorisées, permettant de produire un premier inventaire et ainsi une quantification du COS dans les sols français pour la période 2000-2009, la finalité du réseau est un suivi temporel, en lien notamment avec les problématiques climatiques,

l'usage et les pratiques de gestion des sols. De récents travaux ont choisi, sans attendre les données de la deuxième campagne, de s'appuyer sur les données de la première campagne pour évaluer les changements possibles des stocks de carbone dans les sols français, sans horizon temporel précis. Une première approche repose sur le concept de saturation des sols en COS qui postule que le stockage durable de COS dans les sols est limité en quantité et que cette quantité dépend en premier lieu des caractéristiques intrinsèques du sol, et en particulier de la proportion de la fraction fine (argile et limons fins) des sols (Six *et al.*, 2002; Fujisaki *et al.*, 2018). Ainsi, Chen *et al.* (2018) utilisent l'équation de Hassink (1997) pour estimer un niveau maximal potentiel de stock de carbone, après avoir décliné les facteurs permettant d'estimer la proportion de COS associée à la fraction fine pour les différents grands types d'occupation du territoire, et en faisant l'hypothèse que le carbone associé à la fraction fine représente 85 % du COS, d'estimer et de cartographier un potentiel de séquestration additionnel de COS. Dans cette approche, la séquestration additionnelle potentielle doit se comprendre comme un stockage relativement durable de carbone puisque associé à la fraction fine du sol. Cette méthode permet, en mettant à profit les propriétés statistiques du RMQS, d'estimer un potentiel national de séquestration additionnelle de l'ordre de 1,1 PgC dans la couche superficielle du sol (0-30 cm, *Figure 5*). Les auteurs identifient toutefois une forte sensibilité de ces estimations au choix de la proportion du COS présente dans les fractions fines et les fractions grossières. Dans une approche parallèle, qui consiste à identifier, à partir des observations et non d'un modèle, les valeurs maximales des stocks de carbone au sein d'ensembles paysagers définis en fonction de variables de végétation, pédologiques et climatiques et couvrant l'ensemble du territoire métropolitain, Chen *et al.* (2019) estiment un potentiel de stockage (*Figure 5*). On oppose ici stockage à séquestration en ce sens que le stockage concerne l'ensemble du COS, et non plus seulement celui associé aux fractions fines du sol. Le potentiel de stockage est estimé en considérant que tous les sols d'une unité agripédo-climatique donnée peuvent augmenter jusqu'à atteindre une valeur de stock de SOC observée dans le jeu de données RMQS et correspondant à un quantile donné des distributions de SOC. Plus le quantile est élevé, plus le potentiel est important, mais plus l'hypothèse est forte en ce sens que l'on considère que les sols peuvent atteindre des valeurs élevées extrêmes. Pour un quantile de 0,8, le potentiel de stockage est de 0,47 PgC pour la couche superficielle et 0,23 PgC pour la couche sous-jacente (30-50 cm). Les résultats de potentiel de stockage et de potentiel de séquestration ne sont pas nécessairement concordants. En effet, l'estimation du potentiel de séquestration ne considère que le carbone associé à la fraction fine, et représente un potentiel théorique qui ne prend pas en compte toute la partie biologique du système (production

végétale, activité microbienne par exemple) contrairement à l'estimation du potentiel de stockage qui repose sur des données d'observation. Cette technique offre donc l'avantage de se fonder sur des valeurs plus "réalistes" de stocks de COS observées en conditions actuelles.

### 3.4 De nombreuses applications

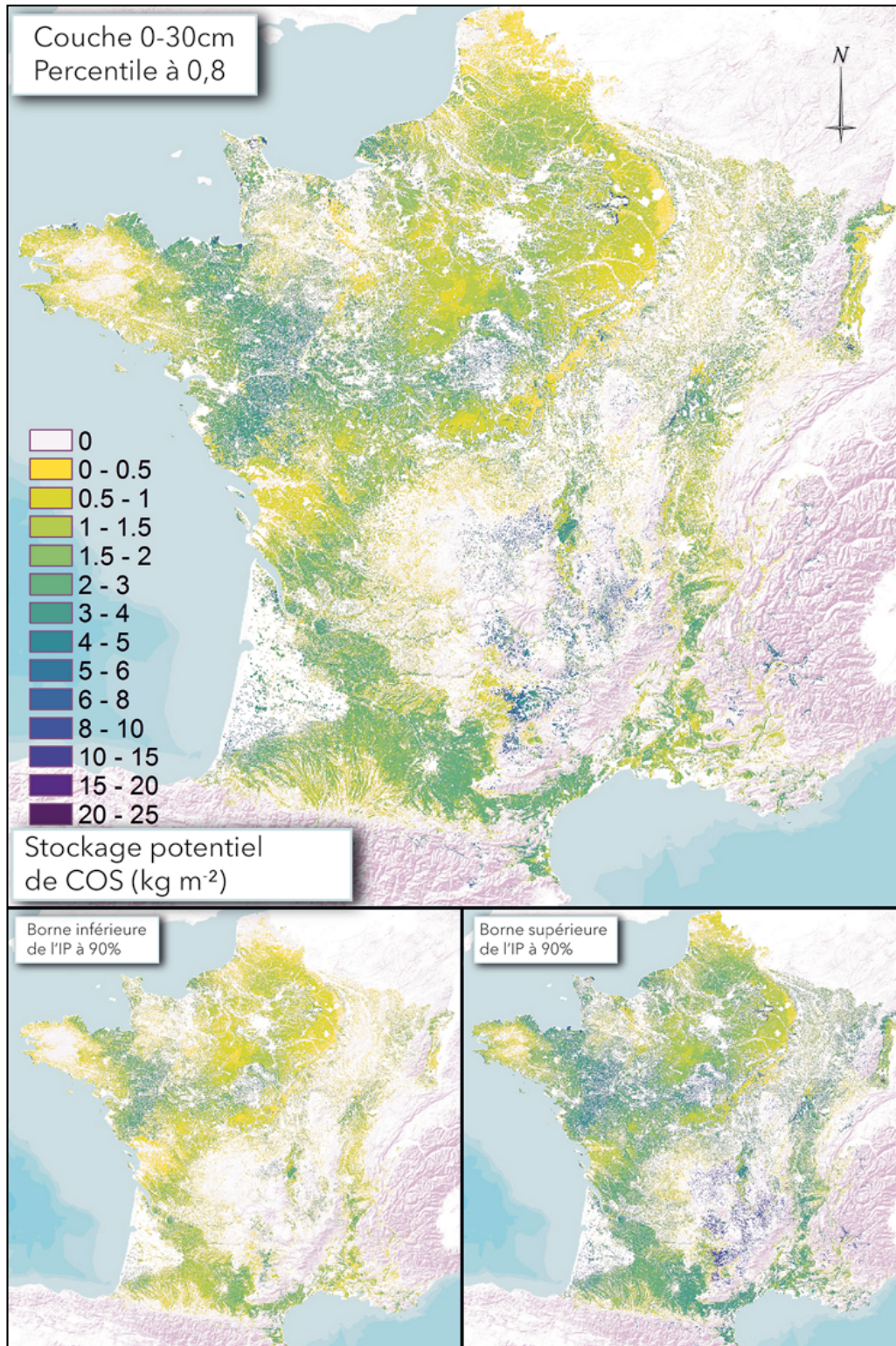
Qu'ils soient des supports cartographiques ou des valeurs de référence, les résultats issus des données RMQS sur le carbone organique des sols ont été largement utilisés en dehors du domaine de la recherche. L'un des exemples emblématiques de cette application des résultats issus du RMQS est l'utilisation des données du RMQS dans les inventaires nationaux du Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique (CITEPA, responsable des inventaires nationaux d'émission de gaz à effet de serre). Depuis, les valeurs de référence des stocks de COS par grand type d'occupation du sol et par département sont utilisées afin d'estimer les variations de stock de carbone liées aux changements d'occupation du sol. Plus récemment, le CITEPA a intégré l'information relative à la classe de texture dans sa démarche, en la croisant avec un découpage climatique, puis administratif, afin de représenter l'impact des conditions pédoclimatiques sur les niveaux de stock de COS, par grand type d'occupation des sols (CITEPA, 2020). Cela permet au CITEPA de proposer, au moins en ce qui concerne les stocks de COS de référence, une approche de niveau 2 (IPCC, 2006).

Ces valeurs sont également utilisées pour réaliser des diagnostics des émissions de gaz à effet de serre et de séquestration de carbone à l'échelle des collectivités territoriales. Elles sont reprises dans différentes méthodes et outils de diagnostics diffusés par les services déconcentrés et opérateurs de l'état comme les outils ALDO (ADEME, 2018) et Climagri (ADEME, 2020) qui permettent respectivement de réaliser un état des lieux de la séquestration et d'évaluer des plans d'actions sur les secteurs agricole et sylvicole, ou l'outil GES'Urba (Cerema, 2020) qui permet d'évaluer des projets d'urbanisme à différentes échelles de planification. Le décret n° 2016-849 relatif au plan "climat air énergie" territorial a largement contribué à la diffusion des références issues du RMQS. En effet, il impose aux établissements publics de coopération intercommunale (EPCI) d'estimer la séquestration nette de dioxyde de carbone et ses possibilités de développement sur leur territoire en identifiant au moins les sols agricoles et la forêt et en tenant compte des changements d'affectation des terres.

Leur utilisation dans l'évaluation de scénarios et de plans d'action se fait également à l'échelle nationale (i) dans le cadre de travaux de prospectives visant à éclairer le débat public comme les scénarios énergétiques et climatiques de l'ADEME aux horizons 2035 et 2050 (ADEME, 2017) ou le scénario Affaires 2050 de l'association Solagro (Solagro, 2016) et (ii) pour

**Figure 5 :** Potentiel de stockage de carbone dans les 30 premiers centimètres du sol, d'après Chen *et al.* (2019), estimé en prenant en compte les valeurs RMQS de stock de carbone les plus élevées au sein de zones pédo-climatiques. IP : intervalle de prédiction.

**Figure 5:** Carbon storage potential in the top 30 centimeters of the soil, according to Chen *et al.* (2019), estimated taking into account the highest observed carbon stocks RMQS within each pedo-climatic zones. IP : prediction interval.



évaluer le bilan gaz à effet de serre de la stratégie nationale bas carbone de la France, dite SNBC (Ministère de la Transition Écologique, 2020), en cohérence avec le guide OMINEA (CITEPA, 2020).

Par ailleurs, leur utilisation ne se limite pas aux approches territoriales. La méthodologie Agribalyse (Koch et Salou, 2016), qui vise à évaluer l'impact environnemental des principales productions agricoles françaises selon les principes de l'analyse de cycle de vie, propose d'utiliser les données du RMQS, notamment pour tenir compte de l'effet de la mise en culture de prairies permanentes. L'outil Bénéfriches (ADEME, ARCADIS et EFFICACITY, 2020) qui permet de chiffrer les bénéfices socio-économiques d'un projet d'aménagement de friches urbaines, inclut une évaluation biophysique et économique du service de séquestration de carbone en s'appuyant notamment sur les valeurs de stocks issues du RMQS et la méthodologie décrite dans le rapport de l'Évaluation Française des Écosystèmes et des Services Écosystémiques - EFESÉ "La séquestration de carbone dans les écosystèmes en France" (Commissariat général au développement durable, 2019).

## 4. MODÉLISER LA DYNAMIQUE DU CARBONE ORGANIQUE DANS LES SOLS

### 4.1 Intérêt du RMQS

Les modèles de dynamique du carbone organique dans les sols sont fréquemment utilisés afin de réaliser des projections de l'évolution des stocks de COS (Lugato et Berti, 2008; Gottschalk *et al.*, 2012), ou de reconstituer les évolutions passées (Ciais *et al.*, 2011), aux échelles régionales et nationales. Dans la grande majorité des cas, les simulations sont réalisées au sein d'unités de simulation obtenues en croisant les cartes des variables d'entrées des modèles (sol, climat et gestion des sols). Ce type d'approche présente plusieurs inconvénients majeurs. Le premier est le nombre souvent important d'unités obtenues dès lors que le grain spatial des cartes des variables d'entrée est fin, ce qui peut, dans le cas de modèles coûteux en temps de calcul, entraîner des temps de simulations limitants. Le second porte sur la plausibilité des combinaisons de variables d'entrée présentes dans le jeu de données des simulations. En effet, croiser les cartes de variables d'entrées sans prendre en compte les corrélations entre ces variables, aboutit par exemple à des combinaisons sols x pratiques inexistantes dans les systèmes réels. Un autre inconvénient porte sur les possibilités de validation des simulations réalisées. Si les périodes simulées coïncident parfois avec des jeux de données d'observation de variation des stocks de COS, il en va différemment pour le support spatial. La construction des unités de simulation est en

général réalisée indépendamment des campagnes d'acquisition de données qui sont caractérisées par des supports spatiaux propres (un site pour les réseaux de suivi de la qualité des sols, ou des communes dans le cas de bases de données telles que la base de données d'analyses de terre, la BDAT). La validation des simulations réalisées implique alors un changement de support spatial, qui peut induire des biais dans l'évaluation des modèles. Les sites de réseaux de suivi de la qualité des sols présentent un intérêt en matière de simulation de la dynamique des COS dans les sols et d'évaluation des modèles, dès lors que les informations sur les sites des réseaux peuvent être utilisées pour alimenter les modèles: réaliser les simulations sur les mêmes supports que ceux des observations résout les problèmes de cohérence spatiale, et, de plus, les simulations réalisées peuvent être mobilisées pour des estimations de type « design based » (voir § 2). Enfin, ajoutons que lorsque la cartographie des variations fait partie des objectifs, il est toujours possible de spatialiser les sorties de simulation réalisées sur la grille du réseau de suivi (voir Martin *et al.*, 2019a).

Enfin, le RMQS présente l'intérêt de proposer, en plus des relevés des propriétés physico-chimiques des sols, des informations concernant la gestion des sols, et la biologie des sols. La caractérisation, au sein d'un réseau de suivi, d'un ensemble de propriétés des sols associées à un suivi des stocks de COS a déjà été mise à profit pour tester l'aptitude de ces réseaux de suivi pour évaluer les modèles de la dynamique du carbone dans les sols. Par exemple, Foereid *et al.* (2012) ont évalué différentes méthodes d'initialisation du modèle DayCent à l'aide des données du réseau de suivi de l'Angleterre et du Pays de Galles (le National Soil Inventory, NSI). Notons aussi que dans le cas du RMQS, contrairement au NSI, des données de gestion des sols sont disponibles, à des degrés divers, pour notamment les grandes cultures, les prairies et les forêts.

### 4.2 Quel modèle choisir ? Comment estimer le carbone entrant dans les sols ?

La plupart des propriétés des sols nécessaires à l'utilisation des modèles de dynamique du COS sont disponibles, sur chacun des sites RMQS, sur l'épaisseur 0-50 cm. Il s'agit notamment du carbone organique, de l'azote total, des propriétés texturales, du pH, de la densité apparente, des éléments grossiers. On notera toutefois que l'absence de mesure de la rétention en eau dans les sols empêche l'utilisation directe des modèles qui intègrent une représentation détaillée des flux hydriques dans le sol. Ainsi, il est nécessaire d'appliquer des fonctions de pédo-transfert reposant sur la texture, des teneurs en COS, et éventuellement la densité apparente et les éléments grossiers (Román Dobarco *et al.*, 2019). Une représentation correcte du bilan hydrique est utile non seulement pour représenter correctement l'effet des variations de l'humidité du sol sur la minéralisation de la matière organique (Bauer *et al.*, 2008), mais également pour une bonne

représentation de la croissance végétale dès lors que celle-ci est incluse dans les modèles. Si l'on considère des simulations sur un ensemble de sites RMQS, le choix de l'application d'un modèle sol seulement (par exemple AMG, RothC) ou sol et plante (par exemple Century, STICS), amène à traiter la question de l'estimation du carbone entrant dans les sols. La dynamique du COS est dépendante des entrées de carbone dans le sol, *via* les résidus de culture par exemple, et des sorties liées à des processus tels que la minéralisation de la matière organique, ou encore les pertes par érosion. L'estimation des entrées de carbone à partir de données agricoles de production végétale, par exemple des données de rendement tirées du recensement agricole, permet de contraindre les modélisations de la dynamique du COS (Martin *et al.*, 2019a). Toutefois, la mobilisation de telles données nécessite l'utilisation de fonctions de conversion (permettant d'estimer le carbone entrant, souterrain et aérien, à partir des données de production). Meersmans *et al.* (2013) ont cherché à estimer le carbone entrant dans les sols des sites RMQS en grandes cultures et en prairie. Ils démontrent qu'il est possible d'estimer des valeurs moyennes, à l'échelle du réseau, par grand type de culture, mais que les valeurs de rendement renseignées par les agriculteurs n'ont pas de pouvoir informatif en matière d'estimation du carbone entrant. Les fonctions allométriques sont souvent utilisées pour estimer le carbone entrant à partir de données de rendement (par exemple Bolinder *et al.*, 2007). Le paramétrage de ces fonctions, qui dépend généralement de l'espèce considérée, est le plus souvent limité aux grandes cultures et ne représente ni les spécificités variétales ni l'effet des conditions pédo-climatiques sur l'allocation du carbone dans la plante. L'autre inconvénient de ce type d'approche, basée sur des rendements observés, réside dans l'impossibilité de réaliser des projections prenant en compte par exemple les variations des conditions climatiques dans le temps et dans l'espace. Dans ce contexte, l'utilisation de modèles qui représentent explicitement l'impact des variations pédo-climatiques sur la production végétale et par conséquent sur les entrées de carbone dans les sols, tels que STICS pour les grandes cultures, la vigne ou les prairies temporaires, ou PASIM pour les prairies, semble préférable. Cette question de la validité des différentes approches pour estimer le carbone entrant dans les sols au niveau des sites du RMQS a été, pour les grandes cultures, traitée en détail dans le projet CSopra (Martin *et al.*, 2019a).

La télédétection constitue également une perspective intéressante concernant l'estimation du carbone entrant dans les sols, soit comme donnée intermédiaire permettant d'estimer la productivité primaire nette (NPP : c'est-à-dire la fixation du carbone atmosphérique dans le système sol/plante, voir par exemple Hashimoto *et al.*, 2011) ou directement le carbone entrant dans les sols *via* une estimation de la NPP et l'utilisation de fonctions allométriques. Pique *et al.* (2020a, b) démontrent, avec ce type d'approche, le potentiel des données satellitaires dont la haute résolution semble compatible avec la dimension des

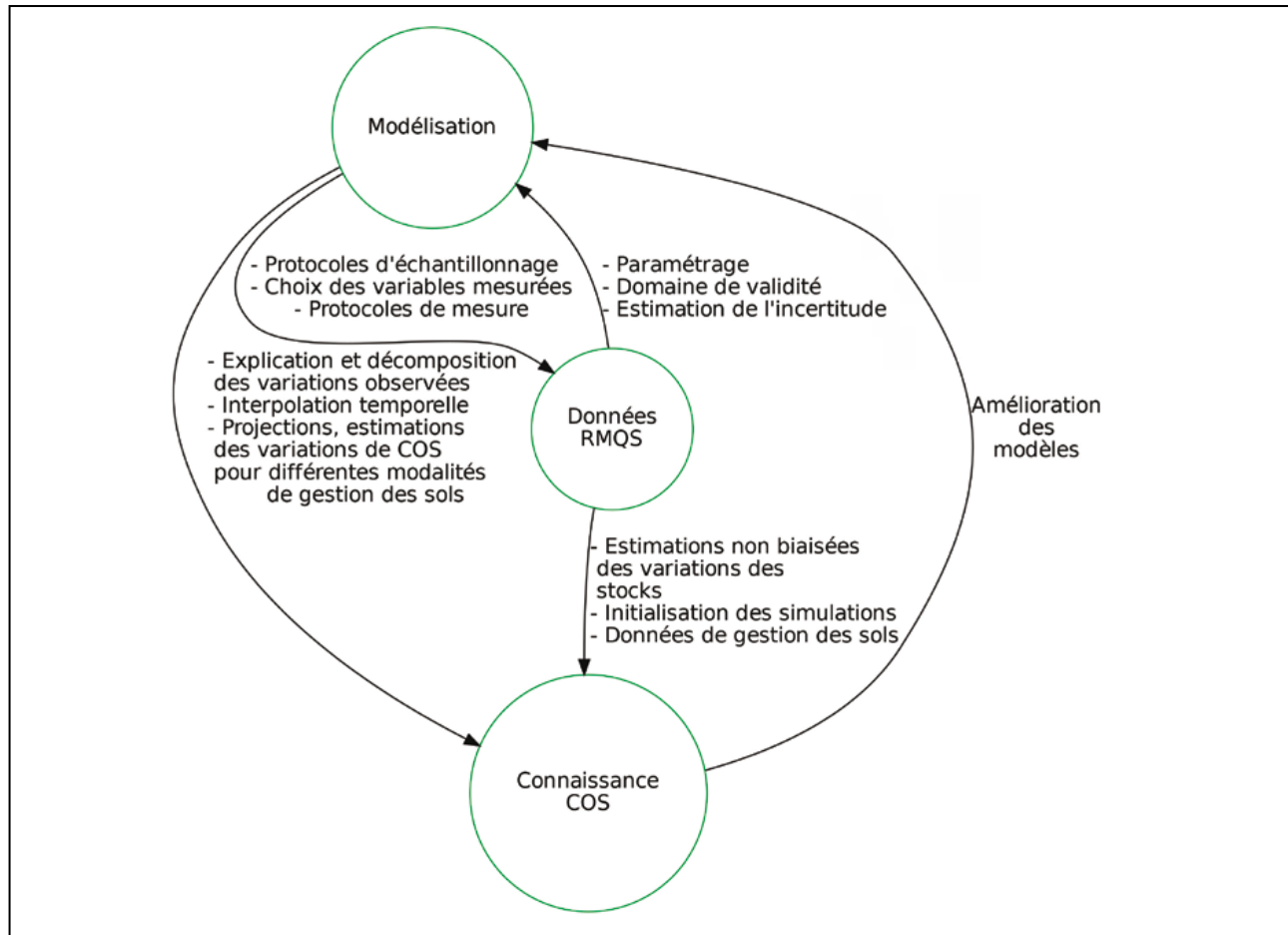
sites du RMQS. Les autres utilisations possibles des données satellitaires résident dans le forçage de certaines composantes majeures des modèles utilisés, par exemple les bilans hydriques (Colliander *et al.*, 2020), en mobilisant les données radar, ou les modules de production végétale par forçage à l'aide de données de surface foliaire par exemple (Pique *et al.*, 2020a, b). Ces voies semblent intéressantes pour la modélisation à l'échelle du RMQS. L'utilisation de données de télédétection est déjà à l'œuvre sur le réseau RMQS, avec notamment le projet RMQS-SAT, mené en collaboration avec le CESBIO, qui travaille toutefois sur d'autres objectifs (améliorer les modèles de cartographie de l'occupation des sols et de prédiction de données de surfaces dont les teneurs en COS).

### 4.3 Potentiel d'une combinaison application de modèles / suivi des variations de stocks et de pratiques

Les synergies entre modèles de dynamique du carbone dans les sols et mesures des stocks de carbone dans les sols lors de la première campagne, puis des campagnes suivantes, sont et seront nombreuses (Figure 6). Si nombre d'entre elles sont putatives, dans la mesure où les données de la deuxième campagne ne sont pas encore disponibles, d'autres ont d'ores et déjà été démontrées et mobilisées. Par exemple, Bourgeois *et al.* (2012) ont considéré des variations de stocks représentées par le modèle RothC dans le cadre d'un travail de définition du protocole d'échantillonnage de la deuxième campagne du RMQS. Tifafi *et al.* (2018) ont utilisé les données de la première campagne afin d'évaluer, là aussi de façon non biaisée, la prédiction des niveaux de COS du modèle ORCHIDEE. Martin *et al.* (2019a) ont appliqué plusieurs modèles sur environ 400 sites RMQS en grandes cultures, et réalisé des projections de l'évolution des stocks de carbone à l'horizon 2100. Notons enfin que le dispositif RMQS, associé aux modèles de dynamique du COS, peut s'enrichir d'autres dispositifs, au-delà des sources de données déjà mentionnées, comme la télédétection. Par exemple, l'utilisation de données issues des réseaux de suivi long terme est complémentaire, et permet-elle aussi une évaluation des modèles, leur amélioration (Clivot *et al.*, 2019) et la quantification des incertitudes qui leur sont associées (Martin *et al.*, 2019a; Ogle *et al.*, 2010). De façon générale, l'utilisation de bases de données de variation des stocks de carbone pour l'amélioration des modèles et de leurs utilisations, notamment dans le cadre de l'assimilation de données, constitue l'une des voies à privilégier en matière d'estimation des bilans carbone des surfaces continentales (Luo *et al.*, 2016). En matière de modélisation, les modèles statistiques peuvent également être mobilisés, sous réserve de données suffisantes, pour identifier les différentes causes permettant d'expliquer les variations de COS observées à l'échelle d'un réseau tel que le RMQS (Bellamy *et al.*, 2005; Barraclough *et al.*, 2015).

**Figure 6 :** Complémentarité des mesures des variations de COS sur le réseau des RMQS et l'utilisation de modèles de dynamique du carbone.

**Figure 6:** Complementarity of measurements of SOC variations on the RMQS network and the use of carbon dynamic models.



## 5. PERSPECTIVES

L'exploitation des données du RMQS, de la première et bientôt de la deuxième campagne, présente de nombreuses perspectives. Celles-ci sont en lien avec les nouveaux programmes d'analyse des sols, l'enrichissement du protocole de prélèvement pour tout ou partie des sites, un effort accru sur le recueil d'information sur la gestion des sites par les exploitants agricoles, et enfin l'acquisition de données annexes telles que les données de télédétection. Plus que jamais, cette exploitation sera un point de rencontre entre de nombreuses disciplines scientifiques.

### 5.1 Données sur les pratiques de gestion pour les terres cultivées

Lors de la première campagne, la collecte *via* le questionnaire actuel n'était pratiquée qu'une seule fois par campagne,

plus ou moins lors de l'année de la réalisation des prélèvements (soit au moment des contacts établis avec l'agriculteur soit plus tard après les prélèvements). Lors des travaux menés par Gourrat (2012) puis par Bouvais *et al.* (2018) et des travaux qui ont fait suite (Martin *et al.*, 2019a), il a été établi qu'il était difficile de collecter les itinéraires techniques culturaux et les pratiques anciennes de façon précise et exhaustive, voire la succession des cultures au-delà de 4 ans en moyenne. Un test de collecte des pratiques à fréquence rapprochée, de l'ordre de 4 ans par site, basé sur l'interview des agriculteurs, est en cours. L'augmentation de la fréquence de la collecte d'information aboutirait donc, d'une part, à l'amélioration de la qualité des données et d'autre part, à la production, pour l'ensemble des sites cultivés, de données d'évolution des pratiques à intervalles de temps rapprochés, voire de données continues, par site. Cela permettrait également de lisser le travail d'analyse des enquêtes, et de disposer de données mises à jour régulièrement pour simuler l'évolution des propriétés des sols telles que le COS. Les simulations

des variations de ces propriétés pourraient ensuite être évaluées lors des prélèvements sur sites réalisés à chaque campagne. La collecte régulière d'informations sur les pratiques de gestion sur les sites RMQS est un enjeu fort pour le réseau. Réaliser une collecte régulière et pour l'ensemble des sols dont le couvert est géré (y compris les forêts pour lesquelles les données de gestion ne sont actuellement pas collectées) nécessiterait des moyens accrus.

## 5.2 Stabilité du carbone organique dans les sols

De nombreuses études ont clairement montré que dans tous les sols, le COS est constitué de molécules de carbone avec des temps de résidence très contrastés, allant de quelques heures à plusieurs millénaires (Balesdent *et al.*, 1987). Ce continuum de temps de résidence du COS est souvent simplifié en considérant le COS comme un mélange formé de plusieurs sous-ensembles appelés compartiments cinétiques par les modélisateurs (Jenkinson, 1990). La simplification conceptuelle la plus radicale de la persistance du COS le sépare en deux fractions : (1) l'une constituée de COS jeune avec un temps de résidence court (de l'ordre de quelques décennies) dans le sol (la fraction de COS active) et (2) l'autre constituée de COS plus ancien qui persiste beaucoup plus longtemps (de l'ordre de quelques siècles) dans le sol (la fraction de COS stable ou passive). Il y a quatre décennies, une représentation dualiste de la persistance du COS était considérée comme « une simplification nécessaire, mais certainement pas utopique » (Balesdent et Guillet, 1982). Cette représentation dualiste du COS est toujours considérée comme pertinente aujourd'hui (Lavallee *et al.*, 2020 ; Cécillon, 2021). En effet, les fractions de COS actif et stable contribuent différemment aux diverses fonctions du sol. Par exemple, la fraction de matière organique correspondant au COS actif est plus efficace pour alimenter l'activité biologique du sol (avec du carbone, des nutriments et de l'énergie) et la croissance des plantes (avec des nutriments) grâce à sa décomposition rapide, ou pour soutenir le développement de la structure du sol (Abiven *et al.*, 2009 ; Janzen, 2006). Inversement, la contribution potentielle d'un sol à la régulation du climat dépendrait tout particulièrement de sa teneur en COS stable (He *et al.*, 2016 ; Shi *et al.*, 2020). De plus, les simulations des variations des stocks de COS par des modèles multi-compartimentaux sont très sensibles, sur le long terme, à la proportion de la fraction stable du COS (Clivot *et al.*, 2019 ; Falloon et Smith, 2000 ; Jenkinson *et al.*, 1991 ; Taghizadeh-Toosi *et al.*, 2020).

De nombreuses méthodes ont été développées pour séparer les fractions de COS actif et stable du COS depuis la deuxième moitié du XX<sup>e</sup> siècle (Balesdent, 1996 ; Hénin et Turc, 1949 ; Monnier *et al.*, 1962 ; Poeplau *et al.*, 2018). Certaines de ces méthodes basées sur des schémas de fractionnement chimique ou physique (taille, densité ou thermique) permettent de séparer

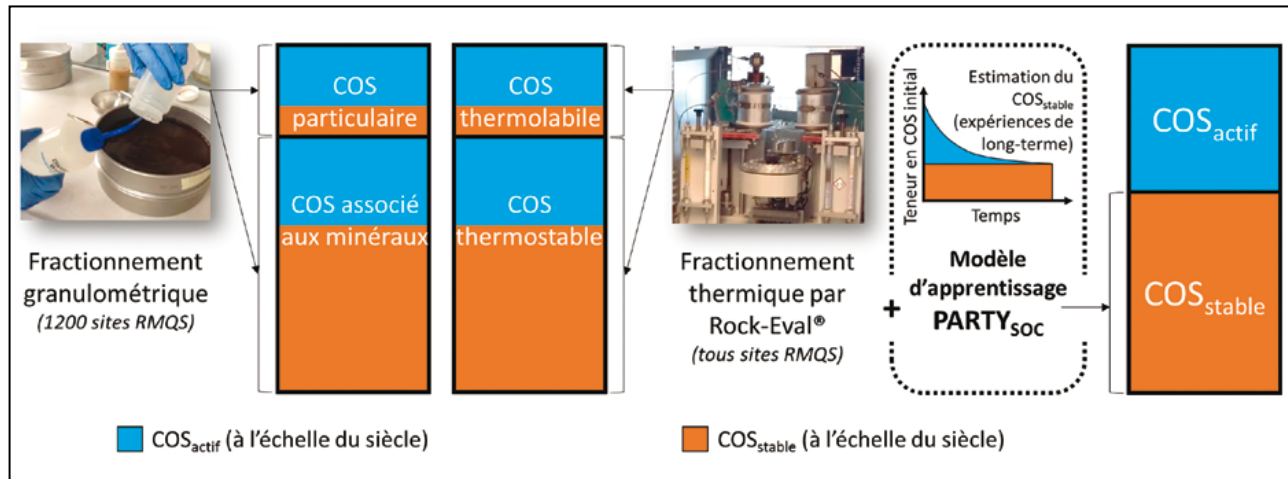
des fractions de COS ayant des temps moyens de résidence dans le sol différents (Plante *et al.*, 2013 ; Poeplau *et al.*, 2018). Parmi ces méthodes, deux sont actuellement appliquées aux couches de sols de surface du RMQS (Figure 7). Une première méthode est basée sur un fractionnement du COS en fonction de la taille. Elle sépare une fraction active du COS constituée de matières organiques particulières (> 50  $\mu\text{m}$ , constituée de débris végétaux et pouvant parfois contenir des charbons), et d'une fraction relativement plus stable constituée de matières organiques associées aux fractions minérales fines (norme NF X31-516 modifiée, tout en sachant que des travaux anciens comme récents ont montré que la fraction de MO associée aux minéraux était sensible aux changements d'usage et de pratiques, Balesdent *et al.* (1998) ou Chassé *et al.* (2021)). Cette méthode a été appliquée sur une partie (1200) des échantillons composites des sols de surface de la campagne 1 du RMQS. Une deuxième méthode est basée sur un fractionnement thermique du COS, sur l'analyse thermique Rock-Eval®. Cette dernière, déjà appliquée avec succès aux sols du réseau national de suivi des écosystèmes forestiers RENECOFOR (ONF ; Soucémariadin *et al.*, 2018) est en cours de mise en œuvre sur l'intégralité des échantillons composites des sols de surface de la campagne 1 (projet ADEME Rock-Eval-RMQS), et également de la campagne 2 du RMQS (environ 200 analyses par an). Combinée au modèle d'apprentissage PARTYsoc (Cécillon *et al.*, 2018, 2021), la méthode basée sur l'analyse thermique Rock-Eval® réussit à éviter l'écueil commun à toutes les techniques de fractionnement du COS qui isolent des fractions composites en termes de temps de résidence du carbone dans le sol (c'est-à-dire un mélange de COS actif et stable ; figure 7 ; Balesdent, 1996 ; Lavallee *et al.*, 2020 ; von Lützow *et al.*, 2007 ; Sanderman et Grandy, 2020 ; Smith *et al.*, 2002). Cette stratégie permet en effet d'envisager à court terme le partitionnement clair et robuste des fractions actives et stables du COS des couches de sols de surface du RMQS, afin notamment de l'utiliser (1) pour paramétrer les modèles de la dynamique du COS et améliorer la précision de leurs simulations, ou (2) pour mieux quantifier les fonctions du sol spécifiquement liées aux fractions actives ou stables du COS.

## 5.3 Le carbone organique dans les horizons profonds

Les horizons profonds des sols (> 30 cm) sont aujourd'hui l'objet d'attentions multiples du fait de leur potentiel en matière de séquestration de COS, et ce, pour deux raisons principales (Dal Ferro *et al.*, 2020) : 1. ces horizons sont en général plus pauvres en COS que les horizons de surface, et par conséquent moins sujets à des phénomènes de saturation (Chen *et al.*, 2018 ; Cotrufo *et al.*, 2019), 2. les temps de résidence du COS dans les horizons profonds sont bien supérieurs à ceux du COS dans les horizons superficiels (de l'ordre de quatre fois supérieurs, Balesdent *et al.*, 2017, 2018), probablement en lien avec

**Figure 7 :** Nouvelles méthodes d'analyses concernant la stabilité biogéochimique de la matière organique des sols réalisées sur la première et la deuxième campagne de prélèvements du RMQS : partitionnement des fractions du COS particulaire et associée aux minéraux par fractionnement granulométrique, et partitionnement des fractions du COS actif et stable à l'échelle du siècle par analyse thermique Rock-Eval® combinée au modèle d'apprentissage PARTYsoc (Figure modifiée à partir de Cécillon *et al.*, 2021).

**Figure 7:** New analytical methods concerning the biogeochemical stability of soil organic matter, carried out on the first and second sampling campaigns of the RMQS: partitioning of the fractions of particulate SOC and SOC associated with minerals, by particle size fractionation, and partitioning of the fractions of Active and stable century-scale COS by Rock-Eval® thermal analysis. Results are combined with the PARTYsoc learning model (Figure modified from Cécillon *et al.*, 2021).



un effet des conditions physico-chimiques sur la décomposition de la matière organique. Malgré ce potentiel, les stocks de COS en profondeur sont mal quantifiés, notamment pour les couches inférieures à 50 cm (Vos *et al.*, 2018, Mulder *et al.*, 2016). Si les données de la première campagne du RMQS offrent la possibilité de calculer les stocks de COS jusqu'à 50 cm sur composites, celles de la deuxième campagne incluront, sur l'épaisseur 50-100 cm, des prélèvements composites et des mesures de densité apparente. Ces données permettront de mieux quantifier et cartographier les stocks de COS en profondeur. Elles devraient également, sur chaque site RMQS, permettre de mieux caractériser les distributions verticales de COS et de densité apparente, et ouvrant également la voie à des comparaisons de variation de COS à masse de sol équivalente et non plus à profondeur équivalente comme cela est le cas actuellement (ce type de calcul est préférable en matière de caractérisation des variations des stocks de COS, Schrumpp *et al.*, 2011 ; von Haden *et al.*, 2020).

#### 5.4 Données de la deuxième campagne et calcul des variations de stock de carbone organique du sol

##### Mise en place de la deuxième campagne du RMQS, puissance du dispositif

En 2012, Bourgeois *et al.* (2012) définissent le protocole d'échantillonnage qui sera appliqué pour la deuxième campagne

du RMQS. Ce travail se base sur les variations attendues en matière de teneurs et de stocks de COS, en faisant l'hypothèse de variations constantes (-0,15 %, +0,46 % et +0,16 % pour les teneurs en carbone sous cultures, prairies et forêts, respectivement) et simulées par RothC pour les stocks de carbone, sous trois scénarios SRES (A1B, B1 et A2). Les conclusions de cette étude sont les suivantes. Dans le cas d'une évolution régulière de l'ordre de celles indiquées ci-dessus, les évolutions pourront être détectées avec le dispositif qui a été finalement choisi (une période moyenne de 12 années entre, pour un même site, deux prélèvements successifs). Par contre, la possibilité d'estimer une tendance, en cas de forte variation interannuelle ou pluri-annuelle, et des inversions de tendance localisées dans le temps, semble moins évidente. La capacité du réseau à estimer les taux d'évolution ou dans un premier temps à identifier l'existence d'une évolution (positive ou négative), dépendra essentiellement de la distribution spatio-temporelle de ces évolutions.

##### Questions relatives au calcul des variations de stock

Des travaux sont actuellement en cours pour déterminer les méthodes de calcul permettant d'estimer au mieux, pour un site donné, les variations de stock d'une campagne à l'autre et certaines questions méthodologiques doivent être traitées. Par exemple, pour un certain nombre de sites, les profondeurs des échantillons composites ont changé, soit de façon anecdotique pour corriger des profondeurs de prélèvement anormales en première campagne (c'est-à-dire non conformes strictement au



protocole d'échantillonnage), soit pour prendre en compte les changements d'occupation du sol entre les deux campagnes, soit encore en lien avec les conditions de prélèvement de sol et de la variabilité spatiale de l'épaisseur de sol. Pour rappel, les prélèvements du premier composite sont réalisés jusqu'à 30 cm sauf dans le cas de l'existence d'un horizon travaillé (profondeur de prélèvement liée dans ce cas à l'épaisseur de la couche travaillée) et dans le cas de sols d'épaisseur moindre que 30 cm. Dans ce cas, le composite de surface est situé dans cet horizon travaillé, le composite de sub-surface sous cet horizon, et jusqu'à 50 cm. Les différences en termes de mode opératoire et de mesure au laboratoire entre la première et la deuxième campagne existent, mais semblent minimales comparées à ce qui a été observé pour d'autres réseaux de suivi (voir par exemple Jonard *et al.*, 2017 pour le réseau Renecofor). Toutefois, il conviendra de rechercher des biais potentiels qui pourraient entraîner des artefacts en termes de variations de stocks de COS à l'échelle du réseau, et de déterminer la meilleure façon d'utiliser les mesures de densité apparente (et de masse de terre fine par volume de sol) réalisées aux cours des deux campagnes. Une autre façon indirecte de détecter des biais, toutefois très lourde et probablement prohibitive à mettre en œuvre, pourrait consister en une mesure des masses totales de sol prélevées sur chaque composite et en une mesure de leur masse en éléments grossiers.

### Valorisation des données de variations du carbone organique du sol

Le RMQS présente la caractéristique rare (Smith *et al.*, 2020) de disposer de données de gestion sur un ensemble d'environ 1600 sites, principalement les sites cultivés. Ces données de gestion sont de nature et de qualité variables en fonction des types d'occupation des sols, mais leur exploitation est possible et utile (Martin *et al.*, 2019a; Sandén *et al.*, 2019). Le RMQS constitue, en matière de COS et d'atténuation du changement climatique, le cœur d'un dispositif permettant à la fois de traiter des questions de recherche et de répondre à sa vocation opérationnelle, notamment en matière d'inventaires nationaux d'émissions de gaz à effet de serre et d'aménagement en lien avec le changement climatique (Figure 8).

Les données produites par la deuxième campagne permettront de quantifier les variations de stock de COS, en France métropolitaine, par grands types d'occupation des sols. Elles ne suffiront cependant vraisemblablement pas, tout au moins de façon directe, à expliquer les tendances observées (ce qui est pourtant nécessaire en matière d'inventaires carbone, cf. la décision UE n° 529/2013 du 21/05/13 portant sur la gestion des terres cultivées en grande culture).

Dès lors, il sera nécessaire de mobiliser des modèles, statistiques ou basés processus, afin de relier les variations de COS observées aux variations des facteurs contrôlant la dynamique des stocks de COS (Figure 8). L'utilisation, dans ce but, de mo-

dèles statistiques, reste à mettre en place, en parallèle au développement des approches basées sur l'application de modèles de la dynamique du carbone dans les sols qui semblent particulièrement prometteurs du fait des développements déjà réalisés. Outre le fait que ces modèles permettent de dissocier l'effet des différents facteurs, sur les périodes passées, en comparant par exemple différents scénarios (Conant *et al.*, 2011), ils servent également à réaliser des projections afin de tester la mise en place de mesures visant à atténuer le changement climatique (Pellerin *et al.*, 2019). Ces approches sont toutefois coûteuses en termes de moyens humains, à la fois sur les aspects de traitement et de mise en forme des données de gestion, au cours du temps, pour la mise en œuvre des modèles. Force est de constater que les moyens nécessaires pour mobiliser au mieux les données RMQS, dans la perspective d'un inventaire annualisé des variations de stock de COS des sols français, précis, robuste et correspondant aux plus hauts standards internationaux, manquent actuellement.

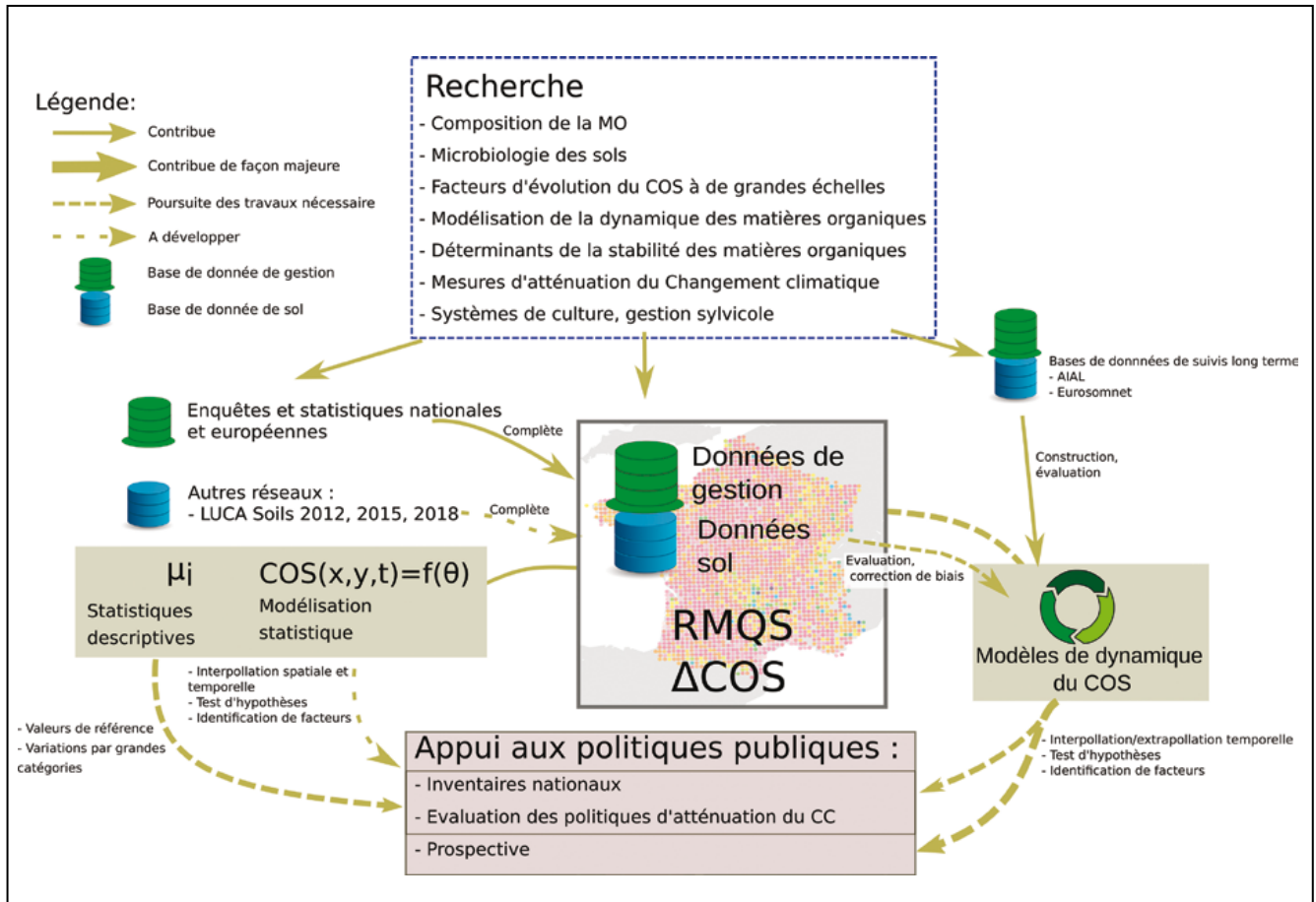
### 5.5 De nombreuses autres perspectives

Du fait de la qualité du dispositif RMQS, depuis les campagnes de prélèvements jusqu'à l'archivage des échantillons et la réalisation d'analyses sur les échantillons, en passant par les systèmes de gestion des données, le RMQS fédère une grande variété de programmes de recherche, ou de programmes applicatifs, et notamment un certain nombre de projets visant à qualifier et à quantifier la biodiversité des sols à partir des sites du RMQS. Ainsi, les projets RMQS-BioDiv en première campagne (Cluzeau *et al.*, 2009) et RMQS-Biodiversité, concernant un test de mesure de la biodiversité, visent ou ont visé à quantifier différents volets de la biodiversité. De même, depuis le milieu de la première campagne, les communautés microbiennes des sols ont été particulièrement étudiées, permettant par exemple une quantification des quantités d'ADN microbien dans les sols français (Horrigue *et al.*, 2016) et la présence de différentes espèces d'archées et de bactéries, et une caractérisation des niveaux de biodiversité et les grands types d'habitats de ces différents groupes (Karimi *et al.*, 2018; Karimi *et al.*, 2020). Ces données concernant la biologie des sols pourraient à terme être mises à profit pour améliorer la modélisation statistique ou mécaniste de la dynamique du COS dans les sols. Fujita *et al.* (2014) ont par exemple montré que l'incorporation de la biomasse microbienne améliore la prédiction de la minéralisation du carbone. Disposer de données microbiennes spatiales et de bonne qualité permettrait sans doute d'augmenter la précision des modèles tout en conservant des niveaux d'incertitude raisonnables (Shi *et al.*, 2018).

Un autre exemple de programme auxiliaire susceptible d'améliorer notre compréhension et notre représentation des variations de COS, notamment par un meilleur paramétrage des modèles, est le programme RMQS-RU (Cousin *et al.*,

**Figure 8 :** Insertion du RMQS au sein d'un dispositif de recherche et d'appui aux politiques publiques.

**Figure 8:** The role of the RMQS within a research and public policy support mechanism.



2019), qui est réalisé dans le cadre de la deuxième campagne du RMQS. Celui-ci consiste à prélever des échantillons de sol permettant de mesurer les teneurs en eau des sols à différents potentiels sur une majeure partie des types d'horizons pédologiques observés en métropole et d'en déduire une estimation du réservoir utile des sols par grand type de sol, et in fine constituer un référentiel des propriétés hydriques des sols. Ce projet a aussi pour vocation d'améliorer l'estimation de la charge en éléments grossiers des sols à partir d'une sélection de sites répartis sur l'ensemble de la France, durant la deuxième campagne. Cela aboutirait incidemment à améliorer le calcul des stocks de carbone du fait de l'amélioration de l'estimation de la phase caillouteuse et de la masse de terre fine (Goidts *et al.*, 2009). Bien que ce programme ne concerne qu'un peu plus de 5 % des sites du réseau, il est susceptible de faire progresser la connaissance concernant les propriétés physiques qui conditionnent le comportement hydrique des sols français et de permettre, sur environ 120 sites, une modélisation plus fine de ce comportement, et par voie de consé-

quence, des variations de stock de COS. Meersmans *et al.* (2008), par exemple, ont bien montré l'effet du régime hydrique des sols sur les niveaux de COS.

Enfin, l'exploitation des données RMQS de variations de COS doit également être pensée en relation avec les actions des autres pays européens, dont les dispositifs en matière de suivi carbone sont très variables (Arrouays *et al.*, 2008), mais dont les estimations ont cependant vocation à être harmonisées (Smith *et al.*, 2020). Des réseaux pan-européens existent également, et, sous réserve de pouvoir construire des fonctions de passages entre ces derniers et les réseaux nationaux (Louis *et al.*, 2014), ceux-ci pourront être exploités pour pallier certaines lacunes des réseaux nationaux et pour unifier les résultats produits par ces derniers.

## 6. CONCLUSION

En matière de suivi du carbone organique des sols, le RMQS est unique ! Il bénéficie de la forte implication de l'ensemble des partenaires, depuis l'acquisition des données jusqu'à leur gestion. Les différentes composantes des stocks de COS sont mesurées (densités apparentes, teneurs en éléments grossiers, COS en surface, en profondeur, qualité du COS) ainsi que d'autres composantes du système qui contribuent aux variations du COS (biologie, propriétés physico-chimiques, gestion des sols). Les données de la première campagne (2000-2009) ont permis une caractérisation des stocks de COS en place dans les sols français. Les données de la deuxième campagne (2016-2027) ont un potentiel considérable, tant en matière de production de connaissances, que de mise en place d'un dispositif annualisé de suivi et d'inventaire des émissions de GES liées aux variations du COS dans les sols français. Les perspectives de travaux pour réaliser ce potentiel sont, elles-aussi, considérables, tant au niveau du traitement des données sol et de gestion des sols, que de couplage opérationnel entre données, modèles statistiques et de dynamique du carbone dans les agro-écosystèmes. Ce potentiel ne pourra pleinement être réalisé que si les moyens humains alloués au traitement de la donnée augmentent, de manière à permettre au RMQS de répondre aux ambitions nationales en matière de suivi et de réduction des émissions de GES.

## REMERCIEMENTS

Les auteurs adressent leurs remerciements aux équipes du RMQS et du Conservatoire Européen des Sols pour leur travail pendant toutes ces années sur le réseau, ainsi qu'à Déborah Chavrit pour son aide lors de la préparation de cet article et Sacha Desbordes pour la préparation des figures. Nous remercions également les partenaires du Gis Sol pour leur confiance et leur soutien financier, ainsi que tous les partenaires ayant contribué à la mise en place du RMQS, et les nombreuses équipes ayant collaboré à faire progresser nos connaissances en utilisant les données et/ou les échantillons du réseau. Manuel Martin, Vera Leatitia Mulder et Dominique Arrouays sont respectivement collaborateur, membre et coordinateur du Consortium de Recherches GLADSOILMAP, financé par le "STUDIUM Institutes for advanced research studies".

## BIBLIOGRAPHIE

- Abiven S., Menasseri S., Chenu C. 2009. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability – A literature analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.09.015>
- ADEME 2017. <https://www.ademe.fr/actualisation-scenario-energie-climat-ademe-2035-2050>
- ADEME, 2018. <https://www.territoires-climat.ademe.fr/actualite/loutil-aldo-pour-une-premiere-estimation-de-la-sequestration-carbone-dans-les-sols-et-la-biomasse>
- ADEME 2020. <https://www.ademe.fr/expertises/produire-autrement/production-agricole/passer-a-laction/dossier/evaluation-environnementale-agriculture/loutil-climagri>
- ADEME (Laurent Chateau), ARCADIS (Maximilien Piquant, Adrien Bestieu) & EFFICACITY (Lionet Cauchard, Jeanne Serra), 2020. Evaluer les bénéfices socio-économiques de la reconversion de friches pour lutter contre l'artificialisation - Outil BENEFRICHES. Rapport. 36 pages. <https://www.ademe.fr/evaluer-benefices-socio-economiques-reconversion-friches-lutter-contre-lartificialisation-outil-benefriches>
- Aldana Jague E. 2011. Estimation des sources de variabilité du stock de carbone dans les sols du RMQS. Rapport de stage, Université François Rabelais (Tours).
- Arrouays D., Balesdent J., Germon J.C., Jayet P.A., Soussana J.F., Stengel P. (eds) 2002. Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Expertise scientifique collective. Synthèse du rapport. INRA (France), 32 pp.
- Arrouays D., Feller C., Jolivet C., Saby N., Andreux F., Bernoux M. 2003. Estimation de stocks de carbone organique des sols à différentes échelles d'espace et de temps. *Etude et Gestion des Sols*, 10, 347–355.
- Arrouays D., Richer-de-Forges A.C., Morvan X., Saby N., Jones A.R., Le Bas C. 2008. Environmental Assessment of Soil for Monitoring. Volume IIb: Survey of National Networks. European Communities. <https://hal.inrae.fr/hal-02821148>
- Arrouays D., Thorette J., Daroussin J., King D. 2001. Analyse de représentativité de différentes configurations d'un réseau de sites de surveillance des sols. *Etude et Gestion des Sols*, 8(1), 7-17.
- Arrouays D., Thorette J., Feix I., Lesaffre B., Stengel P. 2021. La naissance du Réseau de Mesures de la Qualité des Sols de France. *Etude et Gestion des Sols*, 28, 49-56.
- Balesdent J. 1996. The significance of organic separates to carbon dynamics and its modelling in some cultivated soils. *European Journal of Soil Science*, 47, 485–493. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01848.x>
- Balesdent J., Besnard E., Arrouays D., Chenu C. 1998. The dynamics of carbon in particle-size fractions of soil in a forest-cultivation sequence. *Plant and Soil* 201, 49-57.
- Balesdent J., Basile-Doelsch I., Chadoeuf J., Cornu S., Fekiacova Z., Fontaine S., Guenet B., Hatte C. 2017. Turnover of deep organic carbon in cultivated soils: an estimate from a review of isotope data. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 21, 181–190.
- Balesdent J., Guillet B. 1982. Les datations par le <sup>14</sup>C des matières organiques des sols. Contribution à l'étude de l'humification et du renouvellement des substances humiques, *Science du sol*, 2, 93–112.
- Balesdent J., Mariotti A., Guillet B. 1987. Natural <sup>13</sup>C abundance as a tracer for studies of soil organic matter dynamics. *Soil Biology and Biochemistry*, 19, 25–30. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90120-9](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90120-9)
- Balesdent J., Basile-Doelsch I., Chadoeuf J., Cornu S., Derrien D., Fekiacova Z., Hatté C. 2018. Atmosphere–soil carbon transfer as a function of soil depth. *Nature* 559, 599. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0328-3>
- Barracough D., Smith P., Worrall F., Black H.I.J., Bhogal A. 2015. Is there an impact of climate change on soil carbon contents in England and Wales? *European Journal of Soil Science*, 66, 451–462. <https://doi.org/10.1111/ejss.12253>

- Bauer J., Herbst M., Huisman J.A., Weihermuller L., Vereecken H. 2008. Sensitivity of simulated soil heterotrophic respiration to temperature and moisture reduction functions. *Geoderma*, 145, 17–27. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.01.026>
- 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*, 437, 245–248. <https://doi.org/10.1038/nature04038>
- Bolinder M.A., Janzen H.H., Gregorich E.G., Angers D.A., VandenBygaart A.J. 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118, 29–42. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.013>
- Bourgeois A., Allard D., Saby N., Martin M., Arrouays D. 2012. Optimisation d'un échantillonnage annualisé d'un réseau national de surveillance de la qualité des sols : Application aux teneurs en carbone du RMQS. 11. Journées d'Etude des Sols (JES), Versailles, France.
- Bouvais A. 2018. Amélioration des enquêtes du réseau de mesures de la qualité des sols (RMQS) concernant les pratiques de gestion des sites Mémoire master II - Sciences du Vivant - Bordeaux Sciences Agro. 2018. (hal-02788441)
- Bouvais A., Boulonne L., Lee A., Munier-Jolain N., Chéry P., Langlois V., Jolivet C. 2022. Collecte des données de pratiques agricoles des sites du Réseau de mesures de la qualité des sols - Méthodologie pour l'évaluation des formulaires d'enquête, amélioration de la stratégie de collecte et nouvelle piste pour l'archivage des données. *Etude et Gestion des Sols* 29, 31–50.
- Brus D.J. 2014. Statistical sampling approaches for soil monitoring: Sampling for soil monitoring. *European Journal of Soil Science*, 65, 779–791. <https://doi.org/10.1111/ejss.12176>
- Brus D.J., Kempen B., Heuvelink G.B.M. 2011. Sampling for validation of digital soil maps. *European Journal of Soil Science*, 62, 394–407. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01364.x>
- Brus D.J., Saby N.P.A. 2016. Approximating the variance of estimated means for systematic random sampling, illustrated with data of the French Soil Monitoring Network. *Geoderma*, 279, 77–86. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.05.016>
- Caubet M., Román Dobarco M., Arrouays D., Minasny B., Saby N.P.A., 2019. Merging country, continental and global predictions of soil texture: Lessons from ensemble modelling in France. *Geoderma*, 337, 99–110. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.007>
- Cécillon L. 2021. A dual response. *Nature Geoscience*, 14, 262–263. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00749-6>
- Cécillon L., Baudin F., Chenu C., Christensen B.T., Franko U., Houot S., Kanari E., Kätterer T., Merbach I., van Oort F., Poeplau C., Quezada J.C., Savignac F., Soucémariadin L.N., Barré P. 2021. Partitioning soil organic carbon into its centennially stable and active fractions with machine-learning models based on Rock-Eval® thermal analysis (PARTYsocv2.0 and PARTYsocv2.0eu). *Geoscientific Model Development*, 14, 3879–3898. <https://doi.org/10.5194/gmd-14-3879-2021>
- Cécillon L., Baudin F., Chenu C., Houot S., Jolivet R., Kätterer T., Lutfalla S., Macdonald A., van Oort F., Plante A.F., Savignac F., Soucémariadin L.N., Barré P. 2018. A model based on Rock-Eval thermal analysis to quantify the size of the centennially persistent organic carbon pool in temperate soils. *Biogeosciences*, 15, 2835–2849. <https://doi.org/10.5194/bg-15-2835-2018>
- Cerema 2020. <https://www.cerema.fr/fr/actualites/evaluer-impact-projets-amenagement-consommations-GES>.
- Chassé M., Lutfalla S., Cécillon L., Baudin F., Abiven S., Chenu C., Barré P. 2021. Long-term bare-fallow soil fractions reveal thermo-chemical properties controlling soil organic carbon dynamics. *Biogeosciences*, 18, 1703–1718. <https://doi.org/10.5194/bg-18-1703-2021>
- Chen S., Martin M.P., Saby N.P.A., Walter C., Angers D.A., Arrouays D. 2018. Fine resolution map of top- and subsoil carbon sequestration potential in France. *Science of The Total Environment*, 630, 389–400. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.209>
- Chen S., Arrouays D., Angers D.A., Chenu C., Barré P., Martin M.P., Saby N.P.A., Walter C. 2019. National estimation of soil organic carbon storage potential for arable soils: A data-driven approach coupled with carbon-landscape zones. *Science of The Total Environment*, 666, 355–367. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.249>
- Chen S., Mulder V.L., Heuvelink G.B.M., Poggio L., Caubet M., Román Dobarco M., Walter C., Arrouays D. 2020. Model averaging for mapping topsoil organic carbon in France. *Geoderma*, 366, 114237. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114237>
- Ciais P., Gervois S., Vuichard N., Piao S.L., Viovy N. 2011. Effects of land use change and management on the European cropland carbon balance. *Global Change Biology*, 17, 320–338. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02341.x>
- CITEPA 2020. Rapport OMINEA – 17ème édition, <https://www.citepa.org/fr/ominea/>
- Clivot H., Mouny J.-C., Duparque A., Dinh J.-L., Denoroy P., Houot S., Vertès F., Trochard R., Bouthier A., Sagot S., Mary B. 2019. Modeling soil organic carbon evolution in long-term arable experiments with AMG model. *Environmental Modelling & Software*, 118, 99–113. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.04.004>
- Cluzeau D., Pérès G., Guernion M., Chaussod R., Cortet J., Fargette M., Martin-Laurent F., Mateille T., Pernin C., Ponge J.-F., Ruiz-Camacho N., Villenave C., Rougé L., Mercier V., Bellido A., Cannavacciuolo M., Piron D., Arrouays D., Boulonne L., Jolivet C., Lavelle P., Velasquez E., Plantard O., Walter C., Foucaud-Lemerrier B., Tico S., Giteau J.-L., Bispo A. 2009. Intégration de la biodiversité des sols dans les réseaux de surveillance de la qualité des sols : exemple du programme pilote à l'échelle régionale, le RMQS BioDiv. *Etude et Gestion des Sols*, 16(3-4), 187-201.
- Colliander A., Cosh M.H., Kelly V.R., Kraatz S., Bourgeau-Chavez L., Siqueira P., Roy A., Konings A.G., Holtzman N., Misra S., Entekhabi D., O'Neill P., Yueh S.H. 2020. SMAP Detects Soil Moisture Under Temperate Forest Canopies. *Geophysical Research Letters*, 47, e2020GL089697. <https://doi.org/10.1029/2020GL089697>
- Commissariat général au développement durable 2019. EFESE – La séquestration du carbone par les écosystèmes français. La Documentation Française (ed.). Collection Théma Analyse, e-publication. <https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Th%C3%A9ma%20-%20La%20sequestration%20de%20carbone%20par%20les%20ecosysteme.pdf>
- Conant R.T., Ogle S.M., Paul E.A., Paustian K. 2011. Measuring and monitoring soil organic carbon stocks in agricultural lands for climate mitigation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, 169–173. <https://doi.org/10.1890/090153>
- Cotrufo M.F., Ranalli M.G., Haddix M.L., Six J., Lugato E. 2019. Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. *Nature Geoscience*, 12, 989–994. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0484-6>
- Cousin I., Jolivet C., Ayzac A., Boulonne L., Courtemanche P., Gaillard H., Girault C., Le Lay C., Laloua D., Mignan A., Ratié C., Román Dobarco M., Saby N., Swidersky C. 2019. RMQS2 Propriétés physiques des sols pour la gestion de l'eau, rapport final AFB.
- Dal Ferro N., Piccoli I., Berti A., Polese R., Morari F. 2020. Organic carbon storage potential in deep agricultural soil layers: Evidence from long-term experiments in northeast Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 300, 106967. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106967>
- De Groot J., Brus, D.J., Bierkens, M.F., Knotters, M., 2006. Sampling for natural resource monitoring. Springer Science & Business Media.
- Falloon P.D., Smith P. 2000. Modelling refractory soil organic matter. *Biology and Fertility of Soils*, 30, 388–398. <https://doi.org/10.1007/s003740050019>
- Foeroid B., Bellamy P.H., Holden A., Kirk G.J.D. 2012. On the initialization of soil carbon models and its effects on model predictions for England and Wales.

- European Journal of Soil Science, 63, 32–41. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01407.x>
- Fujisaki K., Chapuis-Lardy L., Albrecht A., Razafimbelo T., Chotte J.-L., Chevallier T. 2018. Data synthesis of carbon distribution in particle size fractions of tropical soils: Implications for soil carbon storage potential in croplands. *Geoderma*, 313, 41–51. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.10.010>
- Fujita Y., Witte J.-P.M., van Bodegom P.M. 2014. Incorporating microbial ecology concepts into global soil mineralization models to improve predictions of carbon and nitrogen fluxes. *Global Biogeochemical Cycles*, 28, 223–238. <https://doi.org/10.1002/2013GB004595>
- Goidts E., Wesemael B.V., 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. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01157.x>
- Gottschalk P., Smith J.U., Wattenbach M., Bellarby J., Stehfest E., Arnell N., Osborn T.J., Jones C., Smith P. 2012. How will organic carbon stocks in mineral soils evolve under future climate? Global projections using RothC for a range of climate change scenarios. *Biogeosciences*, 9, 3151–3171. <https://doi.org/10.5194/bg-9-3151-2012>
- Gourrat, M., 2012. Valorisation des enquêtes agronomiques du réseau de Mesure de la Qualité des Sols, INRA-ADEME.
- von Haden A.C., Yang W.H., DeLucia E.H. 2020. Soils' dirty little secret: Depth-based comparisons can be inadequate for quantifying changes in soil organic carbon and other mineral soil properties. *Global Change Biology*, 26, 3759–3770. <https://doi.org/10.1111/gcb.15124>
- Hashimoto S., Wattenbach M., Smith P. 2011. Litter carbon inputs to the mineral soil of Japanese Brown forest soils: comparing estimates from the RothC model with estimates from MODIS. *Journal of Forest Research*, 16, 16–25. <https://doi.org/10.1007/s10310-010-0209-6>
- Hassink J. 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil*, 191, 77–87. <https://doi.org/10.1023/A:1004213929699>
- He Y., Trumbore S.E., Torn M.S., Harden J.W., Vaughn L.J.S., Allison S.D., Randerson J.T. 2016. Radiocarbon constraints imply reduced carbon uptake by soils during the 21st century. *Science*, 353, 1419–1424. <https://doi.org/10.1126/science.aad4273>
- Hénin S., Turc L. 1949. Essai de fractionnement des matières organiques du sol. *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France*, 35, 41–43.
- Horrigue W., Dequiedt S., Prevost-Boure N.C., Jolivet C., Saby N.P.A., Arrouays D., Bispo A., Maron P.-A., Ranjard L. 2016. Predictive model of soil molecular microbial biomass. *Ecological Indicators*, 64, 203–211. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.004>
- INRA 2018. "Base de Données Géographique des Sols de France à 1/1 000 000 version 3.2.8.0, 10/09/1998", <https://doi.org/10.15454/BPN57S>, Portail Data INRAE, V1, UNF:6:CZ5MUg5ncyO8Bu+SHAWk9w== [fileUNF]
- IPCC 2006. Guidelines for national greenhouse gas inventories. In: (ed. inventories, G. for national greenhouse gas). national green-house gas inventories programme, Eggleston.
- IPCC 2019. Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.
- Janzen H.H. 2006. The soil carbon dilemma: Shall we hoard it or use it? *Soil Biology and Biochemistry*, 38, 419–424. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.10.008>
- Jenkinson D.S. 1990. The turnover of organic carbon and nitrogen in soil. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 329, 361–368. <https://doi.org/10.1098/rstb.1990.0177>
- Jenkinson D.S., Adams D.E., Wild A. 1991. Model estimates of CO<sub>2</sub> emissions from soil in response to global warming. *Nature*, 351, 304–306. <https://doi.org/10.1038/351304a0>
- Jolivet C., Augusto L., Trichet P., Arrouays D. 2007. Forest soils in the Gascony Landes Region: formation, history, properties and spatial variability [WWW Document]. URL <https://doi.org/10.4267/2042/8480>
- Jolivet C., Almeida-Falcon J.-L., Berché P., Boulonne L., Fontaine M., Gouny L., Lehmann S., Maître B., Ratié C., Schellenberger E., Soler-Dominguez N. 2018. Manuel du Réseau de mesures de la qualité des sols. RMQS2 : deuxième campagne métropolitaine, 2016 – 2027, Version 3, INRA, US 1106 InfoSol, Orléans, France, 135 p.
- Jolivet C., Arrouays D., Bourhis F., Bourennane H., Andreux F., Leveque J., Richer-de-Forges A.C., Chaussod R., Loustau D., Trichet P., Bert D., Angers D., Chantigny M., Chadoeuf J., Ciesielski H. 2002. Clear-cutting effects on soil organic matter content and quality in a temperate maritime pine forest: a spatial and temporal assessment. In: 17th World Congress of Soil Science, Bangkok, Thailand, 14–20 August 2002.
- Jolivet C., Boulonne L., Ratié C. 2006. Manuel du Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS). 190 p.
- Jonard M., Nicolas M., Coomes D.A., Caignet I., Saenger A., Ponette Q., 2017. Forest soils in France are sequestering substantial amounts of carbon. *Science of the Total Environment*, 574, 616–628. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.028>
- 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. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2005.00728.x>
- Karimi B., Chemidlin Prevost-Boure N., Dequiedt S., Terrat S., Ranjard L. 2018. Atlas français des bactéries du sol. Biotope, Mèze, Museum d'Histoire Naturelle, Paris, 192 p.
- Karimi B., Villerd J., Dequiedt S., Terrat S., Chemidlin-Prevost Bouré N., Djemiel C., Lelievre M., Tripied J., Nowak V., Saby N.P.A., Bispo A., Jolivet C., Arrouays D., Wincker P., Cruaud C., Ranjard L. 2020. Biogeography of soil microbial habitats across France. *Global Ecology and Biogeography*, 29, 1399–1411. <https://doi.org/10.1111/geb.13118>
- Koch P., Salou T. 2016. AGRIBALYSE®: Rapport Méthodologique –Version 1.3. November 2016. Ed ADEME. Angers. France. 332p, [https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/agribalyse\\_v1\\_3\\_methodology.pdf](https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/agribalyse_v1_3_methodology.pdf)
- Lavallee J.M., Soong J.L., Cotrufo M.F. 2020. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology*, 26, 261–273. <https://doi.org/10.1111/gcb.14859>
- Liu S., Shen H., Zhao X., Zhou L., Li H., Xu L., Xing A., Fang J. 2019. Estimation of plot-level soil carbon stocks in China's forests using intensive soil sampling. *Geoderma*, 348, 107–114. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.04.029>
- Lo Seen D., Ramesh B.R., Nair K.M., Martin M., Arrouays D., Bourgeon G. 2010. Soil carbon stocks, deforestation and land-cover changes in the Western Ghats biodiversity hotspot (India). *Global Change Biology*, 16, 1777–1792. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02127.x>
- Louis B., Saby N., Orton T., Lacarce E., Boulonne L., Jolivet C., Ratié C., Arrouays D. 2014. Statistical sampling design impact on predictive quality of harmonization functions between soil monitoring networks. *Geoderma*, 213, 133–143. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.07.018>
- Lugato E., Berti A. 2008. Potential carbon sequestration in a cultivated soil under different climate change scenarios: A modelling approach for evaluating promising management practices in north-east Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 128, 97–103. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.05.005>
- Luo Y., Ahlström A., Allison S.D., Batjes N.H., Brovkin V., Carvalhais N., Chappell A., Ciais P., Davidson E.A., Finzi A., Georgiou K., Guenet B., Hararuk O., Harden J.W., He Y., Hopkins F., Jiang L., Koven C., Jackson R.B., Jones C.D., Lara M.J., Liang J., McGuire A.D., Parton W., Peng C., Randerson J.T., Salazar A., Sierra C.A., Smith M.J., Tian H., Todd-Brown K.E.O., Torn M., van Groenigen K.J., Wang Y.P., West T.O., Wei Y., Wieder W.R., Xia J., Xu X., Xu X., Zhou T. 2016. Toward more realistic projections of soil

- carbon dynamics by Earth system models. *Global Biogeochemical Cycles*, 30, 40–56. <https://doi.org/10.1002/2015GB005239>
- Manrique L., Jones C. 1991. Bulk-Density of Soils in Relation to Soil Physical and Chemical-Properties. *Soil Science Society of America Journal*, 55, 476–481. <https://doi.org/10.2136/sssaj1991.03615995005500020030x>
- Martin M., Dimassi B., Millet F., Picaud C., Bounoua E.-M., Bardy M., Bispo A., Boulonne L., Bouthier A., Duparque A., Eglin T., Guenet B., Huard F., Mary B., Mathias E., Mignolet C., Robert C., Saby N., Sagot S., Schott C., Toutain B., Trochard R. 2019a. Méthodes de comptabilisation du stockage de carbone organique des sols sous l'effet des pratiques culturales (CSopra). [https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/rapportfinal\\_csopra.pdf](https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/rapportfinal_csopra.pdf)
- Martin M.P., Orton T.G., Lacarce E., Meersmans J., Saby N.P.A., Paroissien J.B., Jolivet C., Boulonne L., Arrouays D. 2014. Evaluation of modelling approaches for predicting the spatial distribution of soil organic carbon stocks at the national scale. *Geoderma*, 223, 97–107. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.01.005>
- Martin M., Saby N., Toutain B., Chenu J.-P., Ratié C., Boulonne L. 2019b. Statistiques sur les stocks de carbone (0-30 cm) des sols du réseau RMQS, Portail Data INRAE, V2. <https://doi.org/10.15454/RURZXN>
- Martin M.P., Wattenbach M., Smith P., Meersmans J., Jolivet C., Boulonne L., Arrouays D. 2011. Spatial distribution of soil organic carbon stocks in France. *Biogeosciences*, 8, 1053–1065. <https://doi.org/10.5194/bg-8-1053-2011>
- Meersmans J., De Ridder F., Canters F., De Baets S., Van Molle M. 2008. A multiple regression approach to assess the spatial distribution of Soil Organic Carbon (SOC) at the regional scale (Flanders, Belgium). *Geoderma*, 143, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.08.025>
- Meersmans J., Martin M.P., De Ridder F., Lacarce E., Wetterlind J., De Baets S., Le Bas C., Louis B.P., Orton T.G., Bispo A., Arrouays D. 2012a. A novel soil organic C model using climate, soil type and management data at the national scale in France. *Agronomy for Sustainable Development*, 32, 873–888. <https://doi.org/10.1007/s13593-012-0085-x>
- Meersmans J., Martin M.P., Lacarce E., De Baets S., Jolivet C., Boulonne L., Lehmann S., Saby N.P.A., Bispo A., Arrouays D. 2012b. A high resolution map of French soil organic carbon. *Agronomy for Sustainable Development*, 32, 841–851. <https://doi.org/10.1007/s13593-012-0086-9>
- Meersmans J., Martin M., Lacarce E., Orton T., De Baets S., Gourrat M., Saby N., Wetterlind J., Bispo A., Quine T.A., Arrouays D. 2013. Estimation of Soil Carbon Input in France: An Inverse Modelling Approach. *Pedosphere*, 23, 422–436. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(13\)60035-1](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(13)60035-1)
- Ministère de la transition écologique 2020. <https://www.ecologie.gouv.fr/strategie-nationale-bas-carbone-snbc>
- Monnier G., Turc L., Jeanson-Lusinan C. 1962. Une méthode de fractionnement densimétrique par centrifugation des matières organiques du sol. *Annales Agronomiques*, 12, 55-63.
- Morvan X., Saby N.P.A., Arrouays D., Le Bas C., Jones R.J.A., Verheijen F.G.A., Bellamy P.H., Stephens M., Kibblewhite M.G., 2008. Soil monitoring in Europe: A review of existing systems and requirements for harmonisation. *Sci. Total Environ.* 391, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.10.046>
- Mulder V.L., Lacoste M., Richer-de-Forges A.C., Martin M.P., Arrouays D. 2016. National versus global modelling the 3D distribution of soil organic carbon in mainland France. *Geoderma*, 263, 16–34. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.035>
- Ogle S.M., Breidt F.J., Easter M., Williams S., Killian K., Paustian K. 2010. Scale and uncertainty in modeled soil organic carbon stock changes for US croplands using a process-based model. *Global Change Biology*, 16, 810–822. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01951.x>
- Orgiazzi A., Ballabio C., Panagos P., Jones A., Fernández-Ugalde O. 2018. LUCAS Soil, the largest expandable soil dataset for Europe: a review. *European Journal of Soil Science*, 69, 140–153. <https://doi.org/10.1111/ejss.12499>
- Orton T.G., Pringle M.J., Page K.L., Dalal R.C., Bishop T.F.A. 2014. Spatial prediction of soil organic carbon stock using a linear model of core-gionalisation. *Geoderma*, 230-231, 119–130. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.04.016>
- Pellerin S., Bamière L., Launay C., Martin R., Schiavo M., Angers D., Augusto L., Balesdent J., Basile-Doelsch I., Bellassen V., Cardinal R., Cécillon L., Ceschia E., Chenu C., Constantin J., Darroussin J., Delacote P., Delame N., Gastal F., Gilbert D., Graux A.-I., Guenet B., Houot S., Klumpp K., Letort E., Litrico I., Martin M., Menasseri-Aubry S., Meziere D., Morvan T., Mosnier C., Roger-Estrade J., Saint-André L., Sierra J., Therond O., Viaud V., Grateau R., Le Perchec S., Savini I., Rechauchère O. 2019. Stocker du carbone dans les sols français, quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ? Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02284521>
- Pique G., Fieuzal R., Al Bitar A., Veloso A., Tallec T., Brut A., Ferlicoq M., Zawilski B., Dejoux J.-F., Gibrin H., Ceschia E. 2020a. Estimation of daily CO2 fluxes and of the components of the carbon budget for winter wheat by the assimilation of Sentinel 2-like remote sensing data into a crop model. *Geoderma*, 376, 114428. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114428>
- Pique G., Fieuzal R., Debaeke P., Al Bitar A., Tallec T., Ceschia E. 2020b. Combining High-Resolution Remote Sensing Products with a Crop Model to Estimate Carbon and Water Budget Components: Application to Sunflower. *Remote Sensing*, 12(18), 2967. <https://doi.org/10.3390/rs12182967>
- Plante A.F., Beaupré S.R., Roberts M.L., Baisden T. 2013. Distribution of Radiocarbon Ages in Soil Organic Matter by Thermal Fractionation. *Radiocarbon*, 55, 1077–1083. <https://doi.org/10.1017/S003822200058215>
- Poeplau C., Don A., Six J., Kaiser M., Benbi D., Chenu C., Cotrufo M.F., Derrien D., Gioacchini P., Grand S., Gregorich E., Griepentrog M., Gunina A., Haddix M., Kuzyakov Y., Kühnel A., Macdonald L.M., Soong J., Trigalet S., Vermeire M.-L., Rovira P., van Wesemael B., Wiesmeier M., Yeasmin S., Yevdokimov I., Nieder R. 2018. Isolating organic carbon fractions with varying turnover rates in temperate agricultural soils – A comprehensive method comparison. *Soil Biology and Biochemistry*, 125, 10–26. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.06.025>
- Poeplau C., Vos C., Don A. 2017. Soil organic carbon stocks are systematically overestimated by misuse of the parameters bulk density and rock fragment content. *SOIL*, 3, 61–66. <https://doi.org/10.5194/soil-3-61-2017>
- Román Dobarco M., Cousin I., Le Bas C., Martin M.P. 2019. Pedotransfer functions for predicting available water capacity in French soils, their applicability domain and associated uncertainty. *Geoderma*, 336, 81–95. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.08.022>
- Saby N., Arrouays D. 2004. Simulation of the use of a soil-monitoring network to verify carbon sequestration in soils: Will changes in organic carbon stocks be detectable? *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 35, 2379–2396. <https://doi.org/10.1081/LCSS-200030313>
- Saby N.P.A., Bellamy P.H., Morvan X., Arrouays D., Jones R.J.A., Verheijen F.G.A., Kibblewhite M.G., Verdoodt A., Uveges J.B., Freudenstschuss 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. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01658.x>
- Saby N.P.A., Marchant B.P., Lark R.M., Jolivet C.C., Arrouays D. 2011. Robust geostatistical prediction of trace elements across France. *Geoderma*, 162, 303–311. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.03.001>
- Sandén T., Trajanov A., Spiegel H., Kuzmanovski V., Saby N.P.A., Picaud C., Henriksen C.B., Debeljak M. 2019. Development of an Agricultural Primary Productivity Decision Support Model: A Case Study in France. *Frontiers in Environmental Science*, 7(58). <https://doi.org/10.3389/fevs.2019.00058>

- Sanderman J., Grandy A.S. 2020. Ramped thermal analysis for isolating biologically meaningful soil organic matter fractions with distinct residence times. *SOIL*, 6, 131–144. <https://doi.org/10.5194/soil-6-131-2020>
- Schrumpf M., Schulze E.D., Kaiser K., Schumacher J. 2011. How accurately can soil organic carbon stocks and stock changes be quantified by soil inventories? *Biogeosciences*, 8, 1193–1212. <https://doi.org/10.5194/bg-8-1193-2011>
- Shi Z., Allison S.D., He Y., Levine P.A., Hoyt A.M., Beem-Miller J., Zhu Q., Wieder W.R., Trumbore S., Randerson J.T. 2020. The age distribution of global soil carbon inferred from radiocarbon measurements. *Nature Geoscience*, 13, 555–559. <https://doi.org/10.1038/s41561-020-0596-z>
- Shi Z., Crowell S., Luo Y., Moore B. 2018. Model structures amplify uncertainty in predicted soil carbon responses to climate change. *Nature Communications*, 9, 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04526-9>
- Six J., Conant R.T., Paul E.A., Paustian K. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241, 155–176. <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>
- Sleutel S., De Neve S., Hofman G., 2007. Assessing causes of recent organic carbon losses from cropland soils by means of regional-scaled input balances for the case of Flanders (Belgium). *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 78, 265–278. <https://doi.org/10.1007/s10705-007-9090-x>
- Smith J.U., Smith P., Monaghan R., MacDonald A.J. 2002. When is a measured soil organic matter fraction equivalent to a model pool? *European Journal of Soil Science*, 53, 405–416. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2002.00458.x>
- Smith P., Soussana J., Angers D., Schipper L., Chenu C., Rasse D.P., Batjes N.H., Egmond F., McNeill S., Kuhnert M., Arias-Navarro C., Olesen J.E., Chirinda N., Fornara D., Wollenberg E., Álvaro-Fuentes J., Sanz-Cobena A., Klumpp K. 2020. How to measure, report and verify soil carbon change to realize the potential of soil carbon sequestration for atmospheric greenhouse gas removal. *Global Change Biology*, 26, 219–241. <https://doi.org/10.1111/gcb.14815>
- Solagro 2016. <https://afterres2050.solagro.org/a-propos/le-projet-afterres-2050/>
- Soucémariadin L.N., Cécillon L., Guenet B., Chenu C., Baudin F., Nicolas M., Girardin C., Barré P. 2018. Environmental factors controlling soil organic carbon stability in French forest soils. *Plant Soil*, 426, 267–286. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3613-x>
- Taghizadeh-Toosi A., Cong W.-F., Eriksen J., Mayer J., Olesen J.E., Keel S.G., Glendinning M., Kätterer T., Christensen B.T. 2020. Visiting dark sides of model simulation of carbon stocks in European temperate agricultural soils: allometric function and model initialization. *Plant Soil*, 450, 255–272. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04500-9>
- Tífafi M., Guenet B., Hatte C. 2018. Large Differences in Global and Regional Total Soil Carbon Stock Estimates Based on SoilGrids, HWSD, and NCSCD: Intercomparison and Evaluation Based on Field Data From USA, England, Wales, and France. *Global Biogeochemical Cycles*, 32, 42–56. <https://doi.org/10.1002/2017GB005678>
- von Lütow M., Kögel-Knabner I., Ekschmitt K., Flessa H., Guggenberger G., Matzner E., Marschner B. 2007. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biology and Biochemistry*, 39, 2183–2207. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.03.007>
- Vos C., Jaconi A., Jacobs A., Don A. 2018. Hot regions of labile and stable soil organic carbon in Germany – Spatial variability and driving factors. *SOIL*, 4, 153–167. <https://doi.org/10.5194/soil-4-153-2018>

