

Estimation de stocks de carbone organique des sols à différentes échelles d'espace et de temps

D. Arrouays⁽¹⁾, C. Feller⁽²⁾, C. Jolivet⁽¹⁾, N. Saby⁽¹⁾, F. Andreux⁽³⁾, M. Bernoux⁽⁴⁾
et C. Cerri⁽⁵⁾

- (1) INRA Orléans, Unité Infosol, 45160, Ardon, France
- (2) IRD Montpellier, Laboratoire MOST, BP 64501, 34394, Montpellier cédex, France
- (3) Université de Bourgogne, UMR 111, Centre des Sciences de la terre, 6 boulevard Gabriel, 21000, Dijon, France
- (4) IRD-UR041, CENA-USP, CP96, 13400 Piracicaba, SP, Brésil,
- (5) Lab. Biogeoquímica Ambiental, CENA-USP, CP96, 13400 Piracicaba, SP, Brésil

RÉSUMÉ

Cet article traite de l'estimation des stocks de carbone organique des sols à différentes échelles d'espace et de temps. Dans une première partie nous passons en revue les principales échelles de variabilité des stocks de carbone des sols et nous en tirons des recommandations quant aux techniques à utiliser pour leur estimation et des considérations sur les incertitudes associées à ces estimations.

Nous analysons ensuite les conséquences de cette variabilité sur la faisabilité de la détection de changements au cours du temps et sur l'optimisation des dispositifs de surveillance *in situ*. Dans une dernière partie nous comparons différentes techniques analytiques et nous développons l'apport potentiel que pourraient représenter les techniques de spectrométrie infra-rouge.

Mots clés

Sol, stocks de carbone, mesure, incertitude, variabilité

SUMMARY

ESTIMATING SOIL CARBON STOCKS AT VARIOUS SPACE AND TIME SCALES

This paper deals with the issue of estimating carbon stocks in soil at various scales and time steps. In a first part we review the main causes of soil organic carbon stock variability and we give recommendations about techniques to make stock assessments and their consequences on stock uncertainties. We then analyse the effects of these uncertainties on the possibility of detecting stock changes over time, and on sampling design for monitoring these changes. In a last part, we compare different analytical techniques and we stress the potential of near infra-red spectroscopy for this purpose.

Key-words

Soil, carbon stocks, measurements, uncertainty, variability

RESUMEN**ESTIMACIÓN DE LAS CANTIDADES DE CARBONO ORGÁNICO DE LOS SUELOS A DIFERENTES ESCALAS DE ESPACIO Y DE TIEMPO**

Este artículo trata de la estimación de las cantidades de carbono orgánico de los suelos a diferentes escalas de espacio y de tiempo. En una primera parte se pasa en revista las principales escalas de variabilidad de las cantidades de carbono de los suelos y se propone recomendaciones sobre las técnicas a usar para su estimación y consideraciones sobre las incertidumbres asociadas a estas estimaciones. Se analiza después las consecuencias de esta variabilidad sobre la posibilidad de la detección de los cambios en el curso del tiempo y sobre la optimización de los dispositivos de vigilancia in situ. En la parte final se compara diferentes técnicas analíticas y se desarrolla el aporte potencial que podrían representar las técnicas de espectrometría infrarroja.

Palabras clave

Suelo, cantidades de carbono, medida, incertidumbre, variabilidad

L'accroissement du stockage de carbone sous forme de matière organique des sols pourrait jouer un rôle important dans la lutte contre l'augmentation des gaz à effets de serre dans l'atmosphère et donc dans la prévention du changement climatique. La quantité de carbone organique contenue dans les sols est évaluée à environ 1 500 milliards de tonnes, soit environ deux fois plus que dans l'atmosphère, et trois fois plus que dans la végétation terrestre. Ce carbone se minéralise et retourne à l'atmosphère avec des durées de vie (ou de stockage) très variables, qui dépendent de nombreux facteurs, dont les occupations des sols et les pratiques agricoles. Il est donc important de connaître le potentiel offert par ce « puits » selon les pratiques et les usages.

Une augmentation du stock de carbone organique des sols, même très limitée en valeur relative, obtenue par une réduction de la vitesse de minéralisation, peut mettre en jeu des quantités de carbone très importantes par rapport aux flux nets annuels d'échange avec l'atmosphère. Dans le cadre du protocole de Kyoto, il est de plus nécessaire de savoir dans quelle mesure et avec quelle marge d'erreur ce puits pourra être comptabilisé et revendiqué au titre des négociations.

De ce fait, de nombreux travaux visent à quantifier le plus précisément possible les stocks de carbone organique présents dans les sols, à des échelles allant de la planète entière jusqu'à la placette de suivi. De la précision obtenue par ces estimations, dépend étroitement la possibilité de détecter des changements relatifs souvent très inférieurs aux stocks. Dans cet article, nous examinons différentes estimations des stocks à des échelles allant du globe à la placette expérimentale. Nous en tirons des conséquences méthodologiques sur les mesures réalisées, sur leur interprétation, et sur les changements qu'il sera possible de détecter selon la densité d'échantillonnage.

STOCKS DE CARBONE ORGANIQUE ET VARIABILITÉ

Il n'existe pas à l'heure actuelle de mesure indirecte fiable des stocks de C des sols. Toute estimation doit reposer sur des mesures ponctuelles, réalisées sur des prélèvements de sol. Les changements de stocks de matière organique dans les sols sont difficiles à mesurer à cause de leur forte variabilité de répartition dans les trois directions du volume « sol », ainsi qu'à cause de l'ordre de grandeur des stocks, qui est en règle générale nettement supérieur à celui des variations mesurables sur un pas de temps court. A ces considérations, se rajoutent celles ayant trait à la méthode analytique retenue, qui, variant dans le temps et selon les laboratoires, est susceptible de biaiser des comparaisons à long terme.

Verticalement, les stocks de C des sols présentent un gradient de la surface vers la profondeur. Ce gradient peut parfois être très accusé, en particulier en sol forestier (Arrouays et Péliissier, 1994a; Elzein et Balesdent, 1995; Bernoux *et al.*, 1998b). Enfin, la répartition verticale des stocks peut être affectée par des changements

dans le temps des valeurs de densité apparente du sol (par exemple sous l'effet de tassements), ou par des redistributions liées au travail du sol. Ces constatations amènent les conséquences suivantes :

- Les mesures fondées sur de faibles profondeurs (par exemple, les premiers décimètres) de prélèvement sous-estiment largement les stocks totaux,
- Les répétitions temporelles de mesures à profondeur constante peuvent être affectées d'un biais lié à la variation des densités apparentes ou à une redistribution du C dans des couches plus profondes que celles mesurées.

Pour s'abstraire de ces conséquences, nous recommandons : (i) de réaliser les mesures sur des profondeurs suffisantes, en prenant au moins toujours en compte pour les sols cultivés l'ensemble des couches travaillées et l'horizon sous-jacent (Jolivet *et al.*, 2002a) et (ii) de raisonner les comparaisons à masse minérale de sol équivalente. Ce dernier raisonnement peut être obtenu soit a) en réalisant les prélèvements dans des strates successives de faibles épaisseurs dont on calcule la masse minérale de sol, ce qui permet de raisonner ensuite le choix des profondeurs à comparer (Arrouays et Péliissier, 1994b), soit b) en utilisant après le prélèvement des calculs destinés à corriger les estimations sur la base d'une masse minérale comparable (Ellert et Bettany, 1995).

Nombre d'études publiées dans la littérature ne remplissent pas ces conditions, et sont par conséquent parfois fortement biaisées, ou du moins difficilement interprétables.

Ceci tient en partie au fait que beaucoup d'essais de longue durée n'ont pas été conçus à l'origine pour estimer le stock total de carbone, cette problématique étant relativement nouvelle. Ainsi, lorsque l'on désire analyser les résultats de la littérature, beaucoup de travaux sont inutilisables à cause de la faible profondeur analysée (par exemple, bon nombre d'études sur les conséquences d'adoption de techniques culturales simplifiées n'ont mesuré les changements que dans les 10 premiers centimètres) ou du manque de données concernant la densité apparente, ou encore difficilement comparables du fait de modalités d'échantillonnage différentes. Il reste que lors de changements de pratiques, les changements de stocks résultants s'expriment le plus souvent dans les premiers décimètres de sol ; ceci peut nécessiter un échantillonnage de plusieurs tranches d'épaisseur dans les premiers horizons. Enfin, il faut reconnaître que la profondeur d'échantillonnage est souvent limitée pour des raisons de facilité technique de réalisation des mesures.

Les débats persistent concernant les avantages et les inconvénients de l'échantillonnage par horizon pédogénétique ou par strates d'épaisseur fixe. De nombreux arguments militent toutefois en faveur des strates d'épaisseur fixe à la condition que ces épaisseurs soient réduites (i.e. inférieure ou égale à celle des horizons) et que la nature des horizons dont ils proviennent soit identifiée. Le prélèvement par horizon est critiquable (à l'exception des horizons holorganiques de surface) en raison, (i) de la subjectivité de la délimitation entre horizons, (ii) de la faible signification de la notion même d'horizon vis-à-vis de la dynamique et des profils de carbone (en effet,

Tableau 1 - Modèles de distribution verticale du carbone organique dans les sols**Table 1** - Models of vertical distribution of organic carbon in soils

Type de Modèle	N	Références
Puissance : $C(x) = a x^b$	2	Bennema, 1974 Bernoux et al., 1998b
Bi-exponentiel : $C(x) = b + [(a - b)(e^{-c \cdot x} - e^{-c \cdot K1}) / (e^{-c \cdot K1} - e^{-c \cdot K2})]$	3*	Arrouays et Pélissier, 1994a Bernoux et al., 1998b
Rapport d'équations de 1 ^{er} ordre : $C(x) = (c + x) / (a + b \cdot x)$ ou $C(x) = 1 / (a + b \cdot x)$	2-3	Li et Zhao, 2001

N = nombres de paramètres du modèle à déterminer (les paramètres sont notés par les lettres a, b et c); * K1 et K2 sont des constantes de profondeur fixées, souvent K1 = 0)

Tableau 2 - Statistiques classiques des quelques propriétés du sol pour la couche 0-10 cm (d'après Cerri, 2003)**Table 2** - Summary statistics of some soil properties in the 0 to 10 cm layer (after Cerri, 2003)

Propriétés	Mo					f			
	n	Moyenne	Médiane	ET	CV%	Min.	Max.	Skewness	Kurtosis
C (%)	972	1.49	1.44	0.44	29.53	0.47	5.37	1.83	9.00
N (%)	972	0.12	0.12	0.03	25.50	0.05	0.50	2.73	25.14
Delta ¹³ C (‰)	972	-21.74	-21.88	1.55	7.13	-26.49	-15.16	0.36	0.76
Delta ¹⁵ N (‰)	972	8.47	8.61	1.34	15.79	3.78	15.44	-0.15	2.02
pH H ₂ O	973	5.71	5.71	0.44	7.70	4.18	7.94	0.43	2.79
Clay (%)	972	24.75	24.30	4.83	19.52	6.08	57.44	0.43	2.97

au sein, par exemple, d'un horizon A de sol forestier, il peut exister un gradient très fort de teneurs en matière organique), (iii) de la difficulté de caractériser correctement des gradients en utilisant une méthode fondée sur l'étude de « tranches » de sol découpées *a priori* et d'épaisseurs variables.

Dans les bases de données anciennes, de nombreux profils présentent des données manquantes pour certains horizons ou certaines couches. Il peut-être utile de disposer d'outils pour valoriser ces données incomplètes. Actuellement trois types d'approches existent. La plus simple est d'utiliser un rapport calculé sur des profils complets, pour estimer les stocks pour des profils incomplets, pour des profondeurs supérieures selon l'équation suivante :

$$C(0-100 \text{ cm}) \text{ du profil N} = R \times C(0-30 \text{ cm}) \text{ du profil N}$$

où R = (C(0-100 cm) des profils complets / C(0-30 cm) des profils complets).

Une deuxième approche consiste à développer des modèles simplifiés de distribution verticale faisant intervenir un nombre réduit de paramètres et pouvant être ajustés aux données disponibles. Les

différents modèles rencontrés dans la littérature sont listés dans le *tableau 1* :

Une autre approche est basée sur l'utilisation de modèles mécanistes. Ainsi Elzein et Balesdent (1995) proposent un modèle qui combine des effets de diffusion verticale et de minéralisation.

Latéralement, les stocks de C des sols présentent une forte variabilité spatiale. Ceci se traduit généralement par de forts coefficients de variation, à toutes les échelles de mesure. Ainsi par exemple, dans une parcelle de 63 ha de pâturage implanté après défriche de la forêt amazonienne en 1983, un échantillonnage systématique a été mené en 1999 tous les 25 m (Cerri, 2003). Bien que cette parcelle soit relativement homogène du point de vue de sa gestion, les propriétés de la couche 0-10 cm présentent toutes une forte hétérogénéité (*tableau 2*), principalement la matière organique, que ce soit sa quantité (C % et N %) ou son origine (Delta¹³C et Delta¹⁵N).

Dans l'exemple ci-dessus, les teneurs en carbone présentent une variabilité importante. Cette variabilité est en accord avec la revue

bibliographique de Wilding et Drees (1983) qui citent la matière organique comme l'un des caractères des sols les plus variables au sein de surfaces de l'ordre d'un hectare.

De plus, les stocks ne sont pas répartis aléatoirement, mais présentent des structures spatiales liées à l'organisation dans l'espace des différents paramètres intrinsèques ou extrinsèques du sol qui les contrôlent. Ce constat amène plusieurs conséquences concernant l'estimation de ces stocks.

Les évaluations de stocks réalisées à partir d'échantillonnages peu denses sur de vastes espaces sont entachées d'une très forte incertitude. Il convient d'en retenir un ordre de grandeur, mais d'accorder une confiance très relative aux chiffres avancés.

Ainsi, les évaluations mondiales des stocks de C des sols varient du simple au double, selon les sources bibliographiques et les modes de calcul. La plupart des auteurs s'accordent cependant sur un ordre de grandeur de l'ordre de 1500 à 2000 milliards de tonnes pour le premier mètre (par exemple Batjes, 1996; IPCC, 2000). Ces incertitudes des estimations sur de vastes espaces proviennent en grande partie du faible nombre de données disponibles. Les estimations de Batjes (1996) sont par exemple fondées sur 4500 profils pour l'ensemble du globe. Parmi ces 4500 profils, seul 86 % disposent de données complètes sur le carbone et seulement 31 % disposent de données sur la densité apparente, indispensable pour transformer les teneurs en stocks. Ramenée à la surface de la France métropolitaine, cette stratégie d'échantillonnage reviendrait à caractériser le stock du territoire à partir de 18 profils!

De fait, les calculs utilisent des données qui n'ont pas été acquises pour cet objectif. Par conséquent les stratégies d'échantillonnage et les classifications utilisées ne sont pas forcément pertinentes en regard de la problématique. Les incertitudes proviennent également du mode de spatialisation des données, qui peut être réalisé de différentes façons (estimations statistiques par type de sol, par type de biome, par combinaisons type de sol/type de végétation ou d'usage, par interpolations géostatistiques). En comparant différents modes de calcul à des échelles emboîtées, Cerri *et al.* (2000) montrent sur l'Amazonie brésilienne des estimations sensiblement différentes, et qui sont surtout associées à des intervalles de confiance très variables selon la méthode.

A des échelles nationales, en combinant des données ponctuelles, des cartes de sol et des cartes de végétation ou d'occupation des sols, il est possible d'obtenir des estimations un peu plus précises. En réalisant des statistiques sur environ 17000 mesures ponctuelles, Arrouays *et al.* (2001) donnent par exemple une évaluation de l'ordre de $3,1 + 0,5$ milliards de tonnes pour les 30 premiers centimètres des sols de la France métropolitaine. Bernoux *et al.*, (2002) évaluent sur la même profondeur les stocks des sols du Brésil à $36,4 \pm 3,4$ milliards de tonnes.

A des échelles plus locales, sur des surfaces allant de l'ordre de grandeur de la petite région naturelle à celle de la parcelle, et en prenant en compte d'autres informations disponibles (par exemple, teneurs en argile, gradients climatiques, topographie, historique de

l'usage des sols) les estimations des stocks et de leurs dynamiques peuvent être encore plus précises (Arrouays *et al.*, 1995; 1998). La prise en compte de ces informations « externes » peut être réalisée à l'aide de différentes méthodes incluant des méthodes de régression, des techniques géostatistiques prenant en compte la structure de ces variables auxiliaires (par exemple : co-krigeage, krigeage avec dérive externe), ou en incorporant ces variables en entrée de modèles semi-mécanistes. Bien qu'encore peu développée au plan opérationnel, l'utilisation des propriétés spectrales des sols qui peut permettre des mesures nombreuses et non destructrices, semble une voie prometteuse.

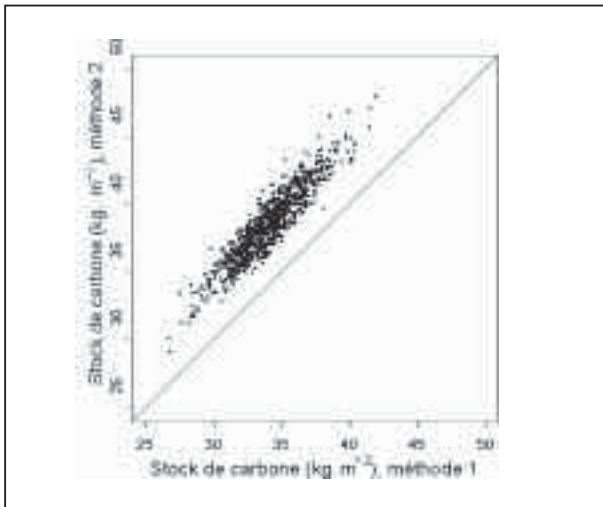
A l'échelle de la placette d'observation, l'estimation des stocks peut être réalisée avec une bonne précision à condition de multiplier le nombre de prélèvements et de mesures de la densité apparente. En raison de la corrélation fréquemment observée entre les teneurs en C des horizons de surface et leur densité apparente, un risque de biais peut apparaître si l'on utilise une densité moyenne. Pour caractériser ce biais, nous avons utilisé plus de 200 valeurs de teneurs de carbone et de densités apparentes mesurés au sein d'horizons de surface de sols forestiers. Nous avons ensuite réalisé des tirages aléatoires avec remise de 50 individus au sein de ce jeu de données. Ces sous-populations permettent de simuler le prélèvement de 50 points de mesures sur une parcelle très hétérogène. Pour chaque sous-population de 50 points, le stock de carbone global a été calculé de 2 façons. D'une part, il a été obtenu à partir de la moyenne du stock calculé en chaque point de mesure, ce dernier résultant du produit de la teneur en carbone et de la densité apparente en chaque point (méthode 1). D'autre part, il a aussi été obtenu en calculant la moyenne des valeurs de densité apparente et la moyenne des teneurs en carbone puis en effectuant le produit de ces 2 valeurs (méthode 2). Mille tirages ont permis de construire la *figure 1*, qui montre un biais systématique résultant en une surestimation par la méthode 2. Cette deuxième méthode étant fréquemment utilisée pour les estimations globales sur de larges surfaces, il est probable que ces estimations sont légèrement sur-évaluées, en particulier dans les zones où les teneurs en matière organique sont fortes.

Conséquences pour l'estimation des variations de stocks.

La forte variabilité des stocks de carbone et les incertitudes qu'elle génère rendent difficile la mesure de variations de ces stocks dans le temps. Pour illustrer cette difficulté, Arrouays et Saby (2003) ont simulé les évaluations des stocks de carbone des sols de France qui pourraient être obtenues en utilisant un réseau de surveillance de 2100 points sur le territoire Français. Ils ont généré 100 réseaux de surveillance en faisant varier aléatoirement l'emplacement des sites dans un rayon de 1 km autour du point théorique d'une grille de 16×16 km, puis affecté une valeur probable de C en fonction de la combinaison (type de sol X occupation) rencontrée. Ce travail a montré que 2100 points répartis sur le territoire français peuvent conduire à des estimations très différentes pour peu que leur implantation locale diffère légèrement. En d'autres termes, aucune évolu-

Figure 1 - Comparaison de deux méthodes de calcul du stock de carbone en utilisant 1000 tirages de 50 points de mesures. Méthode 1 : moyenne des stocks ponctuels ; méthode 2 : produit de la moyenne des teneurs et de celle des densités apparentes.

Figure 1 - Comparison of two method for calculating C stocks from 50 measurements. Method 1 : mean of C stocks ; method 2 : product of the means of C contents and bulk densities.



tion des stocks ne pourra être détectée si l'emplacement des sites n'est pas resté strictement identique entre deux dates.

Une fois ce point établi, il reste à prendre en compte la variabilité intra-site pour estimer les changements détectables possibles. Ainsi, les dispositifs de suivi temporel *in situ* (monitoring) doivent prendre en compte la forte variabilité spatiale locale du C afin de mettre en place des plans d'échantillonnage permettant soit (i) de s'en abstraire [blocs, carrés latins, nombreuses répétitions, réduction de la surface suivie (Jolivet *et al.*, 2002a)], soit (ii) de la prendre en compte dans une analyse spatio-temporelle des évolutions (par exemple Jolivet *et al.*, 2002b) ce qui nécessite une très forte densité d'échantillonnage et un géoréférencement précis des prélèvements.

Malgré ces précautions, la variabilité des stocks étant forte, et leur ordre de grandeur largement supérieur aux variations temporelles sur des durées courtes, il est généralement difficile de détecter des changements relatifs inférieurs à 5 % (Nabuurs *et al.*, 2000).

En restreignant la surface afin de diminuer la variabilité spatiale, et en multipliant le nombre de mesures, il est possible de s'approcher de ces valeurs. Une étude statistique exhaustive des résultats de l'ancien observatoire de la qualité des sols obtenus sur plusieurs types d'occupation du sol a montré que les variances observées pour le carbone organique sont dépendantes de la surface de la placette et qu'un changement relatif de 5 % entre deux dates de mesures sera dans tous les cas détectés pour un nombre d'échantillons, supérieur ou égal à 16 pour une placette de 400 m², et supérieur ou égal à 22 pour une parcelle d'1 ha.

et supérieur ou égal à 22 pour une parcelle d'1 ha.

La *figure 2* présente le dispositif retenu pour la mise en place du Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (Jolivet *et al.*, 2002b; Arrouays *et al.*, ce numéro). La surface d'échantillonnage est restreinte et fait l'objet d'un géoréférencement précis. A chaque date de mesure, 25 échantillons sont prélevés (numérotés 1 pour la première date, 2 pour la deuxième, etc), ce qui permet d'assurer une précision inférieure à 5 % sur l'estimation d'une valeur moyenne de la placette.

Si l'on désire analyser les évolutions spatiales en même temps que les évolutions temporelles (*figure 3*), un dispositif plus élaboré est nécessaire, plus coûteux en temps de prélèvement, et en coûts d'analyse et de traitements. Dans l'exemple ci-dessous (Jolivet, 2000), un dispositif de type aléatoire stratifié a été appliqué sur des parcelles très hétérogènes (CV > 50 %) d'un hectare. Les avantages de ce type de dispositif sont de minimiser la variance liée aux différences d'implantation géographique des points entre deux dates, tout en permettant une couverture du champ spatial. Ce type de dispositif a permis de mettre en évidence des changements temporels et spatiaux du carbone total et de la biomasse microbienne du sol lors d'une perturbation liée à une coupe rase en forêt des Landes de Gascogne et de les relier à des conditions de stocks initiaux et de régime hydriques variables au sein d'une parcelle. Pour concevoir ce dispositif, une étude géostatistique préalable de la structure spatiale des teneurs en C de la parcelle a du être réalisée, avec un échantillonnage très dense (plus de 200 points/hectare). Cet exemple illustre bien la difficulté de suivre, même sur une surface relativement réduite, la dynamique du carbone, si l'on n'a pas au préalable défini les échelles de variabilité de cette caractéristique afin de déterminer le plan d'échantillonnage optimal.

Les chronoséquences réalisées *a posteriori* (par exemple sur des forêts d'âge différents, ou bien des mises en culture plus ou moins anciennes) doivent également prendre en compte les sources éventuelles de variabilité spatiale. A cette difficulté peut se surimposer dans les chronoséquences longues la question d'une évolution temporelle des facteurs contrôlant la dynamique du carbone (par exemple évolution de la productivité liée au climat ou aux techniques et variétés).

Si l'on désire prouver statistiquement une évolution liée à l'adoption d'une pratique sur un territoire, ou sur une portion de ce territoire, en utilisant des dispositifs de type « monitoring » comme le RMQS (Arrouays *et al.*, même numéro) une variabilité supplémentaire liée à des dynamiques différentes entre les sites (due à des différences dans les stocks initiaux, ou dans l'histoire des sites, ou dans leur comportement vis-à-vis de la pratique) se surimpose à la variabilité locale intra-site. Ainsi, en simulant par exemple l'adoption du semis direct sur 20 % des terres arables de France et son effet sur les stocks de C des sols, Arrouays et Saby (2003) montrent qu'un dispositif de type RMQS ne permettra de déceler une augmentation significative des stocks moyens qu'après 15 ans de suivi pour les simulations les plus défavorables, et 10 ans pour la moyenne de toutes les simulations.

Figure 2 - Stratégie d'échantillonnage des sites du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols de France. Les placeaux numérotés 1 sont prélevés lors de la première campagne, les placeaux numérotés 2, 5 ans après, etc

Figure 2 - In site sampling design of the French soil monitoring network. Subplots 1 are sampled at the first time step, subplots 2 five years later, etc

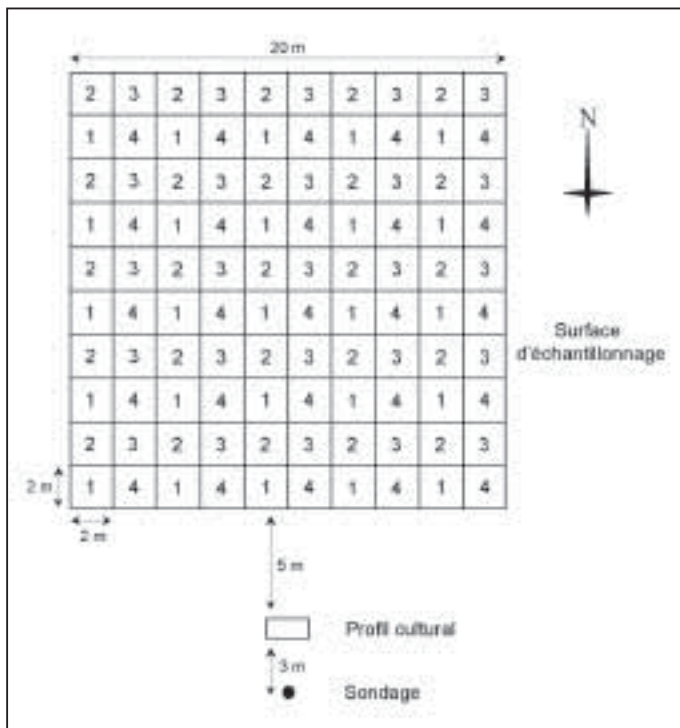
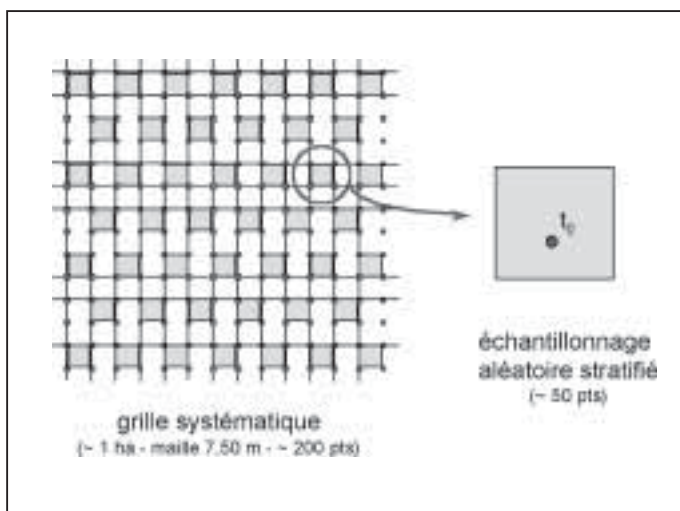


Figure 3 - Exemple d'échantillonnage aléatoire stratifié (Jolivet, 2000)

Figure 3 - Example of a stratified random sampling design



Techniques de mesure en laboratoire

Ce point est crucial lorsque l'on s'intéresse à la qualité de données obtenues sur des suivis ou des évaluations à long terme. Les méthodes de mesure dites de « combustion sèche » sont celles qui sont réputées extraire la plus grande partie du C. Les méthodes d'oxydation par voie humide comme celle de Walkley-Black ou Anne, extraient des quantités moindres qui varient selon des valeurs de 70 % (principalement pour les sols tropicaux) à des valeurs très proches de celles obtenues par combustion sèche pour les sols tempérés (95 % pour les sols sableux des Landes de Gascogne, Jolivet et Arrouays, 1997). Certains termes de passage entre les résultats de différentes méthodes ont été proposés (par exemple, Nelson et Sommers, 1982; Lowther *et al.*, 1990; Wang *et al.*, 1996; Jolivet *et al.* 1998). En tout état de cause, cette évolution liée à la technique utilisée milite en faveur d'une conservation des échantillons de façon à pouvoir les ré-analyser si cela est nécessaire. Ce constat est d'autant plus important dans le contexte actuel du développement de nouvelles méthodologies basées sur a) la spectroscopie proche infrarouge (SPIR; plus communément admis connu sous le sigle anglais: NIRS, Near infrared reflectance spectroscopy), b) la spectroscopie après fusion induite par laser (LIBS ou Laser-Induced Breakdown Spectroscopy, e.g. Cremers *et al.* 2001) et c) la spectrométrie de masse couplée à une pyrolyse (Magrini *et al.*, 2002; Hoover *et al.*, 2002). Ces trois méthodologies permettent même de travailler directement sur des échantillons de sols sans préparation préalable (broyage, tamisage...) mais nécessitent un calibrage fait souvent à partir des bases de données de référence (« pédothèque »).

Comme le C total des sols varie lentement, d'autres indicateurs de l'évolution de compartiments plus sensibles peuvent être appliqués pour détecter de façon précoce des tendances évolutives (i.e. matières organiques particulières, sucres, enzymes, biomasse microbienne, carbone minéralisable). Ces indicateurs permettent une vision plus précoce des tendances et renseignent sur la qualité des matières organiques. Une revue générale en a été faite par Gregorich *et al.* (1994); une revue spécifique aux sols forestiers a également été réalisée par Ellert et Gregorich (1995). Une revue est également disponible dans une récente expertise de l'INRA (Arrouays *et al.* 2002).

CONCLUSION

Du fait de leur forte variabilité et de l'insuffisance des données disponibles, l'estimation des stocks de carbone des sols est entachée d'une très forte incertitude aux échelles globales. Ceci tient en partie au fait que les données utilisées pour estimer ces stocks n'ont pas été acquises pour cet objectif.

Les techniques de spatialisation de ces mesures ponctuelles mériteraient également des recherches plus approfondies pour améliorer les prédictions.

Aux échelles plus locales, comme celle du site d'observation, des estimations précises nécessitent des plans d'échantillonnages rigoureux et restent cependant entachées d'erreurs non négligeables. Compte tenu de la lenteur des évolutions à observer, et du cumul des erreurs entre deux dates de prélèvement, des changements relatifs inférieurs à 5 % seront difficilement détectables, et le temps nécessaire à leur observation sera long, sauf en cas de changement brutal (déforestation, retournement de prairies, etc).

REMERCIEMENTS

Une partie des recherches présentées ici a fait l'objet de financements du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable dans le cadre de programmes de recherche Gessol ainsi que dans le cadre d'une expertise scientifique collective portant sur le stockage de carbone organique dans les sols. Le réseau de mesures de la qualité des sols est une opération financée par le Groupement d'Intérêt Scientifique Sol.

BIBLIOGRAPHIE

- Arrouays D. et Péliissier P., 1994a - Modeling carbon storage profiles in temperate forest humic loamy soils of France. *Soil Sci.* 157, 185-192.
- Arrouays D. et Péliissier P., 1994b - Changes in carbon storage in temperate humic loamy soils after forest clearing and continuous corn cropping in France. *Plant & Soil*, 160 : 215-223.
- Arrouays D., Vion I. et Kicin J.L., 1995 - Spatial analysis and modeling of topsoil carbon storage in forest humic loamy soils of France. *Soil Science*, 159 : 191-198.
- Arrouays D., Daroussin J., Kicin J.L. et Hassika P., 1998 - Improving topsoil carbon storage prediction using a digital elevation model in temperate forest soils of France. *Soil Science*. 163 : 103-108.
- Arrouays D., Deslais W. et Badeau V., 2001 - The carbon content of topsoil and its geographical distribution in France. *Soil Use and Management*. 17 : 7-11.
- Arrouays D., Balesdent J., Germon J.C., Jayet .PA., Soussana J.F. et 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 INRA pour le MEDD. 332 pp.
- Arrouays D. et Saby N., 2003 - Une simulation de l'utilisation d'un réseau de mesure de la qualité des sols pour le contrôle des stocks de carbone organique des sols : détecterons nous des changements ? *Etude et Gestion des Sols*. 10(1) :7-17.
- Batjes N.H., 1996 - Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. Soil Sci.* 47 : 151-164.
- Bennema J., 1974 - Organic carbon profiles in Oxisols. *Pedologie XXIV*, 2,119-146.
- Bernoux M., Arrouays D., Cerri C. et Bourennane H., 1998 - Modeling vertical distribution of carbon in Oxisols of the Western Brazilian Amazon (Rondônia). *Soil Science* 163:941-951.
- Bernoux M., Carvalho MCS., Volkoff B., et Cerri C., 2002 - Brazil's soil carbon stocks. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66 : 888-896.
- Cerri C., Bernoux M. C., Arrouays D., Feigl B. et Piccolo M., 2000 - Carbon stocks in soils of the Brazilian Amazon. *Advances in Soil Science. Global climate change and tropical ecosystems*. CRC Press. Boca Raton, USA. 33-50.
- Cerri C. 2003 - Variabilidade espacial e temporal do carbono no solo na conversão floresta em pastagem na Amazonia ocidental (Rondônia). Thèse CENA-Universit  de S o Paulo 120 pp.
- Cremer D.A., Ebinger M.H., Breshears D.D., Unkefer P.J., Kammerdiener S.A., Ferris M.J., Catlett K.M., Brown J.R., 2001 - Measuring total soil carbon with laser-induced breakdown spectroscopy (LIBS). *Soil Sci. Soc. Am. J.* 30 2202-2206.
- Ellert B.H. et Bettany J.R., 1995 - Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Can. J. Soil Sci.* 75 529-538.
- Ellert B.H. et Gregorich E.G., 1995 - Management-induced changes in the activity cycling fractions of soil organic matter. *In: Carbon forms and functions in forest soils* (W.W. McFree et M.J. Kelly eds.) 119-138. Soil Science Society of America Inc. Madison Wisconsin USA.
- Elzein A. et Balesdent J., 1995 - A mechanistic simulation of the vertical distribution of carbon concentrations and residence time in soils. *Soil Science Society of America Journal* 59 : 1328-1335.
- Gregorich E.G., Carter M.R., Angers D.A., Monreal C.M. et Ellert B.H., 1994 - Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Canadian Journal of Soil Science*.74 367-385.
- Hoover C.M., Magrini K.A., Evans R.J., 2002 - Soil carbon content and character in an old-growth forest in northwestern Pennsylvania: a case study introducing pyrolysis molecular beam mass spectrometry (py-MBMS). *Environ. Pollution*, 116 S269-S275.
- IPCC, 2000 - Land use land-use change and forestry. (LULUCF). Cambridge University Press U.K. OMM, 377 p.
- Jolivet C., 2000 - Le carbone organique des sols des Landes de Gascogne.

- Variabilité spatiale et effets des pratiques agricoles et sylvicoles. Thèse Univ. Bourgogne. 332 p.
- Jolivet C. et Arrouays D., 1997 - Comparaison de quelques méthodes de détermination des teneurs en carbone et en matière organique des sols sableux des Landes de Gascogne. C. R. Acad. Sci. Paris t. 324 série Ila 393-400.
- Jolivet C., Arrouays D. et Bernoux M., 1998 - Comparizon of soil organic carbon and organic matter determinations in sandy soils of France. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 29(15&16) : 2227-2233.
- Jolivet C., Arrouays D., Bourhis F., Bourennane H., Andreux F., Lévêque J., Richer de Forges A., Chaussod R., Loustau D., Trichet P., Bert D., Angers D., Chantigny M., Chadoeuf J., Ciesielski H., 2002a - Clear cutting effects on soil organic matter content and quality in a temperate maritime pine forest. A spatial and temporal assessment. 17th world congress of soil science. Bangkok Aug. 2002.
- Jolivet C., Boulonne L., Bodineau G., Lehmann S., Berché Ph. et Arrouays D., 2002b - Réseau de mesure de la qualité des sols. Cahier des charges destiné à la mise en place et au suivi des sites du réseau 16x16 km. Inra Infosol Orléans 37 p.
- Li Z. et Zhao Q. 2001 - Organic carbon content and distribution in soils under different land uses in tropical and subtropical China. Plant & Soil 231 175-185.
- Lowther J.R., Smethurst P.J. *et al.*, 1990 - Methods for determining organic carbon in podzolic sands. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 21 : 457-470.
- Magrini K.A., Evans R.J., Hoover C.M., Elam C.C., Davis M.F., 2002 - Use of pyrolysis molecular beam mass spectrometry (py-MBMS) to characterize forest soil carbon: method and preliminary results. Environ. Pollution 116 S255-S268.
- Nabuurs G.J., Dolman A. J. *et al.*, 2000 - Resolving issues on terrestrial biospheric sinks in the Kyoto protocol. Wageningen Netherlands Dutch National Research Programm on Global Air Pollution and Climate Change: 100 pp.
- Nelson D. L. et Sommers L. E., 1982 - Total carbon organic carbon and organic matter. Methods of soil analysis. A. L. Page R. H. Miller and D. R. Keeney. Madison WI USA American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. 9 : 539-579.
- Wang X.J., Smethurst P.J. *et al.* 1996 - Relationships between three measures of organic matter or carbon in soils of eucalypt plantations in Tasmania. Australian Journal of Soil Research, 34 : 545-553.
- Wilding L.P. et Drees L.R., 1983 - Spatial variability and pedology. *In*: Pedogenesis and soil taxonomy. I. concepts and interactions. L.P. Wilding N.E. Smeck et G.F. Hall (eds.). Elsevier New-York. pp. 83-116.