



**HAL**  
open science

## **Evaluation du puits de carbone dans les sols forestiers français**

Laurent Augusto, Denis Angers, Antonio Bispo, Fabrice Bureau, Mathieu Jonard,  
Julia Le Noë, Manuel P Martin, Sylvain Pellerin

► **To cite this version:**

Laurent Augusto, Denis Angers, Antonio Bispo, Fabrice Bureau, Mathieu Jonard, et al.. Evaluation du puits de carbone dans les sols forestiers français. IGN (Institut National de l'Information Géographique et Forestière). 2024. <hal-04643022v2>

**HAL Id: hal-04643022**

**<https://hal.inrae.fr/hal-04643022v2>**

Submitted on 15 Jul 2024

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons CC BY 4.0 - Attribution - International License

## Evaluation du puits de carbone dans les sols forestiers français

### Groupe de rédaction

Pilote : Laurent Augusto<sup>1</sup>

Experts : Denis Angers<sup>2</sup>, Antonio Bispo<sup>3</sup>, Fabrice Bureau<sup>4</sup>, Mathieu Jonard<sup>5</sup>, Julia Le Noë<sup>6</sup>, Manuel Martin<sup>3</sup>, Sylvain Pellerin<sup>1</sup>

<sup>1</sup> INRAE, Bordeaux Sciences Agro, UMR 1391 ISPA, France

<sup>2</sup> Centre de recherche et de développement de Québec, Agriculture et Agroalimentaire Canada (Québec, Québec, Canada)

<sup>3</sup> INRAE, Info&Sols, Orléans, France

<sup>4</sup> Normandie Univ, UNIROUEN, INRAE, ECODIV, FR SCALE, Rouen, France

<sup>5</sup> Université catholique de Louvain (UCLouvain), Faculté des bioingénieurs, Earth and Life Institute, Environmental sciences (Forestry), Louvain-la-Neuve, Belgique

<sup>6</sup> IRD, IEES, Paris, France

### Commande de l'évaluation

Dans le cadre d'une étude portant sur les puits de carbone forestier, actuel et à venir, il a été demandé à INRAE de produire une évaluation quantitative du rôle des sols forestiers français en tant que puits de carbone. En effet, s'il est bien établi que les sols contiennent un peu plus de la moitié du carbone forestier (Pellerin and Bamière, 2020), la dynamique temporelle du stock de carbone organique des sols (COS) est encore assez mal connue. L'objectif de la présente évaluation est de faire l'état des connaissances sur le niveau du puits de COS à l'échelle nationale, mais hors forêts d'outre-mer.

### Méthode

Compte tenu du temps imparti pour cette évaluation (~ 5 semaines), il ne s'agissait pas de procéder à de nouvelles approches de modélisation ou de méta-analyse, mais de faire l'état des connaissances au travers d'une analyse de la littérature. La base bibliographique initiale (n=10 publications) a été celle de l'étude 4-pour-1000 (Pellerin and Bamière, 2020), dans sa version de travail dite « longue » et non publiée (rédacteurs : L. Augusto, Laurent Saint-André, et Lauric Cécillon [INRAE]). Cette base a été complétée par une requête sur le Web of Science (accession : 07/02/2024), dont la syntaxe a été fixée après plusieurs itérations visant à optimiser le compromis entre sélectivité et exhaustivité des réponses :

*ts=((soc OR "soil organic carbon") AND (forest\*) AND (change OR trend OR budget) AND (country OR (large AND scale)) AND (year OR (long AND term)))*

Cette requête a fourni 225 références dont la pertinence a été évaluée sur la base des titres et des résumés, ce qui a conduit à la collecte pour lecture approfondie de 12 publications supplémentaires.

En parallèle, les co-auteurs d'un article de synthèse sur le COS forestier (Mayer et al., 2020) ont tous été sollicités afin qu'ils fournissent des publications en lien avec le sujet. Les 6 collègues qui ont répondu (Klaus Katzensteiner & Mathias Mayer<sup>1</sup>, Jérôme Laganière & David Paré<sup>2</sup>, Elena Vanguelova<sup>3</sup>, et Lars Vesterdal<sup>4</sup>) ont fourni 13 publications qui ont été ajoutées aux 22 déjà rassemblées, soit un total de 35. Il est important de souligner que les recherches bibliographiques ne se sont pas cantonnées au seul cas français mais ont au contraire cherché à rassembler toutes les informations portant sur des quantifications de puits de COS à large échelle. Ces publications ont été toutes lues, les données pertinentes collectées, et le présent rapport rédigé en le complétant par des références déjà connues du groupe d'experts.

---

<sup>1</sup> Institute of Forest Ecology, Department of Forest and Soil Sciences, University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna (BOKU), Vienna, Austria.

<sup>2</sup> Ressources Naturelles Canada, Service Canadien des Forêts, Centre de Foresterie des Laurentides, Québec, Canada.

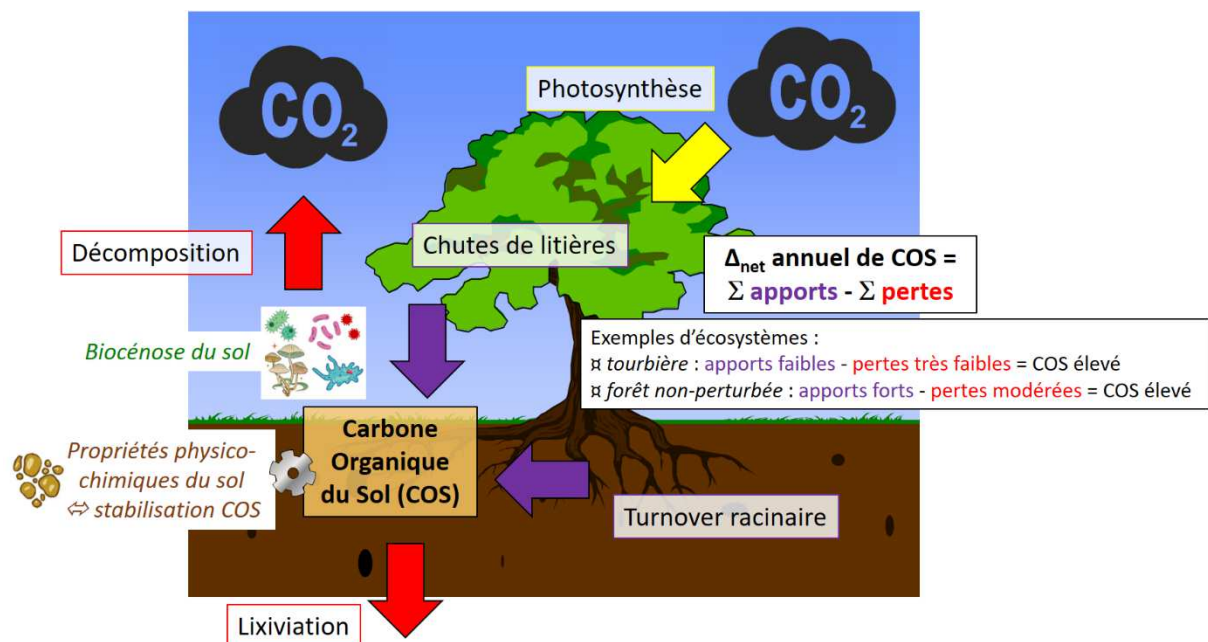
<sup>3</sup> Forest Research, Alice Holt Lodge, Surrey, UK.

<sup>4</sup> Department of Geosciences and Natural Resource Management, University of Copenhagen, Denmark.

## Stockage de carbone dans les sols : concepts et définitions

Le stockage de carbone organique<sup>5</sup> dans les sols (COS) des écosystèmes terrestres est un phénomène complexe, soumis à de nombreux facteurs et processus (Basile-Doelsch et al., 2020; Bellassen and Luysaert, 2014; Davidson and Janssens, 2006; Jackson et al., 2017). Le COS du sol peut-être très vieux, jusqu'à plusieurs millénaires, surtout dans les couches profondes du sol (Balesdent et al., 2018; Torn et al., 1997). Pour autant, une particule ou une molécule de COS n'est pas présente de manière immuable et sera amenée, tôt ou tard, à être perdue pour le sol. Ainsi, même dans les sols où le stock de COS est stable dans le temps, cette stabilité est le résultat d'un **équilibre dynamique entre les apports de carbone organique et les pertes de carbone organique** (Figure 1 ; voir aussi (Basile-Doelsch et al., 2020)). La variation de stock de COS résulte donc d'un bilan non nul entre les **apports** (chutes de litières et de racines mortes, rhizodépôts...) et les **pertes** (décomposition par les microorganismes, lixiviation, incendies, érosion...). Les écosystèmes ayant typiquement un stock de COS élevé et en croissance ont de manière structurelle un bilan non nul. Par exemple, les tourbières stockent beaucoup de COS car la décomposition y est ralentie, permettant un accroissement du stock malgré des apports faibles. Par ailleurs, une forêt sur un ancien sol agricole voit son stock de COS augmenter en raison d'apports importants de débris organiques (cf. plus bas).

**Figure 1 - Evolution du stockage de COS en lien avec le fonctionnement des écosystèmes forestiers**



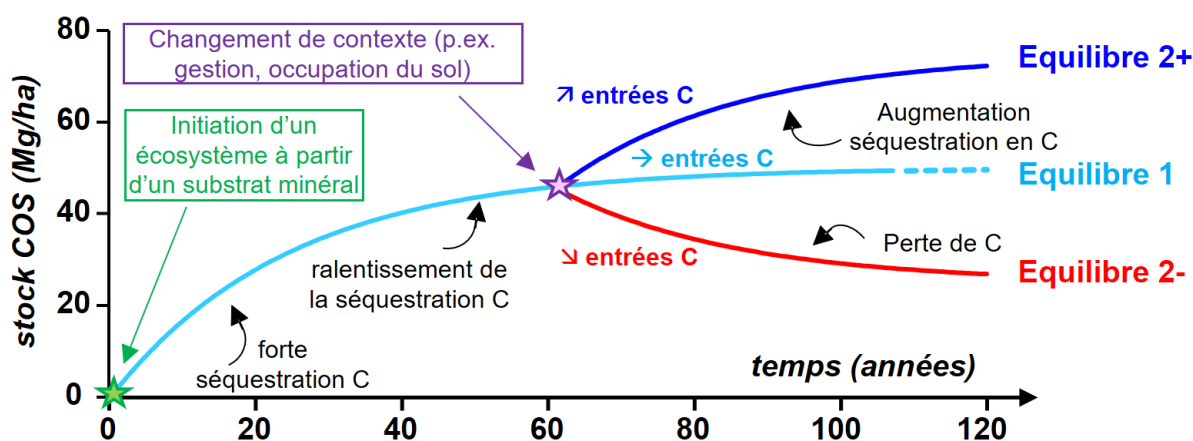
Il existe actuellement un consensus scientifique pour dire que le stock de COS ne peut toutefois pas augmenter indéfiniment pour la plupart des écosystèmes terrestres. En effet, sauf à ce que les conditions soient particulièrement défavorables à l'activité des microorganismes du sol (comme c'est le cas dans les tourbières), le flux de décomposition du COS augmente au fur et à mesure que le stock de COS augmente. Dans ce cas, continuer à augmenter le stock reviendrait à pouvoir augmenter les apports également de manière infinie, ce qui est impossible. C'est pourquoi, dans des conditions stables, un écosystème aura tendance à voir son stock de COS se stabiliser à un niveau d'équilibre (entre les apports et les pertes).

Sur la base de cette notion d'équilibre, il serait logique de considérer que la plupart des écosystèmes terrestres ont un stock de COS qui reste stable au cours du temps. Mais ce n'est pas le cas. Ce paradoxe apparent tient au fait que les variations de stock de COS sont des phénomènes extrêmement lents

<sup>5</sup> Le carbone peut être présent dans les sols sous forme minérale. Il s'agit principalement de carbonates (CaCO<sub>3</sub>) qui sont des minéraux généralement issus de précipitations/sédimentations lors de temps géologiquement anciens. Dans la cadre de la SNBC, seules les formes organiques du carbone sont prises en compte du fait qu'il s'agit de carbone soustrait au CO<sub>2</sub> de l'atmosphère par voie biologique.

(Barcena et al., 2014; Jackson et al., 2017; Wei et al., 2014), particulièrement pour les augmentations de stock (Korner, 2003; Laganier et al., 2010; Nave et al., 2013). Ainsi, le temps nécessaire pour atteindre un plateau d'équilibre se compte en décennies, voire en siècles (**Figure 2**). Si, dans ce laps de temps, l'usage du sol (ou même simplement la gestion) change, alors le niveau d'équilibre change aussi, en modifiant à son tour la dynamique du COS (Basile-Doelsch et al., 2020). Dans l'exemple théorique de la Figure 2, l'écosystème était initialement sur une trajectoire tendant vers un **équilibre 1**. Mais, avant de l'avoir atteint, un changement des termes du bilan apport-pertes (☆ dans la Figure 2) conduit vers un nouvel équilibre, à la hausse (**équilibre 2+**) ou à la baisse (**équilibre 2-**) selon les cas.

**Figure 2 - Evolution temporelle du stockage de COS**  
(adaptée d'un support de présentation ; courtoisie de Julia Le Noë [IRD])



Ce fonctionnement des sols a trois implications majeures en termes de stockage du carbone :

- (i) **il n'existe pas de relation univoque entre les usages du sol et le stockage de COS.** Dit autrement, les sols forestiers ne sont pas structurellement voués à accroître leur stock de carbone, tout comme les sols de grandes cultures ne sont condamnés à perdre du carbone. Si les sols forestiers, ou les sols de prairies permanentes, stockent généralement beaucoup de COS, c'est en raison des apports importants de matières organiques et de la décomposition relativement lente qui caractérisent ces écosystèmes.
- (ii) **il existe une relation statistique entre le stock actuel de COS et la propension du sol à gagner ou perdre du COS.** Ainsi, un sol aura d'autant plus tendance à accroître son stock de COS que celui-ci est faible (puisque'il suffit de relativement peu d'apports de matières organiques pour surpasser les pertes), et un sol aura d'autant plus tendance à décroître son stock de COS que celui-ci est important (puisque'il faut déjà beaucoup d'apports de matières organiques ne serait-ce que pour maintenir le stock).
- (iii) la dynamique du COS observée à un moment donné n'est pas seulement la conséquence des pratiques de gestion récentes mais aussi d'**effets « héritage » de très long-terme.**

Dans le présent document, les stocks de COS sont exprimés en  $Mg_{COS}/ha$ . Le terme de *stockage* sera préféré à celui de *séquestration*, potentiellement mal interprété par beaucoup d'acteurs, y compris des scientifiques (Don et al., 2024). Les variations de stock constituent la principale métrique étudiée ici et est exprimée en  $kg_{COS}/ha/an$ . Pour faciliter la lecture, cette variation de stock a des valeurs positives lorsque le stock de COS augmente (même si la convention académique est d'attribuer un signe négatif aux puits de C). Toujours pour faciliter la lecture, les variations de stocks de COS sont regroupées sous les expressions de **taux de stockage** ou **flux de COS** (même si la rigueur académique voudrait que le terme de flux soit réservé aux processus d'apports ou de pertes : chutes de litières, turnover racinaire, décomposition, etc... (Don et al., 2024)).

## Etat de la littérature

Les démarches méthodologiques utilisées dans les publications peuvent être regroupées en trois catégories : (i) des simulations issues de **modélisations** (modèles BIOME-BGC, Century, FORCLIM-D, LPJ-DGVM, ORCHIDEE, Q-model, Yasso), (ii) des estimations par grands types de forêts associées à des **flux moyens de COS issus de méta-analyses**, et (iii) des campagnes d'**échantillonnages de terrain**. Dans le dernier cas, il peut s'agir de ré-échantillonnage de placettes permanentes ou, plus rarement, d'échantillonnages lors d'inventaires nationaux forestiers (mais avec un plus grand nombre de placettes afin de garantir la représentativité de l'échantillonnage).

Les périodes de temps considérées sont très variables d'une étude à l'autre, mais la tendance générale est que les ré-échantillonnages couvrent une à plusieurs décennies alors que les modélisations peuvent dépasser le siècle. Pour la France, les études disponibles portent essentiellement sur la tendance actuelle (années 1990s et 2000s) avec toutefois une modélisation rétrospective (1850-2015 (Le Noë et al., 2020) mais avec les données les plus fiables portant sur 1950-2015, période retenue pour la présente analyse) et un travail de prospective (2015-2050 ; (Dhôte et al., 2016)) permettent d'étendre la **période prise en compte à un siècle (1950-2050)**.

Les couches de sols considérées sont généralement celles de surface (0-20 cm à 0-40 cm), plus rarement jusqu'à 100 cm de profondeur. Il n'est pas toujours clair à la lecture des études si les auteurs prennent en compte ou non la couche de litière au sol, et rares sont les études qui détaillent le bilan du COS en une évolution au sein de la litière et dans les horizons minéraux du sol.

L'exploration de la littérature académique et de rapports nationaux a permis de collecter 5 évaluations quantitatives du flux de carbone organique du sol (COS) à l'échelle de la forêt française. A titre de comparaison, 12 évaluations à large échelle ont été collectées pour d'autres pays (ou grandes régions). Pour la France, la première évaluation du flux de COS pour la France a été effectuée par modélisation (FORCLIM-D) à l'échelle de l'Europe et détaillé par pays (Liski et al., 2002). Dans le cas de la France, le taux de stockage du COS a été estimée<sup>6</sup> à 330 kg<sub>-COS</sub>/ha/an. Cette approche a été renouvelée avec le même modèle, mais avec un paramétrage plus spécifique et la prise en compte de l'historique des forêts françaises (Le Noë et al., 2020)<sup>7</sup>, ce qui aboutit à un résultat assez proche de l'étude précédente à savoir 427 kg<sub>-COS</sub>/ha/an. Une troisième étude de modélisation a été réalisée dans la suite de l'étude INRAE 4-pour-1000 par modélisation inverse (Roth-C) et utilisant plusieurs approches et hypothèses (Martin et al., 2021). Cette étude n'évalue pas directement le flux tendanciel de COS mais explore les quantités d'apports annuels nécessaires soit pour maintenir le stock de COS, soit pour augmenter le stock à un rythme de 4‰. Pour maintenir leur stock de COS, les sols forestiers français doivent ainsi recevoir<sup>8</sup> en moyenne 2773 kg<sub>-C</sub>/ha/an. En France, les chutes de litière sont en moyenne de 3780 kg<sub>-MS</sub>/ha/an (MS = matières sèches (Peaucelle et al., 2019)), apports auxquels il faut rajouter le turnover racinaire. Ce dernier n'est pas quantifié pour les sols forestiers français mais des estimations sont disponibles pour les forêts tempérées (4280 kg<sub>-MS</sub>/ha/an (Finér et al., 2011)) et pour les forêts européennes (2000-6000 kg<sub>-MS</sub>/ha/an (Brunner et al., 2013; Brunner and Godbold, 2010)), ce qui aboutit à des apports de l'ordre de ~8000 kg<sub>-MS</sub>/ha/an et donc ~4000 kg<sub>-C</sub>/ha/an (avec une teneur moyenne en carbone de 47% pour la matière sèche des plantes ligneuses (Ma et al., 2018)). Les apports de carbone actuels étant probablement supérieurs aux apports nécessaires pour maintenir le stock, les résultats de cette modélisation (Martin et al., 2021) suggèrent que les sols forestiers français sont en moyenne dans une phase d'accroissement de leur stock de COS.

La seule évaluation publiée et reposant sur un ré-échantillonnage de sols est celle portant sur le réseau RENECOFOR (Jonard et al., 2017)<sup>9</sup> qui aboutit à une estimation de 350 kg<sub>-COS</sub>/ha/an entre 1990 et 2007. A l'occasion d'une prospective (Dhôte et al., 2016), ce chiffre a été revu à la baisse pour la période 2015-2050 en faisant l'hypothèse que le réseau RENECOFOR n'était pas représentatif des forêts

---

<sup>6</sup> cf. le Tableau 5 de Liski et al. (2002).

<sup>7</sup> La valeur de flux a été estimée à partir de la Figure 2b de Le Noë et al. (2020). La figure a été numérisée et les données ont été extraites avec le logiciel WebPlotDigitizer. La période considérée est 1950-2015. Le flux a été calculé en tenant en compte la différence de stock entre les deux dates.

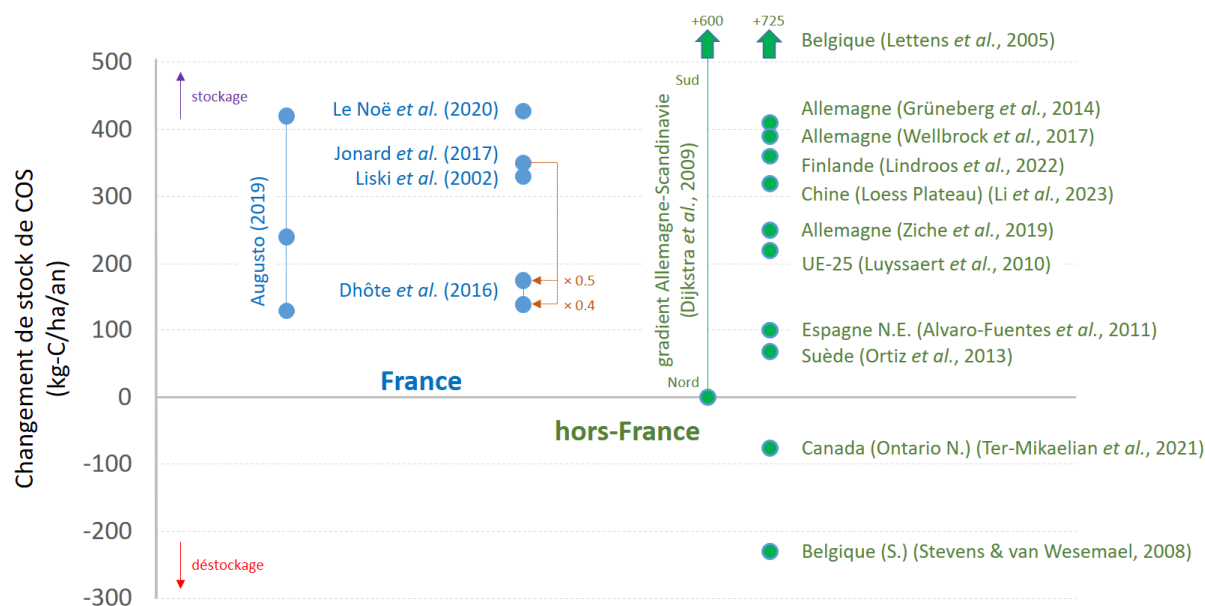
<sup>8</sup> cf. § « 3.1 | Carbon input levels needed to maintain current SOC stocks » (page 7 de la publication).

<sup>9</sup> cf. le Tableau 2 de Jonard et al. (2017).

françaises et que le stockage diminuera au cours du temps<sup>10</sup> (175 puis 140 kg-COS/ha/an pour les périodes avant et après 2030 ; **Figure 3**). Il est notable que d'autres campagnes d'échantillonnage sont en cours (RMQS, ICOS) mais n'ont pas encore publié leurs résultats.

Enfin, à l'occasion de l'étude 4-pour-1000 (Pellerin and Bamière, 2020), une évaluation du flux de COS a été effectuée en se basant sur des statistiques nationales d'occupation du sol et des méta-analyses académiques (Augusto 2019, calculs non publiées). En pratique, la surface forestière a été distribuée en plusieurs classes<sup>11</sup> : forêts anciennes (*i.e.* occupation forestière ininterrompue depuis au moins 1843 ; 48.8% du total) et forêts récentes (*i.e.* occupation actuelle forestière mais non-forestière durant au moins une période entre 1843 et 2018 ; 51.2%). Les forêts récentes ont ensuite été subdivisées en sous-classes en fonction de l'occupation pré-forestière (cultures [terres travaillées], pâtures, landes, prairies de fauche, vignes) et en fonction de la période de reforestation-afforestation (1843-1960 ou 1960-2018). Pour chaque catégorie de forêt, un flux moyen de COS a été attribué sur la base de la littérature et notamment des études portant sur la reforestation-afforestation (Jonard et al., 2017; Nave et al., 2013; Poeplau et al., 2011). Enfin, la valeur du flux a été revue à la hausse ou à la baisse pour tenir compte de la variabilité dans la littérature et créer une gamme d'incertitude<sup>12</sup>. Les estimations du flux national de COS issues de cette approche sont de 130, 240, et 420 kg-COS/ha/an, respectivement pour les estimations basse, intermédiaire, et haute.

**Figure 3 - Distribution des valeurs du flux de stockage de COS dans les sols forestiers :**



Les résultats pour d'autres pays que la France montrent une plus grande variabilité que le cas français. Une partie de cette variabilité tient au fait que la quantification du flux de COS forestier à large échelle est un exercice difficile (Gingrich et al., 2007; Gosheva et al., 2017). Ainsi, y compris au sein d'un même pays (*e.g.* la Belgique), des études peuvent aboutir à des résultats divergents (Lettens et al., 2005; Stevens and Van Wesemael, 2008), probablement liés à des biais méthodologiques non-identifiables en l'état (population de forêts non-représentative ; différences de méthodes d'échantillonnage ou de calculs entre les campagnes historiques [1950s-1980s] et les campagnes plus récentes [1990s-2020s]).

<sup>10</sup> cf. l'annexe 3 du rapport (page 23).

<sup>11</sup> J.L. Dupouey (laboratoire SILVA), *comm. pers.*

<sup>12</sup> Par exemple, pour les forêts anciennes, le flux a été de 33%, 50%, et 100% de la valeur issue de RENECOFOR.

Toutefois, la variabilité des résultats pour les forêts situées hors de France est surtout la conséquence des différences de contextes pédo-climatiques et historiques des forêts nationales. Ainsi, dans les forêts boréales (et probablement aussi dans les forêts montagnardes peu exploitées), le stock de COS est généralement élevé du fait du climat défavorable à la décomposition des matières organiques (Jackson et al., 2017; Post et al., 1982) et les forêts ont été historiquement peu exploitées par les sociétés humaines (Pongratz et al., 2008). Comme énoncé plus haut, une tendance forte et générale issue de la littérature est que le flux de COS (positif ou négatif) dépend fortement du stock de carbone organique déjà présent dans le sol (Achat et al., 2015; Bellamy et al., 2005; Callesen et al., 2016; Cook et al., 2016) : les sols pauvres en COS tendent à en stocker facilement alors que les sols riches en COS tendent à en perdre facilement. Cette tendance générale explique que la majorité des études portant sur des forêts boréales aboutissent à des flux de COS faibles (Liski et al., 2002; Ortiz et al., 2013; Ter-Mikaelian et al., 2021), avec cependant une exception (Lindroos et al., 2022).

De la même manière, les pays méditerranéens tendent à avoir des flux faibles de COS (Alvaro-Fuentes et al., 2011; Liski et al., 2002), probablement en lien avec des conditions plus défavorables pour la production biologique et donc la production de débris organiques alimentant le stock de COS. Par ailleurs, la récurrence des incendies dans ces régions favorisent la réémission d'une partie du COS (Luyssaert et al., 2010).

Enfin, l'histoire de l'occupation des sols contribuent à différencier les pays et régions. En effet, les résultats français divergent avec ceux au Royaume-Uni et en Belgique (Bellamy et al., 2005; Stevens and Van Wesemael, 2008), où les sols semblent se comporter comme des sources de carbone. Dans le cas du Royaume-Uni<sup>13</sup>, les pertes concernent essentiellement les sols très organiques ([COS] > 200 g/kg)<sup>14</sup>, généralement classés comme tourbeux (De Vos et al., 2015). Les sols britanniques ne sont donc pas représentatifs des sols français ([COS] = 59 g/kg)<sup>15</sup>, ni même des autres sols forestiers européens (Baritz et al., 2010; De Vos et al., 2015), et perdent du COS probablement en lien avec leur richesse initiale en COS (cf. plus haut). D'ailleurs, la minorité de sols forestiers britanniques qui ne sont pas dans des zones tourbeuses tendent à avoir un stock de COS stable ou en accroissement (Bellamy et al., 2005). Pour ce qui concerne le cas du sud de la Belgique, les auteurs de l'étude (Stevens and Van Wesemael, 2008) fournissent eux-mêmes l'explication en mettant en avant l'histoire de l'occupation des sols. En effet, l'essentiel de la tendance négative générale est due aux landes qui ont été récemment (entre 1953 et 1990) converties en forêts. Les sols de landes non-perturbées sont riches en COS (Duddigan et al., 2024; Kopittke et al., 2013), ce qui explique qu'ils soient enclins à libérer du carbone en cas de conversion. Dans le cas français, l'afforestation des landes (Landes de Gascogne, Sologne) ayant eu lieu à une époque bien plus ancienne (seconde moitié du 19<sup>ième</sup> siècle, soit ~ 1 siècle avant la Belgique), il est assez probable que les pertes de COS soient elles aussi très anciennes, et en tous cas en-dehors de la période d'investigation de la présente étude (*i.e.* 1950-2050).

Le pays pour lequel les données sont les plus abondantes et les plus comparables (*i.e.* histoire et pédo-climat) est l'Allemagne. Pour cette zone, le flux de COS (estimé par modélisation ou ré-échantillonnages) est ~250-600 kg<sub>COS</sub>/ha/an, ce qui est légèrement supérieur mais dans le même ordre de grandeur que pour les forêts françaises (~130-427 kg<sub>COS</sub>/ha/an).

---

<sup>13</sup> Le cas du Royaume-Uni n'est pas reporté sur le graphique ci-dessus car les pertes de COS sont exprimées en concentrations et non en stocks.

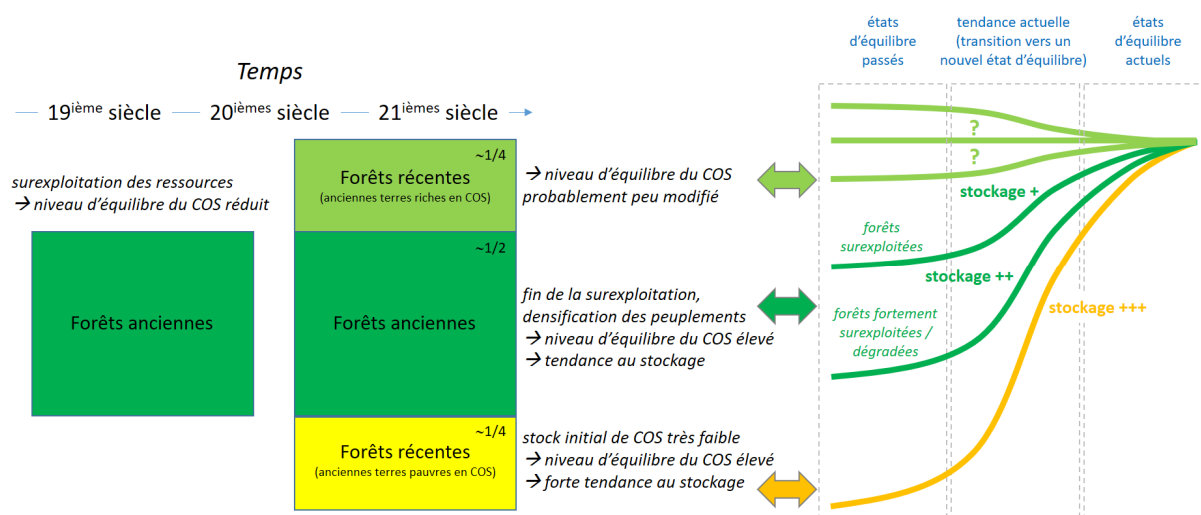
<sup>14</sup> cf. la Figure 3 de Bellamy et al. (2005).

<sup>15</sup> Moyenne du réseau RENECOFOR calculés à partir de données accessibles en ligne (Achat et al., 2018).

## Recommandation pour la quantification du flux de COS dans le cadre de la prospective IGN-FCBA

L'état des connaissances disponibles met en évidence une convergence de résultats indiquant que les sols forestiers français se comportent comme des puits de carbone. Cette dynamique nationale s'explique par l'histoire et les pédo-climats des forêts françaises (cf. ci-dessus). Ainsi, si environ la moitié des forêts françaises sont des forêts dites « anciennes », ces forêts ont été particulièrement surexploitées jusque dans le milieu du 20<sup>ème</sup> siècle (McGrath et al., 2015). En exportant massivement le bois, les branchages, les fructifications et même le feuillage (pratique du « soutrage »), les sociétés humaines ont probablement induits une perte de COS. Par ailleurs, la moitié des forêts françaises « récentes » (soit ~1/4 de la surface totale) sont issues de formations avec de faibles teneurs en COS (*i.e.* cultures annuelles ou vignes). Au final, environ les 3/4 des sols forestiers français sont caractérisés par un stock de COS probablement inférieur à l'état d'équilibre, et donc propices à l'accumulation de COS en ambiance forestière non-perturbée. Le stockage de COS étant un processus très lent (Korner, 2003), l'augmentation actuelle des stocks de COS est à interpréter comme étant un effet « héritage » et donc une transition très progressive d'un état d'équilibre de sous-stockage (fin-19<sup>ème</sup> siècle et début-20<sup>ème</sup> siècle) vers un niveau d'équilibre plus élevée (**Figure 4**). Enfin, compte tenu du fait que le flux entrant de COS a tendance à augmenter avec la biomasse sur pied<sup>16</sup> (Augusto and Boča, 2022; Lindroos et al., 2022) et que la densité de biomasse sur pied (en Mg-biomasse/ha) augmente en France depuis le milieu du 20<sup>ème</sup> siècle, le vieillissement des forêts françaises contribuent à l'augmentation des stocks de COS en continuant de déplacer l'état d'équilibre vers des niveaux plus élevés de stock de COS.

Figure 4 - Tendence du stockage de COS dans les forêts françaises :



En conclusion, il est **logique d'observer dans la littérature scientifique un consensus pour identifier une évolution à la hausse des stocks de COS** et il paraît donc nécessaire de **retenir une valeur non-nulle dans le cadre de la prospective IGN-FCBA**. A l'inverse, il subsiste de fortes incertitudes concernant la variabilité spatiale de ce flux ainsi que sur la valeur absolue du flux moyen. Compte-tenu de la gamme de valeurs modélisées et observées (~130-427 kg-COS/ha/an), et compte tenu de la baisse du puits de carbone dans la biomasse (qui pourrait affecter à terme le puits de carbone dans le sol), une approche prudente et conservatrice pourrait consister à **retenir une valeur dans la gamme basse, comme 200 kg-COS/ha/an**.

<sup>16</sup> La biomasse sur pied étant elle-même bien corrélée aux chutes de litières, la biomasse sur pied est un bon proxy des apports au sol de matières organiques.

## Perspectives pour l'avenir : flux de COS pour le présent et pour l'avenir

### *Flux actuel*

La présente recommandation chiffrée n'a pas vocation à être utilisée sur le long terme. En effet, le **Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS)** a la puissance statistique et la solidité méthodologique pour fournir une quantification fiable du flux actuel de COS. La valeur de 200 kg<sub>COS</sub>/ha/an devra donc être actualisée dès que les résultats de la deuxième campagne du RMQS seront validés. Il est toutefois important de souligner que les résultats actuels du RMQS (non publiés) ne concernent que les couches minérales des sols forestiers, et pas la couche de litière. Or, dans l'étude du réseau RENECOFOR, la couche de litière représente ~28% du flux (100 kg<sub>COS</sub>/ha/an) bien que cette couche ne représente que ~10.5% du stock (litière + 0-100 cm ; (Jonard et al., 2017)). Une étude basée sur la modélisation conclut aussi à une contribution relativement importante (~36% du flux) de la couche de litière dans la dynamique du COS forestier français (Le Noë et al., 2020). Il est donc recommandé que **les résultats du RMQS soient diffusés en publiant les résultats pour toutes les couches de sol, y compris la litière au sol**. Ces résultats pourront être adossés à ceux des sites ICOS, bien moins nombreux, mais qui permettent d'identifier les mécanismes à l'œuvre grâce au monitoring en continue et à haute fréquence des flux de carbone.

### *Flux futur*

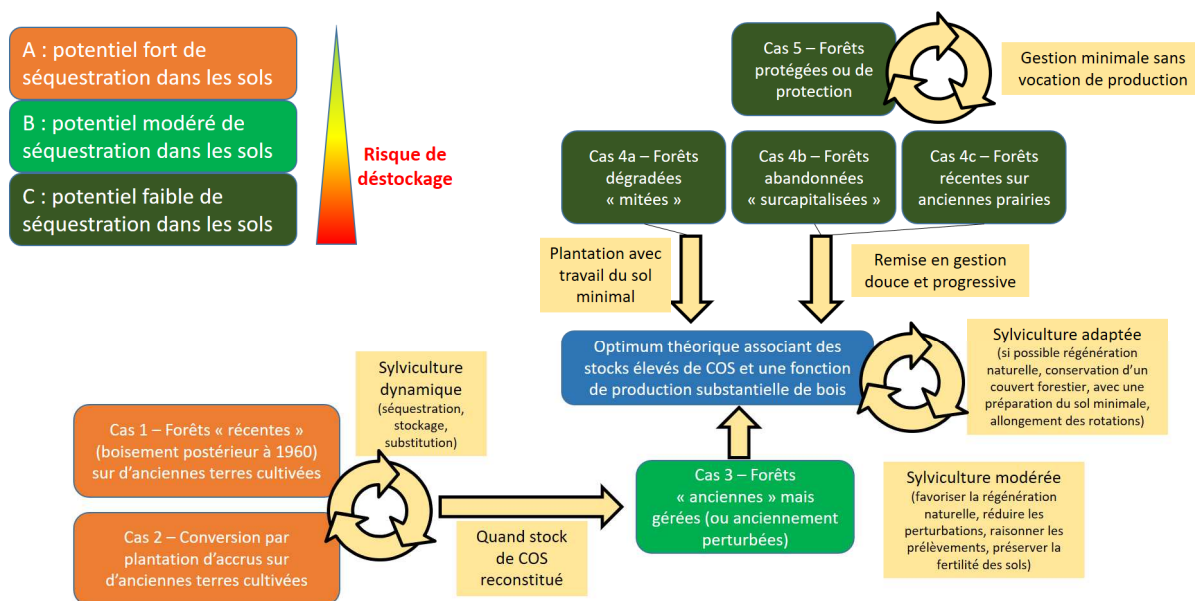
L'étude de la littérature montre clairement qu'il n'y a pas de trajectoire unique du COS forestier : il peut croître, rester stable, ou décroître en fonction du contexte (historique, pédo-climatique, et de gestion sylvicole). Ainsi, la dynamique actuelle de stockage en France ne peut être considérée comme acquise, le flux pouvant s'amoinrir avec le temps. Le flux peut même s'inverser si les conditions changent l'état d'équilibre. Il peut s'agir de conséquences du changement climatique (e.g. sécheresses, incendies) ou de pratiques de gestion (e.g. intensification de l'exploitation forestière, rajeunissement de la forêt ou diminution de la biomasse sur pied conduisant à une diminution des apports de matières organiques (Achat et al., 2015)). En théorie, à surface forestière fixée (~17.3 Mha en 2022 ; source = IGN) et à conditions environnementales et de gestion stables, le flux tendra à diminuer au fur et à mesure que le stock de COS s'approchera de l'état d'équilibre. En pratique, toutefois, aucune de ces conditions de stabilité ne sont remplies et il est donc extrêmement difficile d'anticiper l'avenir :

- La surface forestière continue à augmenter (~0.1 Mha/an entre 2010 et 2022) ce qui modifie mécaniquement la moyenne du flux de COS à l'échelle nationale. L'impact de ces forêts extrêmement récentes dépendra des occupations précédentes de ces sols, et notamment de la proportion de sols initialement pauvres en COS (cultures annuelles, vignes, anciennes zones urbaines ou industrielles). En effet, dans ce type de situation, le flux de stockage de COS peut-être extrêmement élevé les premières décennies (jusqu'à >1000 kg<sub>COS</sub>/ha/an ; (Nave et al., 2013; Wertebach et al., 2017)). A l'inverse, le flux peut être insignifiant dans le cas de sols déjà bien fournis en COS comme les prairies permanentes (Poeplau et al., 2011). Il est à noter qu'une baisse ponctuelle peut même être observée juste après l'afforestation de prairies (Laganier et al., 2010), et qui peut être reliée à un effet perturbateur des opérations de plantation. D'une manière générale, il semble que les afforestations spontanées stockent plus de COS que les afforestations par plantation (Thibault et al., 2022; Wang et al., 2020), même si des contre-exemples existent (Cortijos-López et al., 2024) et que les plantations ont une meilleure productivité arborée (Thibault et al., 2022).
- L'évolution du COS sera soumise au changement climatique. Toutefois, ces changements n'ont pas un effet univoque : si une augmentation de la température peut favoriser la décomposition du COS en stimulant l'activité des microbes du sol, elle peut dans le même temps favoriser la croissance végétale et donc la production de débris organiques alimentant le sol (Davidson and Janssens, 2006). De la même manière, des stress estivaux (sécheresses, canicules) peuvent réduire la productivité des forêts (et donc les apports de carbone) tout en limitant l'activité des microorganismes du sol (et donc la décomposition de COS). Enfin, la dynamique du COS sera soumise à l'évolution des dépôts atmosphériques d'azote qui favorisent à la fois la stabilisation de COS et la production des forêts (Janssens and Luysaert, 2009).

- La dynamique du COS dépend de la gestion sylvicole, comme la densité des peuplements, l'identité des essences et leur nombre, la gestion du sous-bois et l'intensité des coupes (Achat et al., 2015; Augusto and Boča, 2022; Mayer et al., 2020). L'évolution du flux de COS à l'échelle nationale sera donc contingente de l'évolution des pratiques de gestion, difficilement anticipables sur le long-terme. Si la tendance actuelle des forêts françaises vers un vieillissement et une densification des peuplements se maintient, cela constituera un facteur favorable au stockage de COS car il est bien établi que les forêts anciennes non-perturbées stockent de grandes quantités de COS (Luyssaert et al., 2008; Wang et al., 2021). Il est toutefois notable qu'un vieillissement et une densification des peuplements aurait aussi des conséquences sur les quantités de biomasses récoltées et donc sur les effets de stockages dans les produits-bois et les effets de substitutions des matières (Taerwe et al., 2017), effets non pris en compte dans le présent rapport.

Compte tenu de ces nombreuses incertitudes, des exercices de **modélisation** (en interaction avec des études *in situ* pour la validation et l'amélioration des modèles (Achat et al., 2016; Garsia et al., 2023)), intégrant à la fois des changements environnementaux (tendanciels ou stochastiques ; climatiques et environnementaux) et des scénarii de gestion, sont à mener pour explorer les **trajectoires envisageables pour le futur** (résultats attendus dans le cadre du **PEPR FairCarboN**). Malgré les fortes incertitudes pour l'avenir, une recommandation importante reste pertinente, à savoir d'**adapter la gestion sylvicole et les objectifs d'atténuation en fonction de la typologie des forêts françaises** (Figure 5).

**Figure 5 - Vers un stockage optimal de COS dans les forêts françaises :**



Adapté de : Augusto, L., Saint-André, L., Bureau, F., Derrien, D., Pousse, N., & Cécillon, L. (2019).

Séquestration de carbone organique dans les sols forestiers: impacts de la gestion sylvicole. *Forêt entreprise*, (245), 62-66.

## Références bibliographiques

- Achat, D.L., Augusto, L., Gallet-Budynek, A., Loustau, D., 2016. Future challenges in coupled C–N–P cycle models for terrestrial ecosystems under global change: a review. *Biogeochemistry* 131, 173–202.
- Achat, D.L., Fortin, M., Landmann, G., Ringeval, B., Augusto, L., 2015. Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. *Scientific Reports* 5, 15991.
- Achat, D.L., Pousse, N.N., Nicolas, M., Augusto, L., 2018. Nutrient remobilization in tree foliage as affected by soil nutrients and leaf life span. *Ecological Monographs* 88, 408–428. <https://doi.org/10.1002/ecm.1300/full>
- Alvaro-Fuentes, J., Easter, M., Cantero-Martinez, C., Paustian, K., 2011. Modelling soil organic carbon stocks and their changes in the northeast of Spain. *European Journal of Soil Science* 62, 685–695.
- Augusto, L., Boča, A., 2022. Tree functional traits, forest biomass, and tree species diversity interact with site properties to drive forest soil carbon. *Nature Communications* 13, 1–12.
- Balesdent, J., Basile-Doelsch, I., Chadoeuf, J., Cornu, S., Derrien, D., Fekiacova, Z., Hatté, C., 2018. Carbon transfer from atmosphere to deep soil layers over the last 50 years. *Nature* 559, 599–602.
- Barcena, T.G., Kiaer, L.P., Vesterdal, L., Stefansdottir, H.M., Gundersen, P., Sigurdsson, B.D., 2014. Soil carbon stock change following afforestation in Northern Europe: a meta-analysis. *Global Change Biology* 20, 2393–2405. <https://doi.org/10.1111/gcb.12576>
- Baritz, R., Seufert, G., Montanarella, L., Van Ranst, E., 2010. Carbon concentrations and stocks in forest soils of Europe. *Forest Ecology and Management* 260, 262–277. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.03.025>
- Basile-Doelsch, I., Balesdent, J., Pellerin, S., 2020. Reviews and syntheses: The mechanisms underlying carbon storage in soil. *Biogeosciences* 17, 5223–5242.
- 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.
- Bellassen, V., Luyssaert, S., 2014. Managing forests in uncertain times. *Nature* 506, 153–155.
- Brunner, I., Bakker, M.R., Bjork, R.G., Hirano, Y., Lukac, M., Aranda, X., Borja, I., Eldhuset, T.D., Helmissaari, H.S., Jourdan, C., Konopka, B., Lopez, B.C., Perez, C.M., Persson, H., Ostonen, I., 2013. Fine-root turnover rates of European forests revisited: an analysis of data from sequential coring and ingrowth cores. *Plant and Soil* 362, 357–372.
- Brunner, I., Godbold, D.L., 2010. Belowground carbon in forests soils: Turnover as a key process.
- Callesen, I., Harrison, R., Stupak, I., Hatten, J., Raulund-Rasmussen, K., Boyle, J., Clarke, N., Zabowski, D., 2016. Carbon storage and nutrient mobilization from soil minerals by deep roots and rhizospheres. *Forest Ecology and Management* 359, 322–331. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.08.019>
- Cook, R.L., Binkley, D., Stape, J.L., 2016. Eucalyptus plantation effects on soil carbon after 20 years and three rotations in Brazil. *Forest Ecology and Management* 359, 92–98. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.09.035>
- Cortijos-López, M., Sánchez-Navarrete, P., Lasanta, T., Cammeraat, E.L., Nadal-Romero, E., 2024. Afforestation, Natural Secondary Forest or Dehesas? Looking for the Best Post-Abandonment Forest Management for Soil Organic Carbon Accumulation in Mediterranean Mountains. *Forests* 15, 166.
- Davidson, E.A., Janssens, I.A., 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* 440, 165–173.
- De Vos, B., Cools, N., Ilvesniemi, H., Vesterdal, L., Vanguelova, E., Camicelli, S., 2015. Benchmark values for forest soil carbon stocks in Europe: Results from a large scale forest soil survey. *Geoderma* 251, 33–46.
- Dhôte, J.-F., Leban, J.M., Saint-Andre, L., Derrien, D., Zhun, M., Loustau, D., Achat, D.L., Roux, A., Schmitt, B., 2016. Leviers forestiers en termes d'atténuation pour lutter contre le changement climatique, Rapport d'étude pour le Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt. Paris, INRA-DEPE.

- Don, A., Seidel, F., Leifeld, J., Kätterer, T., Martin, M., Pellerin, S., Emde, D., Seitz, D., Chenu, C., 2024. Carbon sequestration in soils and climate change mitigation—Definitions and pitfalls. *Global Change Biology* 30, e16983.
- Duddigan, S., Hales-Henao, A., Bruce, M., Diaz, A., Tibbett, M., 2024. Restored lowland heathlands store substantially less carbon than undisturbed lowland heath. *Communications Earth & Environment* 5, 15.
- Finér, L., Ohashi, M., Noguchi, K., Hirano, Y., 2011. Fine root production and turnover in forest ecosystems in relation to stand and environmental characteristics. *Forest Ecology and Management* 262, 2008–2023.
- Garsia, A., Moinet, A., Vazquez, C., Creamer, R.E., Moinet, G.Y., 2023. The challenge of selecting an appropriate soil organic carbon simulation model: A comprehensive global review and validation assessment. *Global Change Biology* 29, 5760–5774.
- Gingrich, S., Erb, K.-H., Krausmann, F., Gaube, V., Haberl, H., 2007. Long-term dynamics of terrestrial carbon stocks in Austria: a comprehensive assessment of the time period from 1830 to 2000. *Regional Environmental Change* 7, 37–47.
- Gosheva, S., Walthert, L., Niklaus, P.A., Zimmermann, S., Gimmi, U., Hagedorn, F., 2017. Reconstruction of historic forest cover changes indicates minor effects on carbon stocks in Swiss forest soils. *Ecosystems* 20, 1512–1528.
- Jackson, R.B., Lajtha, K., Crow, S.E., Hugelius, G., Kramer, M.G., Pineiro, G., 2017. The ecology of soil carbon: pools, vulnerabilities, and biotic and abiotic controls, in: *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, Annual Review of Ecology Evolution and Systematics. pp. 419–445.
- Janssens, I.A., Luysaert, S., 2009. Nitrogen's carbon bonus. *Nature Geoscience* 2, 318–319.
- 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>
- Kopittke, G., Tietema, A., Van Loon, E., Kalbitz, K., 2013. The age of managed heathland communities: implications for carbon storage? *Plant and Soil* 369, 219–230.
- Korner, C., 2003. Slow in, rapid out - Carbon flux studies and Kyoto targets. *Science* 300, 1242–1243. <https://doi.org/DOI 10.1126/science.1084460>
- Laganiere, J., Angers, D.A., Pare, D., 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biology* 16, 439–453.
- Le Noë, J., Matej, S., Magerl, A., Bhan, M., Erb, K.-H., Gingrich, S., 2020. Modeling and empirical validation of long-term carbon sequestration in forests (France, 1850–2015). *Global Change Biology* 26, 2421–2434.
- Letten, S., Van Orshoven, J., Van Wesemael, B., Muys, B., Perrin, D., 2005. Soil organic carbon changes in landscape units of Belgium between 1960 and 2000 with reference to 1990. *Global Change Biology* 11, 2128–2140.
- Lindroos, A.-J., Mäkipää, R., Merilä, P., 2022. Soil carbon stock changes over 21 years in intensively monitored boreal forest stands in Finland. *Ecological Indicators* 144, 109551.
- Liski, J., Perruchoud, D., Karjalainen, T., 2002. Increasing carbon stocks in the forest soils of western Europe. *Forest Ecology and Management* 169, 159–175.
- Luysaert, S., Ciais, P., Piao, S.L., Schulze, E.D., Jung, M., Zaehle, S., Schelhaas, M.J., Reichstein, M., Churkina, G., Papale, D., Abril, G., Beer, C., Grace, J., Loustau, D., Matteucci, G., Magnani, F., Nabuurs, G.J., Verbeeck, H., Sulkava, M., van der Werf, G.R., Janssens, I.A., Team, C.-I.S., 2010. The European carbon balance. Part 3: forests. *Global Change Biology* 16, 1429–1450.
- Luysaert, S., Schulze, E.D., Borner, A., Knohl, A., Hessenmoller, D., Law, B.E., Ciais, P., Grace, J., 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455, 213–215.
- Ma, S., He, F., Tian, D., Zou, D., Yan, Z., Yang, Y., Zhou, T., Huang, K., Shen, H., Fang, J., 2018. Variations and determinants of carbon content in plants: a global synthesis. *Biogeosciences* 15, 693–702.
- Martin, M.P., Dimassi, B., Román Dobarco, M., Guenet, B., Arrouays, D., Angers, D.A., Blache, F., Huard, F., Soussana, J.-F., Pellerin, S., 2021. Feasibility of the 4 per 1000 aspirational target for soil carbon: A case study for France. *Global Change Biology* 27, 2458–2477.

- Mayer, M., Prescott, C.E., Abaker, W.E.A., Augusto, L., Cecillon, L., Ferreira, G.W.D., James, J., Jandl, R., Katzensteiner, K., Laclau, J.-P., Laganriere, J., Nouvellon, Y., Pare, D., Stanturf, J.A., Vanguelova I, E., Vesterdal, L., 2020. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management* 466, 118127.
- McGrath, M.J., Luyssaert, S., Meyfroidt, P., Kaplan, J.O., Bürgi, M., Chen, Y., Erb, K., Gimmi, U., McNerney, D., Naudts, K., others, 2015. Reconstructing European forest management from 1600 to 2010. *Biogeosciences* 12, 4291–4316.
- Nave, L., Swanston, C., Mishra, U., Nadelhoffer, K., 2013. Afforestation effects on soil carbon storage in the United States: a synthesis. *Soil Science Society of America Journal* 77, 1035–1047.
- Ortiz, C.A., Liski, J., Gärdenäs, A.I., Lehtonen, A., Lundblad, M., Stendahl, J., Ågren, G.I., Karlton, E., 2013. Soil organic carbon stock changes in Swedish forest soils—a comparison of uncertainties and their sources through a national inventory and two simulation models. *Ecological Modelling* 251, 221–231.
- Peaucelle, M., Ciais, P., Maignan, F., Nicolas, M., Cecchini, S., Viovy, N., 2019. Representing explicit budburst and senescence processes for evergreen conifers in global models. *Agricultural and Forest Meteorology* 266, 97–108.
- Pellerin, S., Bamière, L., 2020. Stocker du carbone dans les sols français. Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ? (Rapport INRA-DEPE).
- Poeplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., Van Wesemael, B., Schumacher, J., Gensior, A., 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone - carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology* 17, 2415–2427. <https://doi.org/doi: 10.1111/j.1365-2486.2011.02408.x>
- Pongratz, J., Reick, C., Raddatz, T., Claussen, M., 2008. A reconstruction of global agricultural areas and land cover for the last millennium. *Global Biogeochemical Cycles* 22.
- Post, W.M., Emanuel, W.R., Zinke, P.J., Stangenberger, A.G., 1982. Soil carbon pools and world life zones. *Nature* 298, 156–159.
- Stevens, A., Van Wesemael, B., 2008. Soil organic carbon dynamics at the regional scale as influenced by land use history: a case study in forest soils from southern Belgium. *Soil Use and Management* 24, 69–79.
- Taeroe, A., Mustapha, W.F., Stupak, I., Raulund-Rasmussen, K., 2017. Do forests best mitigate CO2 emissions to the atmosphere by setting them aside for maximization of carbon storage or by management for fossil fuel substitution? *Journal of Environmental Management* 197, 117–129. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.051>
- Ter-Mikaelian, M.T., Gonsamo, A., Chen, J.M., Mo, G., Chen, J., 2021. Historical and future carbon stocks in forests of northern Ontario, Canada. *Carbon Balance and Management* 16, 1–18.
- Thibault, M., Thiffault, E., Bergeron, Y., Ouimet, R., Tremblay, S., 2022. Afforestation of abandoned agricultural lands for carbon sequestration: how does it compare with natural succession? *Plant and Soil* 475, 605–621.
- Torn, M.S., Trumbore, S.E., Chadwick, O.A., Vitousek, P.M., Hendricks, D.M., 1997. Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. *Nature* 389, 170–173.
- Wang, Y., Chen, L., Xiang, W., Ouyang, S., Zhang, T., Zhang, X., Zeng, Y., Hu, Y., Luo, G., Kuzyakov, Y., 2021. Forest conversion to plantations: A meta-analysis of consequences for soil and microbial properties and functions. *Global Change Biology* 27, 5643–5656.
- Wang, Y., Zheng, H., Chen, F., Zeng, J., Zhou, J., Ouyang, Z., 2020. Stabilities of soil organic carbon and carbon cycling genes are higher in natural secondary forests than in artificial plantations in southern China. *Land Degradation & Development* 31, 2986–2995.
- Wei, X.R., Shao, M.G., Gale, W., Li, L.H., 2014. Global pattern of soil carbon losses due to the conversion of forests to agricultural land. *Scientific Reports* 4, 4062. <https://doi.org/10.1038/srep04062>
- Wertebach, T.-M., Hölzel, N., Kämpf, I., Yurtaev, A., Tupitsin, S., Kiehl, K., Kamp, J., Kleinebecker, T., 2017. Soil carbon sequestration due to post-Soviet cropland abandonment: estimates from a large-scale soil organic carbon field inventory. *Global Change Biology* 23, 3729–3741.