

森林における土壌炭素動態のモデルを用いた全国評価

橋本昌司¹

Regional modelling of carbon dynamics in Japanese forest soils

Shoji HASHIMOTO¹

1. はじめに

地球温暖化に代表される気候変動が人類の重要な問題になって以降、森林における炭素動態研究が盛んに行われてきた。気候変動は全球的な現象であるため、サイトスケールでの炭素動態研究に加え全球スケールでの評価が必要である。さらに炭素の放出が国際的な報告対象となったため国家スケールでの評価も重要となっている。森林土壌は森林における炭素ストックの最大のコンポーネントである。ここでは、日本の森林土壌を例に土壌炭素動態の広域モデリングについて解説を行う。

2. なぜ森林土壌炭素が重要なのか

地球上には大気、陸面、海洋など様々な所に炭素が蓄積しており、それらの炭素が循環している (IPCC, 2001)。大気中にはおよそ 700 Pg (ペタグラム = 10^{15} グラム) の炭素が蓄積していると推定されているが、地球上の植生にはおよそ 500 Pg の炭素が蓄積しており、一方土壌にはおよそ 1500 Pg の炭素が蓄積していると推定されている (Post et al., 1982; IPCC, 2001)。この土壌中の炭素は、植物遺体が起源であり、蓄積している炭素の一部は徐々に分解されている。落葉落枝などを通じて土壌に入ってくる炭素と、分解によって出て行く炭素のバランスで土壌炭素の量が決まっている。この土壌の巨大な炭素プールの動態は、地球の炭素循環に大きな影響を与えるため、植物による炭素固定と同じように重要視されている (伊藤, 2002)。加えて、土壌の有機物分解は温度に対して指数関数的に増加することが知られており、今後の温暖化により現在蓄積している土壌炭素が大気へ放出してしまうかもしれないという危険性が指摘されている (Jenkinson et al., 1991; Trumbore et al., 1996; Kirschbaum, 2000; Bellamy et al., 2005; Bond-Lamberty and Thomson, 2010; Hashimoto et al., 2011a)。土壌炭素が、地球規模の炭素循環にどのような影響を与えるのかを調べるためには、メカニズム研究だけでなく、広域での炭素循環モデリングが必要になる。

さらに、京都議定書にあるように現在各国は自国の炭素放出・吸収量を定量することが求められており、また森林 (樹木と土壌) の吸収量を自国の炭素放出量から差し引くことができるため、国家・地域スケールでの広域評価が求められている。日本は国土の約 7 割を森林が占めるため、森林土壌の炭素を広域評価することは重要である。

3. モデリング

広域で土壌炭素動態をトレースするために、モデリングが必要となる。ここではモデルの種類と構造の概要と、広域への適用について解説する。

3.1 モデルの種類とモデルの構造

土壌炭素を取り扱うモデルとして、大きく分けて「植物体の炭素循環を含んでいるモデル」(Fig. 1 (a)) と、「土壌部分だけのモデル」(Fig. 1 (b)) に分けられる。前者の代表的なモデルとしては CENTURY モデル (Parton et al., 1987) (Fig. 2 (a)), DNDC モデル (Li et al., 1992), Biome-BGC (Running, 1994), Sim-Cycle (Ito and Oikawa, 2002), CBM-CFS3 (Kurz et al., 2009) などがある。また後者の代表的なものとしては RothC モデル (Coleman et al., 1997) (Fig. 2 (b)), Yasso モデル・Yasso07 モデル (Liski et al., 2005; Tuomi et al., 2009) (Fig. 2 (c)) などがある。土壌炭素は、植物からの植物遺体供給量と分解による炭素放出量のバランスで成り立っている。後者のモデルは、何らかの形で植物による土壌への植物遺体供給量を推定する必要がある。両者それぞれ、長所と短所がある。植物体も含むモデルは、細かいプロセスがトレースできるメリットもあるが、必要な入力データやパラメータ数が多いなど、取り扱いが煩雑となる傾向がある。一方、土壌モデルはシンプルであるがゆえに、取り扱いが比較的容易で入力データやパラメータ数が少ない。また土壌モデルは、他の様々な物質循環モデルや全球陸面モデルに移植されることもある。CENTURY モデルのように、土壌部分だけ抜き出して他のモデルに移植されることもある (Potter et al., 1996)。

次に土壌炭素モデルの構造について解説する。様々な土壌炭素モデルが提案されているが、構造という点で大きな共通点がある。それは、土壌炭素の動態を異なる分解しやすさ (分解定数) をもつ複数のプールを接続して表現する点である (伊藤, 2002; Smith, 2002) (Fig. 2)。いわゆるボックスモデルまたはコンパートメントモデル

¹ Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki, 305-8687, Japan.

Corresponding author: 橋本昌司, ¹ 独立行政法人森林総合研究所

2012年12月12日受稿, 2013年1月29日受理

土壌の物理性 123号, 93-99 (2013)

と呼ばれるものである。このプールの数や質、プール間の接続、また温度や水分などの影響の表現、時間ステップなどがモデルによって異なってくる。また、ほぼすべての土壌炭素モデルにおいては、深さ方向の分布は考慮に入っていない。単位時間あたりの分解量 (f_{out} : プールの減少量) は、そのプールの炭素量を S_i とすると、分解定数 k (y^{-1}) を用いて

$$f_{out} = kS_i$$

と表現される。この式は、ある単位時間でそのプールから出ていく量はそのプールの存在量の k 倍(たとえば 0.2 であれば 2 割が出て行く) という事を意味している。他のプールから入ってくる炭素量を f_{in} とすると、次の時間ステップにおけるそのプールの炭素蓄積量は

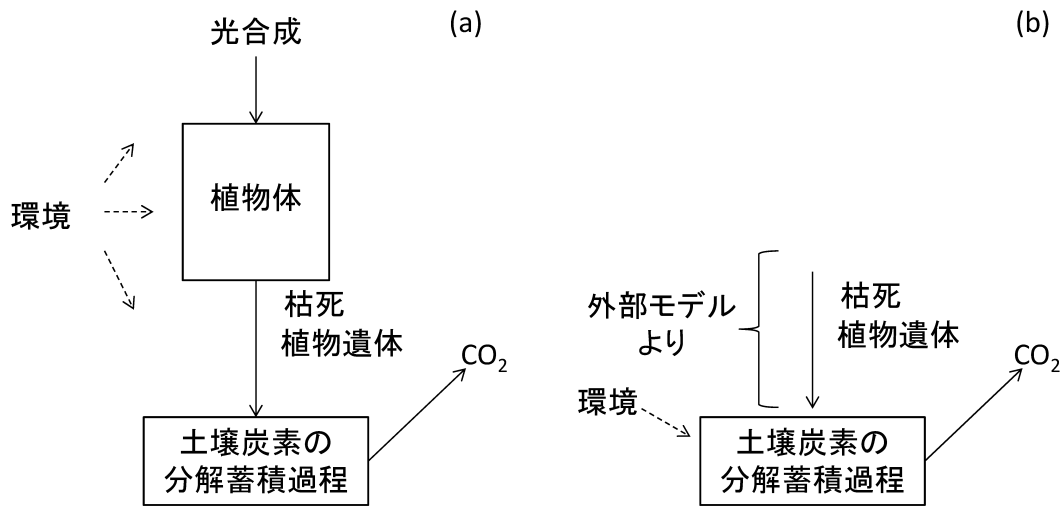


Fig. 1 植物体を含む土壌炭素動態モデル (a) と、植物体を含まない土壌炭素動態モデル (b) の概念図。破線 (環境) は気温や降水量の環境の影響を意味している。

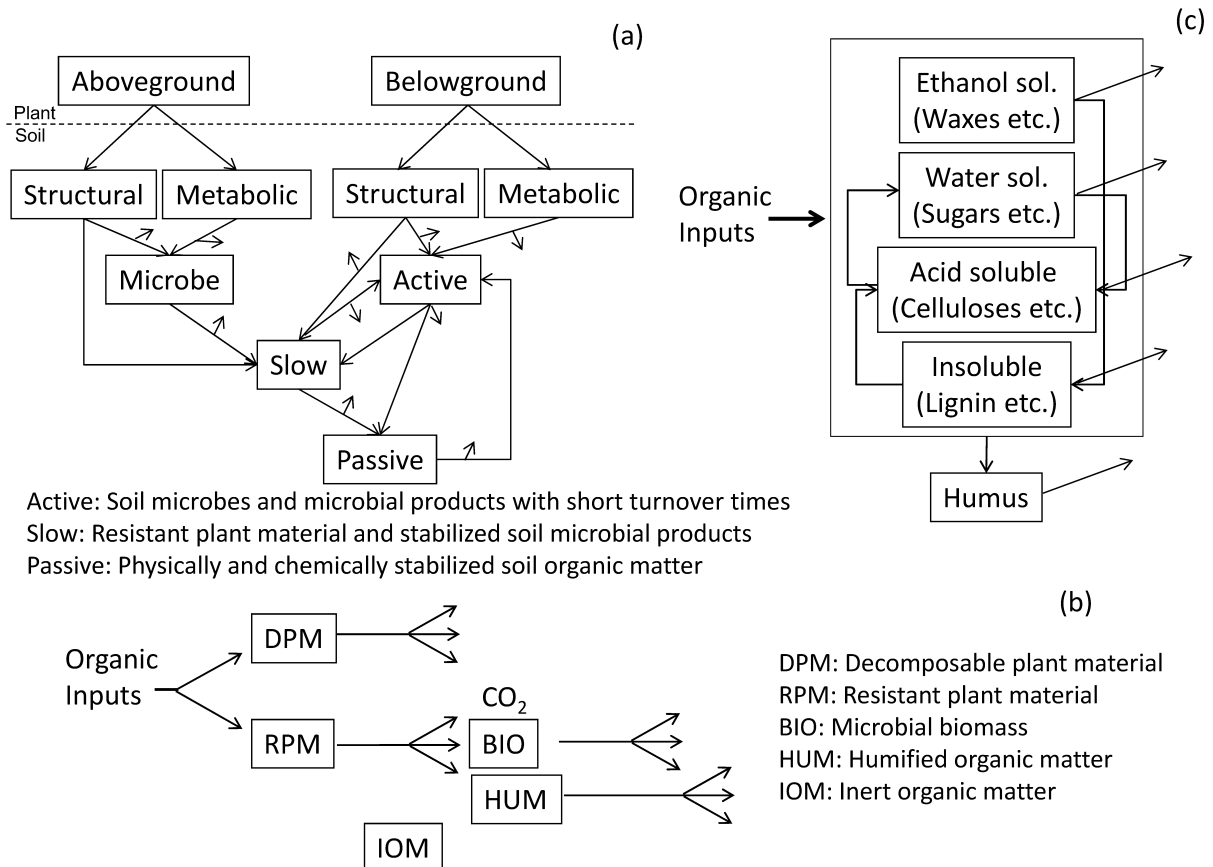


Fig. 2 様々な土壌炭素動態モデルの概念図。 (a) CENTURY モデル, (b) RothC モデル, (c) Yasso07 モデル。

$$S_{t+1} = S_t + f_{in} - f_{out}$$

と表現される。温度や水分の影響は、基準分解定数 (k_0) にそれぞれの影響関数 (f (温度), g (水分)) を掛け合わせることで組み込まれることが多い。

$$k = k_0 \times f(\text{温度}) \times g(\text{水分})$$

またその他、モデルによって有機物の C/N 比や粘土含有量などが影響を与える。さらに、C だけでなく、N や P の動態も組み込んだモデルもある。

3.2 広域にモデルを適用するとは

このような土壌炭素モデルを広域に適用して全国スケールの炭素蓄積量を評価する方法を具体的に説明する。通常、あるモデルをサイトに適用する場合は、そのサイトの気象条件などモデルに必要なデータをモデルに入力し、モデルの結果を出力する (Fig. 3 (a))。広域の場合は、まず、対象とする広域をメッシュ (グリッド) で区切る。たとえば、1 km メッシュや、0.5° メッシュである。そしてそのメッシュそれぞれで、入力データ (気候や土壌条件)・シナリオ (土地利用) などをモデルに与え、モデルを適用する。各メッシュで出力された値を空間的にマッピングしたり、積算してその対象とする地域の総量とする (Fig. 3 (b))。

対象とする広域を区切るメッシュの大きさは、実際には、対象とする地域の大きさと入力データの Availability で決まることが多い。対象とする地域に対してあまりに細かいメッシュを採用してしまうと、計算回数が膨大になり、時には計算ができないこともある。また一方で、モデルを適用するためには入力データが必要であり (たとえば気候)、どのような空間解像度 (メッシュサイズ) の入力データセットが存在するのかに依存する。この両方のバランスを鑑みて、メッシュの大きさが決まる。ここで注意が必要なのは、一般にモデルはサイトスケール (たとえば数十メートル四方) を代表する

データで構築 / 検証されるにもかかわらず、広域に適用される場合は 1 キロメートル~数十キロメートル四方を代表する出力をするものとして取り扱われる。取り扱うスケールが異なれば、重要なプロセスやパラメータ値が変わってくる可能性もあるので注意が必要である (Kimura et al., 2009)。また一般にメッシュの中は均質として (たとえば単一の植生) として取り扱われることが多い。

ここまで、メッシュ単位でモデルを適用する方法を説明したが、国家スケールの森林土壌炭素をモデリングするのは、この方法だけではない。たとえば、国家の森林を一つ (または少数) の森林ととらえ、平均的な気候や林業統計と組み合わせて、国家スケールの炭素蓄積をシミュレートする手法もある (Liski et al., 2002; Liski et al., 2006; de Wit et al., 2006)。たとえばフィンランドは、各国の温室効果ガスの吸排出量を報告した National Inventory Report で、国土を北と南の二つに分割しそれぞれの区分にモデルを適用し国土の森林土壌における炭素吸排出量を推定している (Statistics Finland, 2011)。

3.3 日本の森林土壌炭素の広域評価に適した代表的なデータセット

日本には、標準地域メッシュという規格があり、その中の第 3 次地域区画 (3 次メッシュコード) が 1 km メッシュで全国をカバーしている。様々なデータセットがその 3 次メッシュコードで構築されている。以下に、便利なデータセットを紹介する。

ア) 植生

- ① 国土数値情報 (<http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/>) : 土地利用の区分として森林か森林でないかが区別可能。
- ② 生物多様性情報システム (<http://www.biodic.go.jp/J-IBIS.html>) : 元々生物多様性の調査として行われているので、細かい樹種がわかるが、その反面利用の際には植生を集約する必要がある。

イ) 気候

- ① メッシュ気候値 2000 (CD-ROM) : 1971 年から

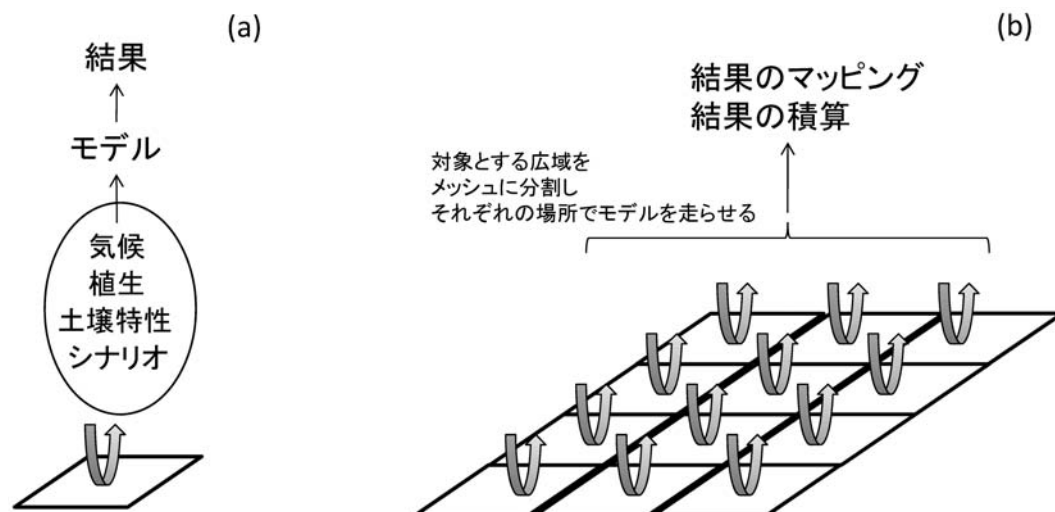


Fig. 3 サイトスケール (a)、広域スケール (b) のモデリングの概念図。

2000年の30年間の観測値にもとづいた平年値。気象要素は平均気温・日最高気温・日最低気温・降水量・最深積雪・日照時間・全天日射量がある。

- ②アメダスメッシュ化データ (<http://www.niaes.affrc.go.jp/topics/amedas/meshdata.html>): 農業環境技術研究所がアメダスデータをメッシュ化して日別値を1 km メッシュで作成している。1979年からのデータがある。

ウ) 土壌タイプ

国土数値情報 (<http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/>): 細かい土壌タイプがわかるが、利用の際には集約する必要がある。

エ) 標高

国土数値情報 (<http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/>) (標高に関しては、数値標高モデルというより細かい解像度のデータが存在する)

また、1kmよりも荒い0.5°メッシュなどの解像度になるが、全球の陸面を対象に気候や植生、土壌の物理化学性などのグローバルデータセットが存在する (たとえば Climate Research Unit; <http://www.cru.uea.ac.uk/>)。

4. 日本の森林土壌炭素の広域評価に関するこれまでの研究

日本の森林土壌の広域評価に関する既往研究は、必ずしも数は多くない。もっとも有名な研究は森貞らの研究である (Morisada et al., 2004)。森貞らは、過去に植林の適地判定や土壌図を作るために行われた膨大な土壌調査の結果を再解析し、土壌タイプごとの平均的な土壌炭素蓄積量を求め、国土数値情報の土壌タイプの分布面積と掛け合わせることで、日本の森林土壌炭素蓄積量を全国評価した。その結果、日本の森林土壌には1mまでの深さに4570 Tg ± 500 TgC (テラグラム = 10¹² グラム; ± 95% 信頼区間) の蓄積があると推定した。

また、国際的な枠組みでの日本の森林土壌における温室効果ガス吸排出量算定のため、森林総合研究所と林野庁はCENTURYモデルをベースにしたCENTURY-jfosを構築し、森林土壌部分による炭素吸排出量算定を行っている (温室効果ガスインベントリオフィス, 2012)

Takahashi et al., (2010) では、日本の森林におけるリター (森林の地表面にある有機物層)、枯死木、土壌の炭素蓄積量に関する既存の文献が整理されており、土壌だけでなくリターや枯死木の炭素蓄積量についても現時点での蓄積量の推定値が明らかとなった。また土壌炭素蓄積量は農耕地との比較が行われ、単位面積あたりの土壌炭素蓄積量は農耕地土壌のほうが森林より20%程度小さいことが明らかとなった。

最近、橋本らにより (Hashimoto et al., 2012), CENTURYモデルを1 km メッシュで全国の森林に適用する試みが行われた。またその研究の中で、気候変動下でのシミュレーションも行われ、IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) の東アジア地域の平均的な予測である約3℃の気温上昇と9%の降水量の増加を

仮定した場合の炭素蓄積量も推定された。その結果、植物による炭素固定の増加を上回る勢いで、土壌中の炭素が分解・放出され、土壌炭素蓄積量が5%程度減少する可能性が示唆された。

また、林野庁の「森林吸収源インベントリ情報整備事業」では、全国の森林で20 km メッシュごとに土壌炭素蓄積量調査が行われている (<http://www.ffpri.affrc.go.jp/labs/fsinvent/index.html>)。第一期の調査が平成18年度から22年度にかけて行われ、現在第2期の調査が行われている。これらの調査は、日本の森林土壌における炭素蓄積量の初めての全国的システマティック・サンプリングである。現在第一期データの解析が行われており、今後日本の森林土壌炭素蓄積の実態を明らかにしてくれるものと期待される (Ugawa et al., 2012)。また、将来データが公開されれば、モデリングによるアプローチとのデータ比較や、モデルの精度向上に使われていくことが期待される。

5. なぜ森林土壌炭素の評価が難しいのか

冒頭で、いかに土壌炭素 (森林土壌炭素) が重要であるかを説明した。しかし、実は植物の炭素蓄積研究よりも、わからないことが多い。それは土壌炭素特有の理由がある。まず、土壌炭素蓄積は測定に手間がかかることである。土壌炭素蓄積量を測る方法は、唯一、穴を掘って土壌を採取しサンプルを分析するほかない。たとえば森林の地表にセンサーを置いて非破壊で土壌炭素量を推定する手法や、樹木の調査のように上空からのリモートセンシングで炭素蓄積量を推定する手法などは現在のところ開発されていない。広域で多点調査を行うことは、多くの時間・労力・資金が必要となる。そのため、外挿・内挿を得意とするモデルが土壌炭素蓄積量の広域評価にはよく使われる (Peltoniemi et al., 2007)。また土壌炭素の蓄積量は、植物からの有機物供給と分解とのバランスで成り立っている事も、土壌炭素蓄積のモデリングが難しい一因である。供給と分解の両方のプロセスが正しく評価できないと、正しく土壌炭素動態が評価できない。また、土壌炭素蓄積量の変化は数十年、数百年、千年の時間スケールの現象である。そのため、変化量がトレースしにくい。またこの「長い時間スケールの現象」である、ということは、現在の土壌炭素蓄積が、過去の長い履歴 (土地利用、植生) に影響を受けていることを意味し、モデリングを難しくしている。現在の気候や植生のデータは存在しても、数十年から数百年にわたる土地の履歴は、特に広域では手に入りにくい。また、土壌は様々な性質の有機物の混合体である点 (たとえば難分解性～易分解性) も、モデリングが難しい理由の一つである。

上述のような土壌モデリングの一般的な難しさの他に、日本特有の難しさもある。一つは、森林の土壌分類で「黒色土」と呼ばれる土壌の取り扱いである。黒色土は、日本の森林の多くを占める土壌である褐色森林土よりも炭素蓄積量が大きい。黒色土の中には火山灰土が含まれるが、火山灰土は火山灰に影響を受けており火山灰

に含まれる鉄やアルミなどの金属が腐植物質と結合し、より安定的な腐植を形成することによる有機物分解抑制メカニズムがある (Hiradate et al., 2004). 火山灰土は世界的には分布が大きいいため、欧米で開発された既存の土壌炭素モデルでは火山灰土は一般に考慮されておらず、そのまま日本の火山灰土に適用してもうまく適用できないことが報告されている (Shirato et al., 2004). ただし、農耕地ではピロリン酸塩可溶 Al 含量に応じて腐植画分の分解率を変えるなどして、火山灰土にも適用ができることが確認されている (Shirato et al., 2004). また、黒色土の中には過去の茅などの草原と人為的火入れの影響により高い炭素蓄積量になっている場合がある。草原植生では森林植生よりも土壌への植物遺体の供給量が多く土壌炭素蓄積量が大きくなる。またその草原植生を維持するために火入れをすることで、分解に強い抵抗性を持つ炭化物が土壌に蓄積する (岡本 2009). もう一つモデリングの難しさをあげるとするなら、過去の森林利用の履歴がわからないことである。1960年代頃まで日本の森林は木材生産の場として活発に利用されていた。また、樹木の利用だけでなく、地域によっては肥料に利用するため地表のリター層の持ち出しなどが行われていた。森林利用の歴史は地域によって異なり、またその土壌の受食性の違いもあり、土壌炭素蓄積に残る過去の森林利用の影響は地域によって異なることが推測される。たとえば、関西域はかなり古くから森林の利用が盛んであり、また花崗岩質土壌が多いため浸食を受けやすいこともあり、現在でも土壌炭素蓄積量が少ない。このような長い履歴を広域でモデリングに組み込んでいくのは難しい。

最後に、農耕地土壌と森林土壌の違いを述べる。同じ土壌炭素ではあるが、農耕地土壌と森林土壌では炭素動態モデリングの観点からいくつか大きな違いがある。一点目は、土壌への有機物供給量の推定が、森林は農耕地土壌に比べて難しい。農耕地土壌では、農作物からの土壌への有機物供給量に加え、人為的な有機肥料の投入など、土壌への有機物投入量が比較的明確である。一方、森林においては、どれぐらいの炭素を森林が固定し、どれぐらいの有機物が土壌へ供給されているのかを正確に見積もるのは難しく、それだけで最先端の研究テーマである。二点目は、リター層が存在するかどうかである。リター層とは、落葉落枝やその分解途中の有機物で構成される地表面の有機物層である。農耕地にはリター層が存在しないが、森林では、樹木から土壌へ有機物が供給される際の最大のインターフェイスであり、リター分解だけで一つの研究分野が存在する。リター層の有無はモデルにも大きな違いを生んでおり、世界で最も広く使われる土壌モデルの一つである RothC モデルは農耕地で開発されたため、リター層のプールを持たない (Fig. 2 (b)). 一方で、森林に特に着目して作られた Yasso モデルはリター分解にかなり重きを置いて設計されている (Liski et al., 2005; Palosuo et al., 2005; Tuomi et al., 2009) (Fig. 2 (c)). たとえば、Yasso モデルの場合モ

デルのパラメータ決定は主にリターの分解データを用いて行われている (Palosuo et al., 2005; Tuomi et al., 2009). モデルを構築するのに欠かせないデータについても、農耕地と森林では違いがある。たとえばモデルの構築や検証には長期の土壌炭素データが有利であるが、残念ながら森林には農耕地ほど土壌炭素の長期データが存在しない。そのほか、森林土壌は空間不均一生が高いことや、日本の場合、森林は傾斜地に分布しているため、土壌や表層有機物の水平方向の移動がある点なども、農耕地との違いである。

6. 土壌炭素モデルの最前線

今後の研究の展開について述べる。まず第一に、土壌モデルの Conceptual なプールを土壌分析によって Measurable にする、または Measurable なプールをベースにしたモデル化、という流れがある (Skjemstad et al., 2004; Zimmermann et al., 2007; Ludwig et al., 2010). 先にも述べたように、現時点では、ほぼすべての土壌モデルは複数の Conceptual な土壌炭素プールを接続して土壌炭素を表現しているが、現実のメカニズムをくんでいるかどうかははっきりしないところがある。一方で、土壌分析の世界では、様々な手法を用いて土壌有機物を複数の画分に分ける研究が行われており (Six et al., 2002; von Lütow et al., 2007), 少しずつであるが、経験的に構築された土壌モデルが、分析とリンクし始めている。

第二に、一つのモデルだけでなく複数のモデルでシミュレーションを行うという流れである (Palosuo et al., 2012). 特に、将来予測などのモデルを用いた「外挿」の場合、モデルによって結果が異なるのは普通である。わかりやすい例としては、IPCC の報告書で将来の温度上昇の予測が複数の気候モデルで行われ、それぞれが異なる結果を出力している。その例のように、複数のモデルシミュレーションの結果を示すことで、モデルの構造による差 (不確実性) が評価できる (Refsgaard et al., 2006).

第三に、初期値問題の克服である。これまでの多くのシミュレーション研究では、目的とするシミュレーション期間の前に、何千年～1万年程度モデルを適用し、生態系の炭素循環が平衡になった状態でシミュレーションを行っている。これは、過去の長期にわたるその土地の土地利用や植生状態を知ることは現実にはほぼ不可能だからである。しかし平衡状態の森林土壌というのはあまり現実的ではなく (Wutzler and Reichstein, 2007), 結果的にシミュレーションしている炭素循環のどこかに歪みを生むことがある (Carvalho et al., 2008). たとえば、シミュレーションを行おうとするある一時点の土壌炭素量は、現在の有機物供給量だけでなく、それ以前の数十年から数百年の有機物供給量の影響を受けている。そのため、現時点での有機物供給量で初期化を行った場合、現在の土壌炭素蓄積量よりも大きい値または小さい値になる場合がある。まだ決定的な手法が提案されているわけではないが、現在の土壌炭素を利用して、平衡状態の

初期値という単純化された初期化から、非平衡状態の初期状態からシミュレーションを開始するというより柔軟で現実の状態に近い初期化を試みる動きがある (Carvalho et al., 2008; Yeluripati et al., 2009; Hashimoto et al., 2011b).

第四に、大規模データセットを用いたパラメタリゼーションの動きである。これまでは、いくつかのサイトスケールでのデータを用いてモデルのパラメータを推定し、そのモデルを外挿の形で用いて広域評価を行うのが一般的であったが、たとえば世界中で観測されたデータを用いてモデルのパラメータを推定し、そのモデルを用いて広域評価が行われはじめている (Bond-Lamberty and Thomson, 2010)。これは、少数の観測サイトのデータに偏ることなく、対象とする広域内で観測されたより多くのサイトのデータに基づいた広域推定が可能になる。また、広域の推定を目的としたモデリングにおいてパラメータ推定や重要なプロセスの探索自体もより広域 (多点) で取得されたデータに基づいて行われるため、少数のサイトスケールの観測データを基に構築されたモデルを広域スケールに適用するというスケールのミスマッチの問題を克服した推定値を出すことができる可能性がある。この際、ベイジアンキャリブレーション (ベイジアンアプローチ) が用いられることもある (Tuomi et al., 2009; Hashimoto et al., 2011a)。ベイジアンキャリブレーションとは、データ同化技法の一種であり、ベイズの定理とマルコフ連鎖モンテカルロ法 (MCMC) という乱数を用いる技法を用いて、モデルの最適なパラメータとそのパラメータの不確実性をデータから推定する技法である。

最後に日本に関しては、全国調査のデータ公開が研究の進展に大きな影響を与えるものと考えられる。初めての全国的システムティック・サンプリングによる土壌調査の結果が、いずれ公開されるものと思われる。モデルは、時空間的な内挿・外挿を得意とするが、モデルのパラメータや構造、モデルの出力を検証することのできるデータがあることで、より精度が高い予測が可能となる。

本報では、モデルを用いた土壌炭素の広域評価について、その概要に加え、特に日本の森林を例に解説を行った。気候変動問題によって土壌炭素が注目されて以降、様々なアプローチで土壌炭素の研究が行われてきた。今後も、土壌炭素の研究はますます重要性を増すであろう。多様なアプローチと研究者間のコミュニケーションが、今後の森林土壌炭素研究には欠かせない。

引用文献

- Bellamy, P. H., Loveland, P. J., Bradley, R. I., Lark, R. M. and Kirk, G. J. D. (2005) : Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003. *Nature*, 437 : 245-248.
- Bond-Lamberty, B. and Thomson, A. (2010) : Temperature-associated increases in the global soil respiration record. *Nature*, 464 : 579-582.
- Carvalho, N., Reichstein, M., Seixas, J., Collatz, G. J., Pereira, J. S., Berbigier, P., Carrara, A., Granier, A., Montagnani, L., Papale, D., Rambal, S. and Sanz, M. J. (2008) : Implications of the carbon cycle steady state assumption for biogeochemical modeling performance and inverse parameter retrieval. *Global Biogeochemical Cycles*, 22 : GB2007, doi : 10.1029/2007GB003033.
- Coleman, K., Jenkinson, D. S., Crocker, G. J., Grace, P. R., Klir, J., Körschens, M., Poulton, P. R. and Richter, D. D. (1997) : Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using RothC-26.3. *Geoderma*, 81 : 29-44.
- de Wit, H. A., Palosuo, T., Hysten, G. and Liski, J. (2006) : A carbon budget of biomass and soils in southeast Norway calculated using a widely applicable method. *Forest Ecology and Management*, 225 : 15-26.
- Hashimoto, S., Morishita, T., Sakata, T. and Ishizuka, S. (2011a) : Increasing trends of soil greenhouse gas fluxes in Japanese forests from 1980 to 2009. *Scientific Reports*, 1 : 116, doi : 10.1038/srep00116.
- Hashimoto, S., Wattenbach, M. and Smith, P. (2011b) : A new scheme for initializing process-based ecosystem models by scaling soil carbon pools. *Ecological Modelling*, 222 : 3598-3602.
- Hashimoto, S., Ugawa, S., Morisada, K., Wattenbach, M., Smith, P. and Matsuura, Y. (2012) : Potential carbon stock in Japanese forest soils - simulated impact of forest management and climate change using the CENTURY model. *Soil Use and Management*, 28 : 45-53.
- Hiradate, S., Nakadai, T., Shindo, H. and Yoneyama, T. (2004) : Carbon source of humic substances in some Japanese volcanic ash soils determined by carbon stable isotopic ratio, delta C-13. *Geoderma*, 119 : 133-141.
- IPCC (2001) : *Climate change 2001 : The scientific basis*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ito, A. and Oikawa, T. (2002) : A simulation model of the carbon cycle in land ecosystems (Sim-CYCLE) : a description based on dry-matter production theory and plot-scale validation. *Ecological Modelling*, 151 : 143-176.
- 伊藤昭彦 (2002) : 陸上生体機能としての土壌有機炭素貯留とグローバル炭素循環. *日本生態学会誌*, 52 : 189-227.
- Jenkinson, D. S., Adams, D. E. and Wild, A. (1991) : Model estimates of CO₂ emissions from soil in response to global warming. *Nature*, 351 : 304-306.
- Kimura, S. D., Hatano, R. and Okazaki, M. (2009) Characteristics and issues related to regional-scale modeling of nitrogen flows. *Soil Science and Plant Nutrition*, 55 : 1-12.
- Kirschbaum, M. U. F. (2000) : Will changes in soil organic carbon act as a positive or negative feedback on global warming? *Biogeochemistry*, 48 : 21-51.
- Kurz, W. A., Dymond, C. C., White, T. M., Stinson, G., Shaw, C. H., Rampley, G. J., Smyth, C., Simpson, B. N., Neilson, E. T., Trofymow, J. A., Metsaranta, J. and Apps, M. J. (2009) : CBM-CFS3 : A model of carbon-dynamics in forestry and land-use change implementing IPCC standards. *Ecological Modelling*, 220 : 480-504.
- Li, C., Froloking, S. and Froloking, T. A. (1992) : A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events : 1. Model structure and sensitivity. *Journal of Geophysical Research*, 97 : 9759-9776.
- Liski, J., Lehtonen, A., Palosuo, T., Peltoniemi, M., Eggers, T., Muukkonen, P. and Mäkipää, R. (2006) : Carbon accumulation in Finland's forests 1922-2004 and estimate obtained by combination of forest inventory data with modelling of biomass, litter and soil. *Annals of Forest Science*, 63 : 687-697.
- Liski, J., Palosuo, T., Peltoniemi, M. and Sievänen, R. (2005) : Carbon and decomposition model Yasso for forest soils. *Ecological Modelling*, 189 : 168-182.
- Liski, J., Perruchoud, D. and Karjalainen, T. (2002) : Increasing carbon stocks in the forest soils of western Europe. *Forest Ecology and Management*, 169 : 159-175.
- Ludwig, B., Hu, K., Niu, L. and Liu, X. (2010) : Modelling the dynamics of organic carbon in fertilization and tillage experiments in the North China Plain using the Rothamst-

- ed Carbon Model—initialization and calculation of C inputs. *Plant and Soil*, 332 : 193–206.
- 岡本透 (2009) : 森林土壌に残された火の痕跡. *森林科学* 55 : 18–23.
- 温室効果ガスインベントリオフィス (2012) : 日本国温室効果ガスインベントリ報告書. Available at <http://www-gio.nies.go.jp/aboutghg/nir/nir-j.html>. (2013.01.21) .
- Morisada, K., Ono, K. and Kanomata, H. (2004) : Organic carbon stock in forest soils in Japan. *Geoderma*, 119 : 21–32.
- Palosuo, T., Foereid, B., Svensson, M., Shurpali, N., Lehtonen, A., Herbst, M., Linkosalo, T., Ortiz, C., Rampazzo Todorovic, G., Marcinkonis, S., Li, C. and Jandl, R. (2012) : A multi-model comparison of soil carbon assessment of a coniferous forest stand. *Environmental Modelling & Software*, 35 : 38–49.
- Palosuo, T., Liski, J., Trofymow, J. A. and Titus, B. D. (2005) : Litter decomposition affected by climate and litter quality — Testing the Yasso model with litterbag data from the Canadian intersite decomposition experiment. *Ecological Modelling*, 189 : 183–198.
- Parton, W. J., Schimel, D. S., Cole, C. V. and Ojima, D. S. (1987) : Analysis of factors controlling soil organic matter levels in great plains grasslands. *Soil Science Society of America Journal*, 51 : 1173–1179.
- Peltoniemi, M., Thurig, E., Ogle, S., Palosuo, T., Schrupf, M., Wutzler, T., Butterbach-Bahl, K., Chertov, O., Komarov, A., Mikhailov, A., Gardenas, A., Perry, C., Liski, J., Smith, P. and Mäkipää, R. (2007) : Models in country scale carbon accounting of forest soils. *Silva Fennica*, 41 : 575–602.
- Post, W. M., Emanuel, W. R., Zinke, P. J. and Stangenberger, A. G. (1982) : Soil carbon pools and world life zones. *Nature*, 298 : 156–159.
- Potter, C. S., Matson, P. A., Vitousek, P. M. and Davidson, E. A. (1996) : Process modeling of controls on nitrogen trace gas emissions from soils worldwide. *Journal of Geophysical Research*, 101 : 1361–1377.
- Refsgaard, J. C., van der Sluijs, J. P., Brown, J. and van der Keur, P. (2006) : A framework for dealing with uncertainty due to model structure error. *Advances in Water Resources*, 29 : 1586–1597.
- Running, S. W. (1994) : Testing Forest-BGC ecosystem process simulations across a climatic gradient in Oregon. *Ecological Applications*, 4 : 238–247.
- Shirato, Y., Hakamata, T. and Taniyama, I. (2004) : Modified Rothamsted carbon model for Andosols and its validation : Changing humus decomposition rate constant with Pyrophosphate-extractable Al. *Soil Science and Plant Nutrition*, 50 : 149–158.
- Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A. and Paustian, K. (2002) : Stabilization mechanisms of soil organic matter : Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241 : 155–176.
- Skjemstad, J. O., Spouncer, L. R., Cowie, B. and Swift, R. S. (2004) : Calibration of the Rothamsted organic carbon turnover model (RothC ver. 26.3) , using measurable soil organic carbon pools. *Australian Journal of Soil Research*, 42 : 79–88.
- Smith, P. (2002) : Soil organic matter modeling. In : Lal, R. (Ed.) , *Encyclopedia of soil science*. Marcel Dekker Inc., New York.
- Statistics Finland (2011) : Greenhouse gas emissions in Finland 1990–2009. Available at http://www.stat.fi/tup/khkinv/fin_nir_20110415.pdf. (2012.01.21) .
- Takahashi, M., Ishizuka, S., Ugawa, S., Sakai, Y., Sakai, H., Ono, K., Hashimoto, S., Matsuura, Y. and Morisada, K. (2010) : Carbon stock in litter, deadwood and soil in Japan's forest sector and its comparison with carbon stock in agricultural soils. *Soil Science & Plant Nutrition*, 56 : 19–30.
- Trumbore, S. E., Chadwick, O. A. and Amundson, R. (1996) : Rapid exchange between soil carbon and atmospheric carbon dioxide driven by temperature change. *Science*, 272 : 393–396.
- Tuomi, M., Thum, T., Järvinen, H., Fronzek, S., Berg, B., Harmon, M., Trofymow, J. A., Sevanto, S. and Liski, J. (2009) : Leaf litter decomposition—Estimates of global variability based on Yasso07 model. *Ecological Modelling*, 220 : 3362–3371.
- Ugawa, S., Takahashi, M., Morisada, K., Takeuchi, M., Matsuura, Y., Yoshinaga, S., Araki, M., Tanaka, N., Ikeda, S., Miura, S., Ishizuka, S., Kobayashi, M., Inagaki, M., Imai, A., Nanko, K., Hashimoto, S., Aizawa, S., Hirai, K., Okamoto, T., Mizoguchi, T., Torii, A., Sakai, H., Ohnuki, Y. and Kaneko, S. (2012) : Carbon stocks of dead wood, litter, and soil in the forest sector of Japan : general description of the National Forest Soil Carbon Inventory. *Bulletin of FFPRI*, 11 : 207–221.
- von Lützw, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E. and Marschner, B. (2007) : SOM fractionation methods : Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biology & Biochemistry*, 39 : 2183–2207.
- Wutzler, T. and Reichstein, M. (2007) : Soils apart from equilibrium — consequences for soil carbon balance modeling. *Biogeosciences*, 4 : 125–136.
- Yeluripati, J. B., van Oijen, M., Wattenbach, M., Neftel, A., Ammann, A., Parton, W. J. and Smith, P. (2009) : Bayesian calibration as a tool for initialising the carbon pools of dynamic soil models. *Soil Biology & Biochemistry*, 41 : 2579–2583.
- Zimmermann, M., Leifeld, J., Schmidt, M. W. I., Smith, P. and Fuhrer, J. (2007) : Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model. *European Journal of Soil Science*, 58 : 658–667.

要 旨

本報では、日本の森林土壌を例に土壌炭素動態の広域モデリングについて解説を行った。なぜ森林土壌炭素が重要なのかを簡単に解説した後、モデルの種類と構造、広域にモデルを適用すること、日本の広域評価に適した代表的なデータセットの紹介などを行った。また、日本の森林土壌炭素の広域評価についての既存の研究をレビューするとともに、なぜ森林土壌炭素の評価が難しいかを解説した。最後に今後の研究展開について述べた。

キーワード：森林土壌，炭素，モデル，広域評価