

シンポジウム特集

都市土壌とそれに関わる諸問題

コンビーナー 川東正幸, 川井伸郎

世界的な都市面積の拡大と都市への人口集中の進行は著しく、人口が減少傾向にある日本でさえ、都市部に向かって人口は集中し続けている。人口集中に伴う土地利用や都市開発の人為圧は頻繁な土壌の移動を伴い、自然条件下ではありえない土壌の出現をもたらした。これらの土壌に対する理解はこれまでの土壌の見方だけでは不十分であり、改めて様々な見地より情報を整理し、論議する必要がある。近年、世界的にも様々な都市的土地利用に関わる土壌について研究され、それらの研究成果を取り入れた都市土壌に関わる新たな提案がなされたり、基準が設けられたりしている。そこで、本シンポジウムでは都市域の様々な土地利用に関わる土壌について異なる立場の演者から話題提供いただき、その内容に関連したコメントを合わせて掲載する。はじめに、都市土壌に関する用語の整理や土壌分類における都市土壌の位置付けについて、森林総合研究所の木田仁廣氏に話題提供して頂き、それを受けて東京農工大の田中治夫氏に日本土壌分類体系における造成土大群の考え方に関するコメントを頂いた。次に、都市域の農業と農地土壌について、長年の土壌特性変化を主題として東京都農林総合研究センターの坂本浩介氏に話題提供頂き、神奈川県農業技術センターの上山紀代美氏から神奈川県の事例紹介を通じたコメントを頂いた。さらに、近年の都市化に伴って増加してきた都市緑地の土壌について様々な事例を千葉大学の高橋輝昌氏に話題提供頂き、国立環境研究所の村田智吉氏にコメントとして、古い時代から人の管理下にあった緑地土壌の研究事例を紹介頂いた。

今回のシンポジウムは一般公開として実施する予定だったが、新型コロナウイルス (COVID-19) の感染拡大の影響を受けて、通常の対面開催を中止した。その代替措置として、講演要旨を元にコンビーナーからの問題提起と演者間の意見交換を電子メールにより実施し、その討論内容を掲載することとした。

I. 都市開発と都市土壌

木田 仁廣 (森林総合研究所)

1 背景

地球の陸域面積の75%程度は人間活動の影響を受けているという報告があり、都市は特に強い人間活動によって自然に成立していた環境システムから都市特有の環境システムへと作り替えられている(Ellis, 2011)。世界的に都市に人口が集中する傾向があり、2050年には世界人口の70%が都市に居住すると予測されている(UN, 2014)。この都市への人口集中に伴い、都市域の拡大が世界的に進行している。都市域の拡大現在、都市という用語は国際的に統一の定義づけをなされておらず、人口規模や人口密度などにより便宜的に都市域が設定されている。そのため、都市に関するデータを比較する際にはその定義を確認する必要がある。しかしながら、都市空間に求められる機能は人間の居住や商工業の基盤となることであるため、多くの都市は行政施設や流通施設などを中心として構築されている。都市土壌はこのような都市空間に分布する土壌の総称であり、人間活動の影響の不均質性や分布環境、都市空間における土地利用などにより様々な土壌型に分類される。ここでは、主に一次生産機能を重要視されない宅地や産業用地について開発過程における土壌への影響、都市的土地利用がもたらす土壌環境への影響、そこに分布する土壌について話題を提供する。

1-1 土壌生成における人為

土壌は気候、母材、地形、生物、時間、人為などの土壌生成因子に規定される土壌生成作用の産物である。人為が土壌生成に多大な影響を与えることは世界的な共通認識であるが、土壌生成における人為の扱いには様々な解釈がなされている。元々、土壌生成における人為は農業利用による自然土壌の改変、即ち土づくりの歴史を示していた。その後、近年の都市化の進行や環境問題の顕在化に応じて、土壌生成における人為に一次生産に関わらない農業以外の人間活動が含まれるようになり、都市開発による土壌への影響を土壌生成因子の一つとみなす解釈が生まれた。日本土壌分類体系、Soil Taxonomy、WRBでは、それぞれの解釈で人為と土壌生成との関係性について記載されている。日本土壌分類体系では人間活動は様々な生物活動の一部として解釈され、Soil Taxonomyでは土壌生成因子としては扱われていない。WRBは土壌生成因子を気候、母材、地形、生物、時間、人為の6つで表現している。このように土壌生成論において人為の解釈の仕方は統一が図られていない。

1-2 都市化のプロセス

都市は居住や商工業の基盤空間であり、都市開発にはライフラインやインフラストラクチャーの整備が不可欠である。そのため、都市開発の初期段階として、建設基盤の整備のため土地の開墾、造成、地盤改良などが行われる(図1)。ここで土に求められる機能は荷重に対する支持力であり、一次生産にかかわる機能は重要視されない。そのため、農地への造成と異なり表層土壌の保全は行われず、十分な強度が見込まれるのであれば表層土と下層土の区別なく扱われ、軟弱な材料であれば除去や改良が行われる。このような過程を経て都市的土地利用のための建設基盤が整備される。その後、都市機能の供給のため様々な施設が建設される。図2にヨーロッパの宅地景観における人工被覆の模式図を示した。建蔽率や都市計画に関する法律などが国により異なるため単純に比較はできないが、宅地の多くの割合が人工的に被覆されている。資源や空間の効率的

利用のため集約化された都市では、地表面被覆の人工化、建物の高層化や大深度地下の利用がより進んでいる。近年は環境への影響を考慮した都市計画や工事の設計・工法がなされることもあるが、都市化により元来の環境システムが改変されることには変わらない。



図1 つくば市の宅地造成現場。手前側が切土面、奥側が盛土法面。元の表土が造成過程で斜面に沿って移動堆積が法面の状況から確認できる。

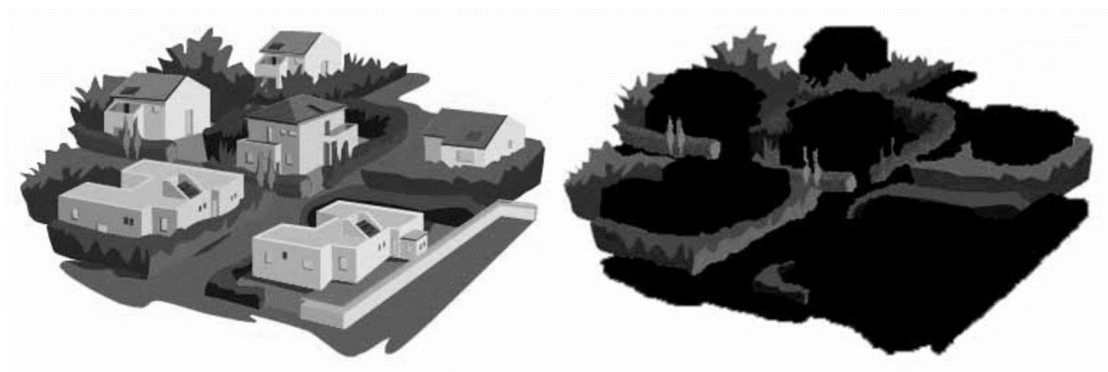


図 2 ヨーロッパにおける住宅地の人工被覆の模式図。黒塗りの部分が人工被覆の場所を示しており、この土地の6割が被覆されている。(European Union, 2012)

2 都市化と土壌生成因子

土地利用変化に伴う土壌の改変と生成を考える際に重要なのは、都市化のプロセスに沿ってその影響を整理することである。先述したとおり、都市化は政治・経済的情勢を背景に計画され、計画に沿って土地を整備することから始められる。その後、道路、住居、商工業施設やライフラインといった施設が建設されて、利用形態に応じた土地管理が行われる。この段階ごとに都市化の土壌への影響を考える必要がある。以下では都市化の過程と土壌生成因子とのかかわりについて述べる。

2-1 土地開発過程と土壌生成因子

まず、都市化の初期段階である土地開発過程と土壌生成因子の関わりについて整理する。

①生物因子：農地・森林の宅地・産業用地化においては、最初に植生の除去が行われる。この際、植物残渣が地下に埋設されると分解による地盤沈下を引き起こすため、基本的に撤去される。この作業中に表層土の喪失やかく乱が生じる。そのため、その土地に従来存在していた生物の多くは物理的に除去される。

②母材、地形因子：その後、開発後の利用目的に合わせて、必要最小限の盛土や切土による地形改変が行われる。系内で物質移動が完了することが理想とされるが、現場の状況に合わせて系外からの土壌の搬入や系外への搬出が生じる。また、分布している土壌の層序は考慮せずに移動するため、表層土と下層土の混合や逆転などのかく乱が生じる。このように地盤整備によって母材の移動や地形改変が行われる。その後、地盤強度と地表面の均平化のため、重機による転圧が行われ、土壌が締め固められる。特に軟弱な土壌に対しては固化剤による改良や土層の除去などの特殊な改変が行われる。これらの土壌のかく乱や改変の結果、かつて分布していた土壌と周辺環境の時空間的連続性が消失する。

ここまでは都市化の初期段階である土地開発・造成過程における人為と土壌生成因子の関わりについて述べてきた。新規の土地開発には土壌の人為的移動が伴う場合が多く、再開発においても土壌のかく乱は生じる。実際の工事においては経費削減と環境影響の抑制を考慮して土壌の移動が計画される。基本的には工事内で材料の移動が収まるように設計されるが、現場の状況と開発計画に応じて系外との搬入出が生じる。この系外との土壌の運搬については現在、建設発生土の搬入出に関するトレーサビリティシステムの開発が進められており、ストックヤードを介しても発生場所から再利用場所までの運搬履歴を把握する試みがなされている(高野, 2019)。しかしながら、過去の工事に関しては建設発生土の搬出処分に係る不適正処理が問題となったことから建設発生土の運搬履歴が把握されていなかったことがわかる。また、建設業法に規定される土木工事にかかわる書類の保存期間も2008年以前は5年、2008年11月28日から10年となっており、過去の工事になるほど土壌の移動に関する情報が入手できなくなっており、過去の工事現場内で生じた土壌の移動を復元することは困難である。

2-2 都市的土地利用と土壌生成因子

つぎに、都市が形成された後の環境における土壌生成因子について検討する。造成された土地には都市計画・工事計画に応じて建造物や道路など様々な施設が建設される。世界的に、居住性の向上や環境問題の緩和や生物多様性の保全のために緑地や農地を都市内に設けられることが奨励されており、土壌はその多様な機能によってこれらの生態系サービスの供給基盤として認識されている。しかしながら、都市機能の効率的運用には地表面被覆の人工化、建物の高層化や大深度地下の利用といった人工構造物の集約的建設が不可欠である。そのため、都市では土壌と人工物の接触機会が多く、土壌圏と大気圏が接触せず間に人工物を介していることが多い。

① 気候因子：都市の地上空間ではコンクリートやアスファルトにより覆われた地表面による日射エネルギーの吸収や、空調や自動車などの人工排熱、中高層化した建造物の密集化による特有の大気循環などによる都市の気温は特異的に上昇、ヒートアイランド現象が生じている(三上, 2006)。一方、地下空間についても、人工被覆による地表面温度の上昇と地下施設からの排熱による温度上昇が地下水温度のモニタリングから報告されており、都市化はその地上・地下空間の温暖化を引き起こしている(濱元ほか, 2014)。また、これらの建設物は水の地表面から地下への浸

透や地下での挙動にも影響を及ぼしている。このように都市的土地利用・土地被覆は温度、水分など土壤環境に大きな影響を与える。

② 生物因子：生物は自身に適した環境に生息するため、都市土壤の生物性も都市特有の地表面状態や気候条件、改変された土壤環境の影響を受ける。その都市環境に応じて動物の生活様式や動植物の分布も変化する（例：倉橋，1991）。都市化によりその土地の気候条件・水分条件・養分条件が改変され、その土地に原生していた植物に適さない環境となり、都市環境に適合する外来の植物が優占する場合も存在する。例えば、現代の都市建設ではセメント・コンクリートといった石灰系のアルカリ資材が多く用いられるため、都市土壤のアルカリ化が生じ（岡本・前中，2007）、酸性に耐性を持った在来種より比較的高い pH を好む外来種（田中ほか，2011）に適した土壤環境となる。一方で、土地の利用目的や管理形態といった人為により形成される生態系も存在する。景観の維持や生物多様性保全などを目的とし、積極的な管理が行われる場合である。また、個人の庭についてはその持ち主の意志が強く反映された生物環境となる。このように都市生態系は都市空間の環境条件と管理者の意思による影響を受けている。同時に、都市においては土壤と生物間の物質移動などの関係も自然条件とは異なる形になる。街路樹の落葉落枝のほとんどは人工被覆に堆積し、排水路の詰まりの原因となり、最終的には廃棄物として処分され、生育基盤である土壤にはほとんど供給されない。また、生育が進みすぎるとライフライン施設の維持管理のため剪定され廃棄物として処分される。このような廃棄物の一部は堆肥化され、元の場所とは異なる土地に供給される。このように自然条件下では存在していた直接的な動植物と土壤の物質循環も人為的な系外への持ち出しや人工被覆による遮断などにより変化する。

2-3 都市開発と土壤生成のタイムスケール

ここまでは都市的土地利用・土地被覆の影響により生じる環境と人為的な管理活動と土壤生成因子とのかかわりについて述べてきた。都市は恒常的、静的なものではなく、社会、経済的活動を背景に日々変化している。商業施設の建て替えや大規模なものであれば、再開発が該当する。また、現代のコンクリート主体の建造物の法定耐用年数はおおむね 50 年とされており、その維持管理や災害に対する耐性の強化などを目的とした更新がなされる。その際に地盤となっている土壤が再びかく乱される可能性がある。また、都市の計画基準や建設基準の変更や技術の進歩などにより、現在の都市環境が維持される保証はなく、人為により生じる土壤改変のタイムスケールは都市の成立背景によって異なるが、自然因子における土壤生成のタイムスケール(103 年以上) (渡邊，2000) と比べ、短い場合が多いと考えられる。

3 都市土壤の分類

近年、国際的に都市化や環境問題に対し、土壤の観点からのアプローチを目的として、様々な土壤分類体系に人為影響を強く受けた土壤に関する項目が設定されてきている。本章では都市化による土壤や環境への影響と比較しながら、日本土壤分類体系（日本ペドロロジー学会，2017）、WRB 2014(2015 年改訂版)（IUSS Working Group WRB，2015）、Soil Taxonomy（Keys to Soil Taxonomy 12 版）（Soil Survey Staff，2014）に設定されている人為影響によって規定される土壤名について述べる。

3-1 土壤物質の移動、かく乱、圧密

日本土壤分類体系では、土壤物質の移動に関する土壤群として異質土壤物質の盛土によって規定される「盛土造成土群」が「造成土大群」の中に設定されている。WRB や Soil Taxonomy には盛

土に規定される土壌名は存在せず、“Transportic” (WRB) や “Anthroportic” (Soil Taxonomy) といった形容詞として設定されている。この異質土壌物質は盛土層とその直下層の土壌物質の組み合わせが異なる大群に属し、自然に起こりえない場合のみに適用される。つまり、断面形態や土地履歴などから盛土の事実が判明しても、異質土壌物質となる組み合わせでなければ盛土造成土として分類されない。土地開発による造成は最小限に抑えるため、都市化のために盛土がなされていても必ずしも盛土造成土と分類されるわけではない。その場合、盛土された土壌物質の特徴によって分類を行う。また、日本土壌分類体系では切土について、表出した土壌の特徴から分類し造成相として切土の情報を追記するが、WRB や Soil Taxonomy においては土壌名に付与される情報として扱われていない。土壌のかく乱についてはかく乱された状態での特徴から分類し、造成相など付記される。さらに、建設基盤として整備するため締め固められた土壌について、WRB や Soil Taxonomy には “Densic” や “Anthrodensic” といった形容詞が設定されているが、日本土壌分類体系には設定されていない。このように土壌物質の移動やかく乱などの人為は土壌の断面形態や特性を劇的に改変するが、一部の場合を除いて、土壌の分類名を決定する情報として設定されておらず、付加情報として扱われている。

3-2 土地被覆、土地利用

日本土壌分類体系では、人工物質に規定される土壌群として「人工物質土」が「造成土大群」の中に設定されている。また、WRB では Reference Soil Group に “Technosols” として設定されているが、Soil Taxonomy は現在のところ人工物質に規定される土壌名を設定していない。現在、人工物質を含めた都市的土地利用では人工的に被覆された土地が多くの割合を占めているが、日本土壌分類体系ではこれらの土地に分布する土壌については分類の対象外としている。Soil Taxonomy についても人工硬盤による被覆に規定される記載は存在しない。WRB は人工硬盤による土壌の被覆を “Ekranic” として “Technosols” の判定基準の一つとして設定している。また、WRB のみ鉢植えや屋上庭園などの人工物で仕切られ不連続となっている土壌を表す “Isolatic” という形容詞を設定している。人工被覆物以外の人工物質の混入に規定される人工物質土については、新規開発し都市的土地利用を開始したばかりの土地では人工物質があまり含まれないため、分類基準を満たさないと推測される。人工物の土壌への混入が考えられる埋め立て地や廃棄物処理場、再開発地や工場・建物跡地などの都市的土地利用の再利用地、あるいはそのような土地から発生した材料による盛土がなされた土地に人工物質土は分布していると考えられる (図 3)。



図3 建築物の建て替え現場(東京都町田市)。写真中央の均された部分は建物の基礎となる。

写真手前側に建物取り壊しの際に発生した瓦礫が確認できる。

3-3 都市開発地の土壌の分類と土壌生成

現行の分類体系における都市開発に関係する人為に規定される土壌名や記載表現は盛土や人工物質による被覆や混入といった人為の痕跡から分類されており、都市環境という改変された環境下における土壌生成まで議論がなされていない（図 4）。都市環境における経時的な変化を造成時の物質移動などの改変の影響と切り離して議論できるような根拠を示せるだけの研究が十分にされていないのが現状である。都市の土壌を対象にした研究は増加しているが、2 章で述べているように、都市開発は造成による物質の分布の多様性と都市環境の多様性と変動性があり、造成によって土壌の連続性が失われる中で、土壌の特性の違いを都市環境による影響評価として比較できる試験設計や基準となるデータの取得と経時的なデータの取得が難しいことが系統的な議論と研究の進展を妨げている一因であると考えられる。

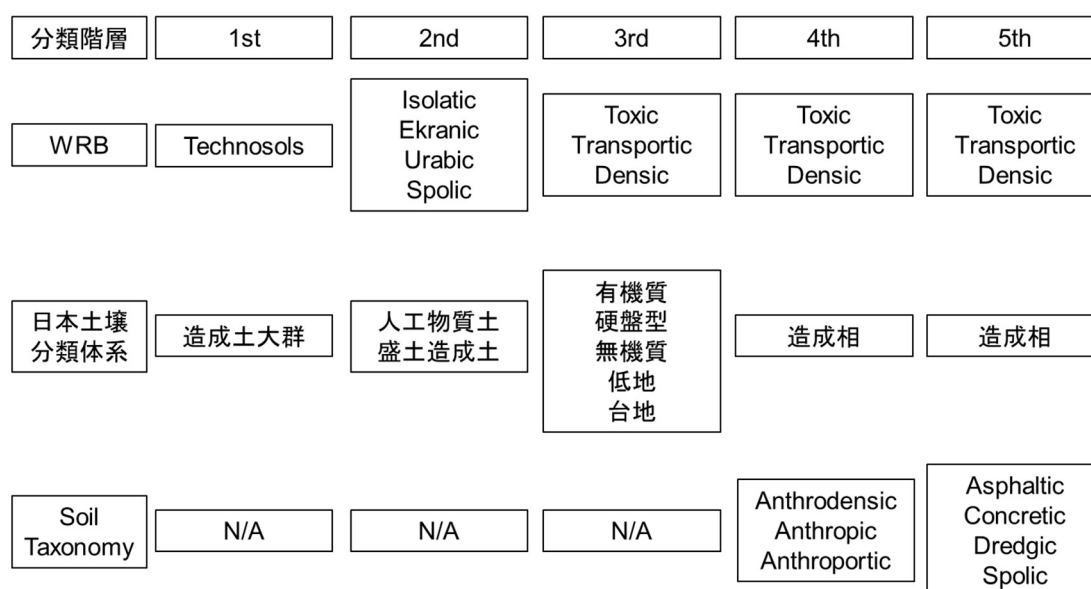


図 4 都市開発に関係する人為に規定される土壌名や記載表現。分類階層には日本土壌分類体系では左から大群・群・亜群・相1・相 2 を、WRB では Reference Soil Group・Principal qualifier・Supplementary qualifier1・Supplementary qualifier2・Supplementary qualifier3 を、Soil Taxonomy では Soil Order・Suborder・Great Group・Subgroup1・Subgroup2 を示した。Soil Taxonomy の N/A はその階層に該当する記述がないことを示す。

4 おわりに

ここまで、都市化の過程が土壌生成因子に与える影響や都市化の過程と人為影響を強く受けた土壌に対する分類の記述に関して論じてきた。都市化に伴う土壌への影響は自然の営力から説明ができず、これまでの伝統的な農業における土づくりと比べると強度や時間、規模に関して劇的なものである。表層土壌の扱いや土壌に求める機能が異なるものの、造成による土壌の移動やかく乱については宅地、産業用地だけではなく、農地にも共通する部分がある。土壌のかく乱はその土壌に刻まれた生成の歴史を破壊し、かく乱が及ぶ範囲の土壌特性を改変する。造成による土壌の移動が行われるとその土壌物質とこれまでの周辺環境との時空間的連続性は失われ、移動された先の環境に応じた生成が進行していく。都市の土壌はこの移動やかく乱による土壌物質の分布と特性が多様であることや都市の土地利用・土地管理形態の多様かつ短期間で変化しやすいこ

と、それらの情報の遡求性の乏しいことが都市土壌の土壌生成に基づく系統的な議論や分布の予測に対する課題となっている。

引用文献

- Ellis EC 2011: Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. *Phil. Trans. R. Soc. A.*, 369, 1010-1035.
- European Union 2012. Guidelines on best practice to limit, mitigate or compensate soil sealing. Publication Office of the European Union, Luxemburg. 65 pp.
- 濱元 栄起, 白石 英孝, 八戸 昭一, 石山 高, 佐竹 健太, 宮越 昭暢 2014. 地中熱利用システムのための地下温度情報の整備とポテンシャルの評価—埼玉県をモデルとして—, *物理探査*, 67 : 107-119.
- IUSS Working Group WRB 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
- 倉橋 弘 1991. 都市化によって害虫は変わったか?, *環動昆*, 3(2) : 98-105.
- 三上 岳彦 2006. 都市ヒートアイランド研究の最新動向—東京の事例を中心に—, *E-journal GEO*, 1(2) : 79-88.
- 日本ペドロジー学会第五次土壌分類・命名委員会. 2017. 日本土壌分類体系, p. 53, 日本ペドロジー学会
- 岡本 紘典, 前中 久行 2007. 都市緑化からみたコンクリート隣接地のアルカリ化について, *日緑工誌*, 33(1) : 146-151.
- Soil Survey Staff, 2014. Keys to Soil Taxonomy 12th edition. United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service. Washington DC. USA
- 高野 昇 2019. 建設発生土の有効利用かつ適正利用促進のためのトレーサビリティシステム, *建設リサイクル*, 87 : 19-20.
- 田中 淳, 瀨瀬 裕美, 大藪 崇司, 藤原 道郎, 田中 賢治, 朝日 伸彦, 杉浦 弘毅 2011. 土壌化学性の違いによるナルトサワギク, セイタカアワダチソウの防除技術の開発, *日緑工誌*, 37(1) : 139-142.
- UN 2014: World Urbanization Prospects, the 2014 Revision: Department of Economic and Social Affairs, Population Division, Highlights, New York
- 渡邊 眞紀子 2000. 土壌図および土壌生成における時空間スケール認識について, *ペドロジスト*, 44(1) : 29-33.

I. コメント：日本土壌分類体系での造成土大群の分類とその考え方

田中治夫（東京農工大学）

1 はじめに

造成土は、1986年の「日本の統一的土壌分類体系（第一次案）」（ペドロジスト懇談会土壌分類・命名委員会 1986）や1/100万日本土壌図解説書（ペドロジスト懇談会土壌分類・命名委員会 1990）では定義されていない。2002年の「日本の統一的土壌分類体系（第二次案）」（日本ペドロロジー学会第四次土壌分類・命名委員会 2002；2003）から新設された土壌大群である。本分類体系である「日本土壌分類体系」（日本ペドロロジー学会第五次土壌分類・命名委員会 2017）で改訂が行われているが、基本的には第二次案で導入された考えをもとに造成土の分類体系が組まれている。

2 人工造成土壌

土壌は、人為の影響を受けて、その性質が変化する。農耕地の土壌では耕作による攪乱や施肥によって物理性や化学性、生物性が変化し、水田土壌では灌漑・排水の影響を受け、鉄やマンガンが溶脱集積したりする。また、土地改良では地形の改変を伴う造成も行われる。さらに、住宅地、工場地、公園などのレクリエーション地では、様々な造成がなされて土壌の性質が変化する。

土壌は人間による直接的・間接的な影響を受けてその性質が変化するが、人為の影響が小さい場合は土壌の性質の変化も小さく、自然土壌とその性質は大きく変化することがない。しかし、人為の影響が大きい場合、土壌断面の基本的層位配列や識別特徴までもが変化することがある。このように人為により土壌の性質や断面形態が大きく変化した土壌を「人工造成土壌」と呼んでいる。

人工造成土壌には、長期間耕作など的人為の影響により生成した特徴層位をもつ「人工変成土壌（Anthrosols）」と、切土、盛土、改良山成、浚渫、埋立、深耕といった人為の影響を受けて生成した「造成土壌（Man-made soils）」がある。本分類で造成土として扱う土壌は後者の「造成土壌」であり、前者の「人工変成土壌」は、他の大群に分類されている。

3 本分類体系で対象とする土壌

日本土壌分類体系では、「現実的な調査を考慮し、舗装道路や建造物（ビル、住宅）など、人工物によって長期間持続して地表が被覆されている土地は、その下部に土壌が存在する可能性があるが、分類の対象としない。」となっている。そのため、都市域に多く見られる道路や建造物で被覆された土壌は、それが大きな土壌改変が行われていなくても、土壌分類の対象外となる。本分類では、都市域の多くの土壌が対象外となり、分類されないことになる。また他の多くの土壌分類でも同様に被覆された土壌は対象外となっている。そのため、土壌図上では土壌分類がされておらず市街地や人工改変地として図示されていることが多い。潜在土壌図として図示する試み（坂上 1997）もあるが、被覆された土壌も、今後何らかの形で本分類体系に組み込んでいくことが必要になるであろう。

4 造成土大群の中心概念

造成土大群の中心概念は、「『人工物質』による埋め立て、または大規模な客土、造成に伴う『異質土壌物質』の盛土などのため、自然状態の土壌と著しく異なる断面形態をもつに至った土壌。」である。

この中心概念には大きく2種の土壌が含まれていて、亜群で分類されている。一つは農地や植

物の生育にあまり適さない土壌である。家庭ゴミや産業廃棄物などの自然界には元々存在せず人間が作った「人工物質」を埋め立てた土壌で、人工物質土群に細分される。他は、農地としても利用可能な土壌である。「異質土壌物質」が盛土されている土壌で、盛土造成土に細分される。「自然には起こりえない、異質土壌物質が 35 cm 以上盛土され、対応する土壌断面形態をもつ土壌が見あたらないほど大きく変化した土壌」で、他の土壌に分類するには馴染まないため、盛土造成土とされている。

5 造成土大群の分類

日本土壌分類体系で、土壌大群は下記のように最初にキーアウトされる。

A. 【造成土大群】

土壌のなかで、次のすべての要件を満たす土壌。

- (1) 盛土が「水田鉄集積層」、「水田灰色化層」、「ポドゾル性集積層」、「疑似グライ層」、「粘土集積層」、「風化変質層」、および「グライ特徴」、「地下水湿性特徴」、「表面水湿性特徴」を示す層をもたない。
- (2) 次のいずれかの要件を満たす。
 - a. 土壌表面から 50cm 以内に、「人工物質」を断面割合で 2.0%以上含む土層の厚さが積算して 25 cm 以上である。
 - b. 土壌表面から 30 cm 以内に、連続した不透水性の「人工物質」からなる層の上端が現れる。
 - c. 35 cm 以上の「異質土壌物質」が盛土されている。ただし、自然状態で起こりうる「異質土壌物質」の組み合わせではない。

A 造成土大群

通常、キーアウト方式の分類では、ある特徴（特徴層位、識別特徴、識別物質）を持った土壌から順にキーアウトされる。しかし、造成土大群の要件では、「盛土が『水田鉄集積層』、『水田灰色化層』、『ポドゾル性集積層』、『疑似グライ層』、『粘土集積層』、『風化変質層』、および『グライ特徴』、『地下水湿性特徴』、『表面水湿性特徴』を示す層をもたない。」と、他の土壌で分類できる特徴を持たないこととされている。この要件の場合、通常ならば後の方でキーアウトされることになる。

第二次案を検討するときには、造成土を分類の最後にキーアウトすることや、未熟土大群の中の一つの群とするなどの案も検討されたが、造成土は自然土壌分類には馴染まないため、独立した大群とすることにした。

その際に造成土大群分類の方針を下記のようにすることを決めた。

1. 大規模に改変された土壌が分類できるように「造成土大群」を定義する。
2. 造成土大群を土壌分類の最初にキーアウトする。
3. 園芸人工土・水田土等の人工変成土壌は造成土に分類しない。
4. 切土・深耕などの改変によってできた土壌は造成土大群に分類しない。

また、基盤整備等に伴う同質土壌での切り盛りなども造成土大群に分類しない。

盛土・浚渫・埋立といった異質物質付加による改変土壌を造成土大群に分類する。

5. 1 m 深を越える造成も多くあり、断面形態だけでは判定できないので、聞き取り調査の結果

や地形面も加味する。(なお、二次案ではこの方針に従い、造成相の判断に「聞き取り調査」も含めているが、本分類では「聞き取り調査」による判定は削除されている。)

6 造成土大群の群・亜群への分類と命名

造成土大群の群・亜群への細分は下記のように定義している。

A. 【造成土大群】

(群)

人工物質土

「造成土大群」のなかで、土壌表面から 50 cm 以内に、「人工物質」を断面割合で 20%以上含む層の厚さが積算して 25 cm 以上であるか、または土壌表面から 30 cm 以内に、連続した不透水性の人工物質（コンクリート、アスファルトなど）が現れる土壌。

(亜群)

有機質 「人工物質土」のなかで、「人工物質」の主体が有機物からなる。

硬盤型 上記以外の「人工物質土」のなかで、連続した不透水性の「人工物質」が現れる。

無機質 上記以外（「人工物質」の主体が無機物からなる）の「人工物質土」。

(群)

盛土造成土

上記以外の「造成土」。

(亜群)

台地 「盛土造成土」のなかで、台地、丘陵地、山地にある。

低地 上記以外（低地にある）の「盛土造成土」。

「人工物質土」は農地や植物の生育にあまり適さない土壌である。

「人工物質」は、「地球表層の自然界に元々無く人間が作った物質。例えば、家庭ゴミ、ビニール、プラスチック、金属、陶器などの一般廃棄物および工業活動に由来する鉱山廃棄物、鉱滓、家屋・ビル・道路などを壊した瓦礫・廃材・アスファルト・ガラスなどの産業廃棄物。」と定義している。主要な「人工物質土」の種類によって、主体が有機物からなる「有機質」、連続した不透水性の「人工物質」が現れる「硬盤型」およびそれ以外の「無機質」の 3 群に細分している。

「盛土造成土」は、農地としても利用可能な土壌である。「自然には起こりえない、異質土壌物質が 35 cm 以上盛土され、対応する土壌断面形態をもつ土壌が見あたらないほど大きく変化した土壌」で、他の土壌に分類するには馴染まないため、盛土造成土とされている。造成土大群以外で分類できる場合は、その土壌（土壌群、亜群のどの段階でもあり得る）の造成相とし、盛土造成土とはしない。切り土の場合は、断面の性質に基づき分類される。

なお、「異質土壌物質」は、「下記の大群において、異なる大群に属する土壌物質をいう。黒ボク土大群、沖積土大群、有機質土大群、停滞水成土大群、褐色森林土大群、赤黄色土大群、ポドゾル大群、富塩基土大群、未熟土大群（未熟土大群において、異なる群に属する土壌物質も異質とみなす。」と定義している。「盛土造成土」は地形の違いによって、台地・丘陵地・山地にある「台地」と、それ以外（低地）にある「低地」の 2 群に細分している。

7 造成相

本分類では、土壌相を設定し、「調査・研究や土地利用評価などの分野において、より詳細に、かつ機能的に比較検討を行う上で有用な情報を提供するために定められた分類群であり、各カテゴリー（大群、群、亜群）に対して付加的に用いることが可能である。」とし、「土壌温度」、「森林土壌」とならび「造成」相を設定している。

造成相

造成相の使用方法

①造成土大群以外の場合

混層造成相、切土造成相の場合は、一般的な土壌と同様に断面を分類し、下記のように造成相を括弧書きで付加する。

例 ****土（混層造成相）

****土（切土造成相）

盛土造成相は、異質土壌物質が 35 cm 未満盛土された場合、同じ土壌大群に属する土壌物質が盛土された場合、自然に起こる組み合わせで盛土された場合に、一般的な土壌と同様に断面を分類し、その分類名の後に、「（・・・盛土造成相）」と付記する。

・・・部分には、盛土された物質名を記載する。

物質名は、大群（または土壌群、亜群）レベルの土壌分類名（黒ボク土、沖積土、有機質土、停滞水成土、褐色森林土、赤黄色土、ポドゾル、富塩基土、未熟土）、非土壌自然物質（浚渫土砂など）、または「人工物質」（家庭ゴミ、建築廃材など）を記載する。

例 ****土（腐植質アロフェン質黒ボク土盛土造成相）

****土（浚渫土砂盛土造成相）

造成土大群以外の土壌大群に用いる相

混層造成相 深耕、天地返しなどで、元々の土壌と断面形態が大きく異なる場合。

切土造成相 圃場整備などで、元々の土層が切り取られ、下層にあった層や岩盤などが浅い位置に出現する場合。

盛土造成相 元々その場所（土壌断面）になかった物質が、盛土された場合。なお、1圃場内で土壌が移動し盛土された場合も含む。

②造成土大群の場合

1) 人工物質土の場合

亜群名の後に括弧書きで「・・・造成相、・・・礫質相、・・・湿性相、または・・・グライ相」を付ける。・・・部分には、盛土された物質名を記載する。

例： 無機質人工物質土（建築廃材造成相）

硬盤型人工物質土（アスファルト造成相）

有機質人工物質土（生ゴミ湿性相）

2) 盛土造成土の場合

亜群名の後に括弧書きで「・・・造成相」を付ける。・・・部分には、盛り土された物質／元の土壌（土壌大群名）を記載する。

例： 台地盛土造成土（沖積土／赤黄色土造成相）

造成土大群に用いる相

造成相 下記以外の造成土大群に用いる。

礫質相 地表下 60 cm 以内に礫層が出現する場合。

湿性相 地表下 75 cm 以内に「地下水湿性特徴」または「表面水湿性特徴」を示す層が出現する場合。

グライ相 地表下 75 cm 以内に「グライ特徴」をもつ層が出現する場合。

引用文献

日本ペドロロジー学会第五次土壌分類・命名委員会 2017. 日本土壌分類体系, p. 53, 日本ペドロロジー学会

日本ペドロロジー学会第四次土壌分類・命名委員会 2002. 日本の統一的土壌分類体系 (第二次案) (最終報告 (抜粋)), ペドロジスト, 46: 36-45

日本ペドロロジー学会第四次土壌分類・命名委員会 2003. 日本の統一的土壌分類体系, 一第2次案 (2002) -, 博友社, p. 1 90

ペドロジスト懇談会土壌分類・命名委員会 1986. 日本の統一的土壌分類体系 (第一次案), ペドロジスト, 30: 123-139

ペドロジスト懇談会土壌分類・命名委員会 1990. 1/100 万日本土壌図解説書, p. 1-37

坂上寛一・宇津川徹・田中治夫 1997. 土地分類基本調査, 東京西南部土壌図, pp. 57-73, 105p., 東京都

Ⅱ. 東京都の農業と土壌理化学性の変化

坂本浩介（東京都農林総合研究センター）

1. 東京都の農業

(1) 生産作目

東京都は、島しょ地域、中山間地域、都市周辺地域、都市地域に区分され、それぞれの地域ごとに、特徴を活かした特色ある農業が営まれている。

島しょ地域では、温暖な気候を活かし「フェニックスロベレニー」や「キキョウラン」等の切葉類、「パッションフルーツ」等の熱帯果樹類、「アシタバ」等の葉菜類が生産され、中山間地域では、奥多摩町の「ワサビ」や檜原村の「ジャガイモ」などが特産野菜として生産されている。

多摩地域等の都市周辺地域では、農業振興地域を含む比較的まとまった農地で、「スイートコーン」や「キャベツ」などの露地野菜のほか、「茶」や「日本なし」や「ブルーベリー」といった果樹類等が生産されてきたが、近年では施設化が進み直売野菜が少量多品生産されるようになってきている。区部等の都市地域では、狭小な農地を最大限に活用した施設栽培が多く、「コマツナ」、「ホウレンソウ」などの葉物野菜、「アサガオ」の鉢物や「夏ギク」の切り花といった江戸の伝統を伝える花き類が生産されている(図1)。



図1 東京産農林水産物の産地マップ

(野菜・果樹の表示はその地域の特産品を示したもので、最も多い農業生産物ではない)

(2) 農業規模

東京都の農業規模は日本の中で最も小さく、都道府県別農業算出額は全国平均が約 1995 億円に対し、274 億円(平成 29 年生産農業所得統計)であり、その内訳は生産額の多い順から、野菜、果樹、花き・苗木類、畜産、穀物となっている。東京都の総面積は約 2187 km²で、このうち 3.2%が農耕地として利用され、普通畑が 73.2%、樹園地が 23.0%、水田が 3.8%となっており、水田が少なく普通畑が多い特徴にある(農林水産省「耕地面積調査」, 2018)。

1経営体あたりの圃场面積は、平均 0.71 ha と小規模な生産者が多い(H27 関東農業地域別データファイル)。また、同じ関東の神奈川県とは似た傾向だが、千葉県とは傾向が大きく異なり、1経営体あたり 2.0 ha 以下の割合が 95%以上で、1経営体で 5 ha 以上保有しているケースは1%にも満たない(図2)。また、近年では9%程度の経営体で体験農園や貸し農園等の観光農園が実施されており、圃場の細分化も進んでいる状況にある。経営体あたりの作物の生産量は少なく、出荷先は市場ではなく、直売場や庭先販売が多いことも東京農業の特徴の一つである。

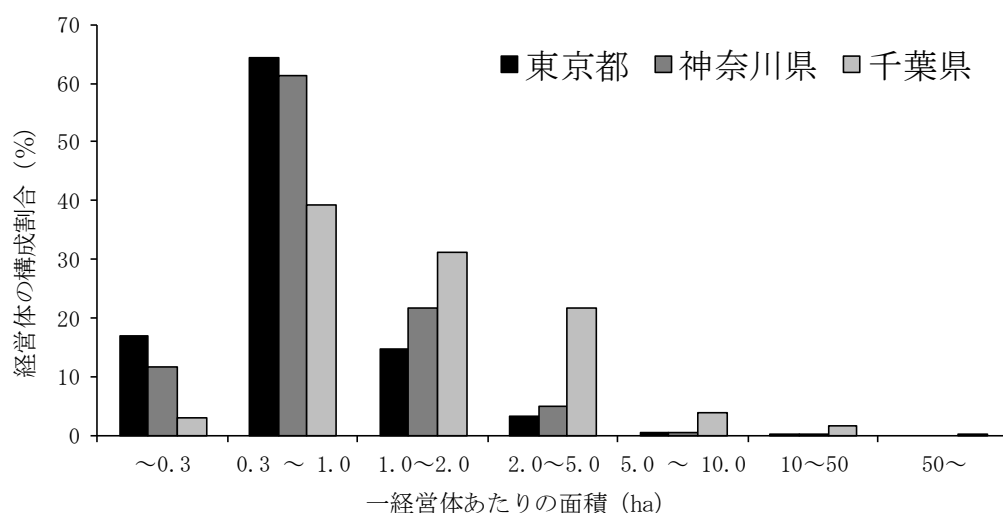


図2 一経営体あたりの面積の構成割合

2. 東京都の農耕地を取り巻く環境

(1) 地形・地質と気象

東京都は本州部分にある区部および多摩地域と島しょ部分から構成されている。本州部分は東西約 87 km, 最も幅が広い部分の南北が約 30 km で、西部の山間地(関東山地南東部の山地、加住丘陵、多摩丘陵など)、中間部の台地、東部の低地に大別される。高度は、西の関東山地から東に向かって順次低くなる。また西部山間地から流れる多摩川や秋川、浅川などの流域にも細長く低地が分布する(図3)。

地質をみると、山地は中生代から古生代の地層で、主に砂岩、粘板岩、チャート、石灰岩からなる。丘陵地は砂岩、泥岩や灰質砂礫からなる海成層の上を関東ローム層が覆っている。台地は砂岩、泥岩、凝灰質砂礫などの基盤の上を関東ローム層が覆っており、下末吉面、武蔵野面、立川面などの段丘に区別される。丘陵や台地の表面を覆う関東ローム層は箱根火山や富士山の火山灰に由来する。低地は軟らかい粘土や緩い砂を主とした軟弱な沖積層で構成されている。

区部および多摩地域の5年間(2015~2019年)の日平均気温は 15.8~16.4℃, 年間降水量は 1400~1900 mm である。多摩地域は西に行くほど気温が低くなる傾向にある。



図3 本州における東京都周辺の陰影起伏図（国土地理院参照）

(2) 土壌の分布

農耕地土壌の種類を農耕地土壌の分類第2次案改訂版に当てはめると、畑地では砂丘未熟土、黒ボク土、褐色森林土、赤色土、黄色土、暗赤色土、褐色低地土が分布し、本州に限ると黒ボク土、黒ボクグライ土、褐色森林土、褐色低地土、灰色低地土が分布している。水田は、すでに栽培のみられない土壌も含めると多湿黒ボク土、黒ボクグライ土、褐色低地土、灰色低地土、グライ土となっているが、水田利用されない圃場の多くが黒ボク土下層土（通称赤土）で客土された人工改変土の圃場や宅地になっている。特徴としては黒ボク土の面積が多く、また多くの土壌が小面積ずつ各地に分布することが挙げられる。土壌群別耕地面積をみると、畑地土壌の約93%を黒ボク土が占めており、畑地利用の黒ボク土の約71%は表層多腐植質黒ボク土である（地力保全基本調査成績書、1978年）（図4）。

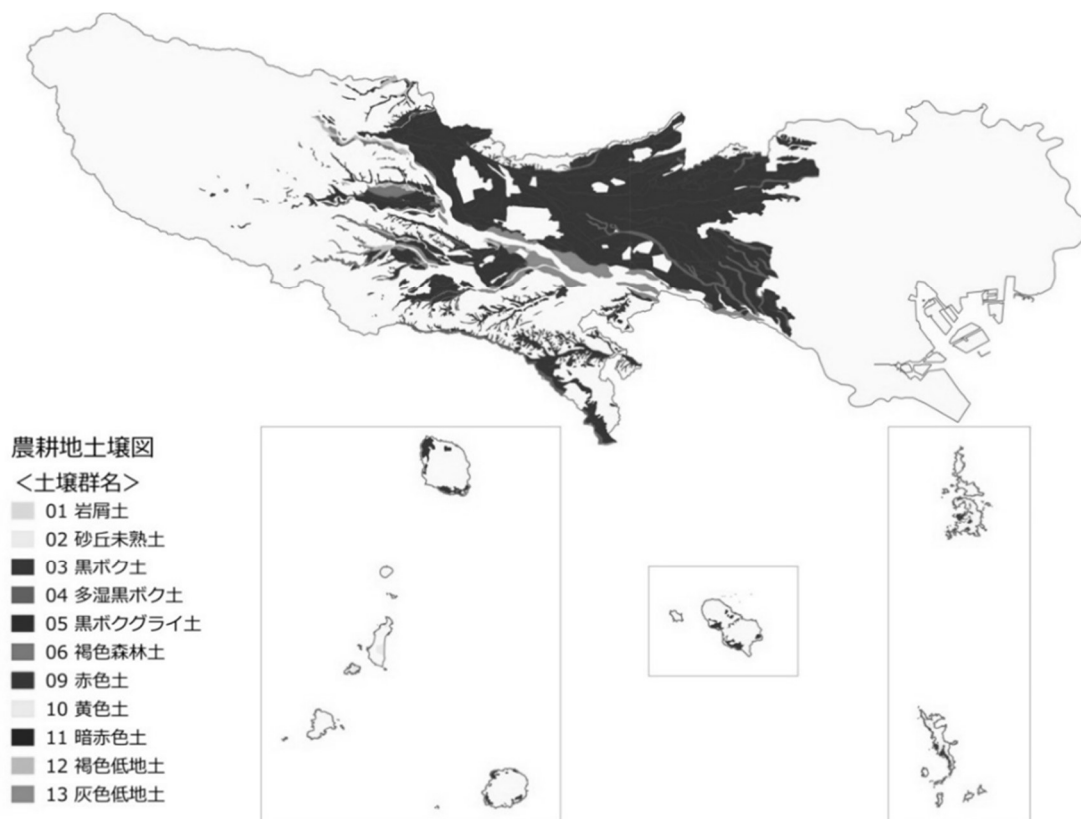


図4 東京都の農耕地土壌の土壌図

3. 東京都の農耕地土壌の現状

(1) 土壌調査の概要

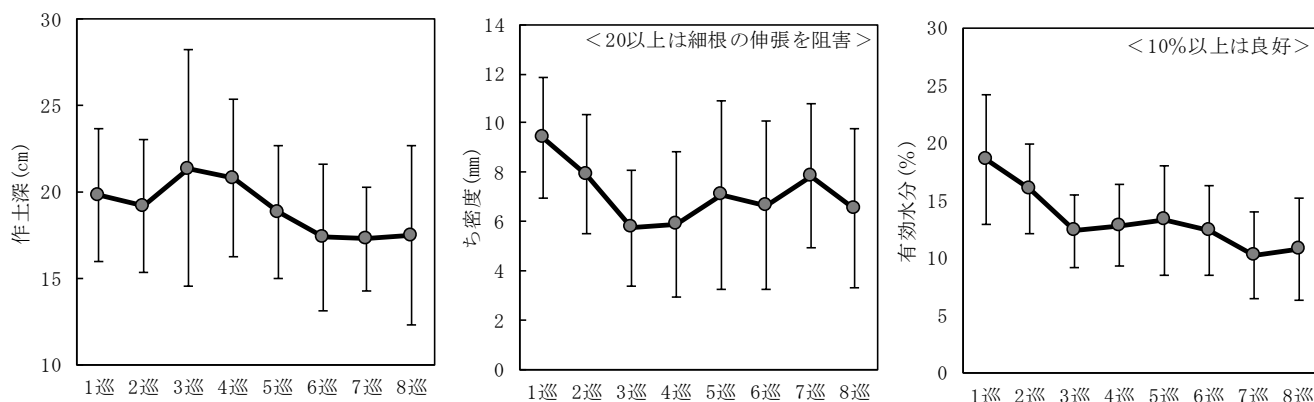
都内普通畑・樹園地に対して5年を一巡として土壌調査を実施してきた。今回は、8巡目にあたる2014～2018年の5年の間に行った土壌管理に関する生産者へのアンケート調査と土壌断面調査(地表から30 cmもしくは1 mの深さまで試坑し、層位別にサンプルを採取・分析)の結果から、黒ボク土普通畑のみを抽出して、1979～2013年に、同一地点で実施した7巡目までの調査結果と比較した。なお、土壌物理性は表層と次層を、土壌化学性は層位別に採集した土壌サンプルを対象に分析した(表1)。

表1 土壌調査における調査項目

調査・分析項目	詳細
断面調査	層位、土色、腐植、野外土性、石礫の有無、構造、孔隙、ち密度、
アンケート調査	圃場面積、栽培作物、肥料の施肥量・時期、耕うん回数・時期、使用農業機械
物理性分析	pF-水分曲線、三相分布、仮比重
化学性分析	全炭素、全窒素、CEC、pH (H ₂ O)、EC、交換性塩基、可給態リン酸、塩基飽和度

(2) 土壌物理性の変化と土壌管理

1層目(作土)の深さは5巡目以降20 cmを下回ったが、6巡目からは横ばいで推移していた。ち密度や有効水分は3巡目までは下降したがそれ以降は横ばいで推移し、健全な状態に維持されていた(図5)。



調査年

1巡目：1979～1983年	2巡目：1984～1988年	3巡目：1989～1993年	4巡目：1994～1998年
5巡目：1999～2003年	6巡目：2004～2008年	7巡目：2009～2013年	8巡目：2015～2018年

図5 土壌の1層目の深さ(図左)および1層目の土壌のち密度(図中央)、有効水分(図右)

6巡目までにみられた作土深の浅層化は、1巡時点では馬力が15PS未満の農機具が半分以上を占めていたのに対し、その後乗用トラクターが普及し、多くが15～44PSの農機具を使用するようになった(図6)ことや、作業の効率化のため15 cm程度に耕耘深度が固定化されたことが要因である。

また、ち密度や有効水分の低下は作付けや除草目的などに伴う耕耘回数の増加と高速耕耘が要因である。

さらに、農機具の大型化・高速耕耘により、耕盤層の形成の恐れもあるが、今のところ次層のち密度に上昇傾向はみられていない。

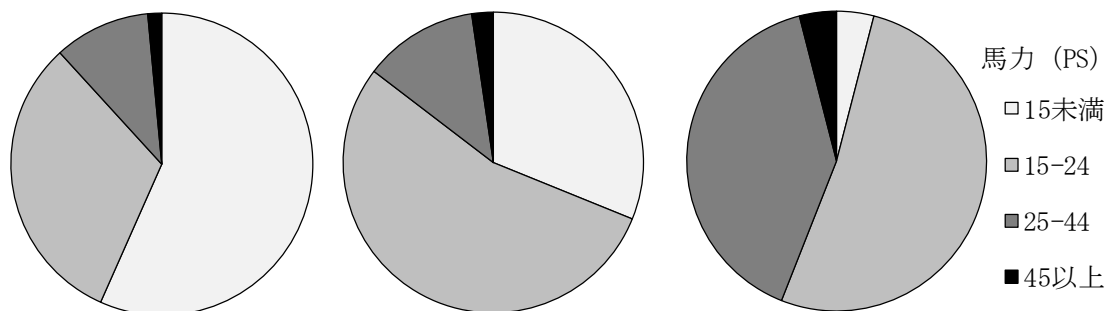
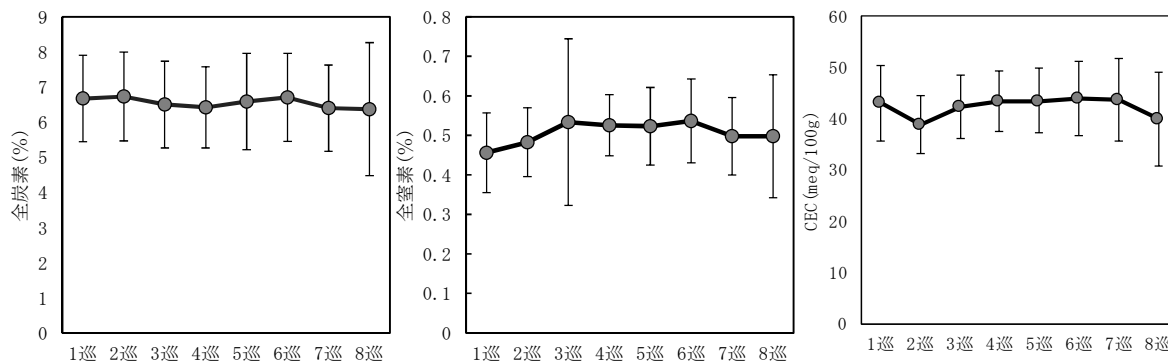


図6 農機具の馬力の推移(左から1巡目, 3巡目, 6巡目)

(3) 土壌化学性の変化

土壌管理の一環として、年間1~2t/10a程度の家畜ふん堆肥が多くの地点で連用されていることから、作土の全炭素および全窒素がそれぞれ6.5%、0.5%程度で推移し、CECが40 meq/100g程度と全国平均に比べ高い値で維持されていた(図7)。



調査年							
1巡目: 1979~1983年	2巡目: 1984~1988年	3巡目: 1989~1993年	4巡目: 1994~1998年	5巡目: 1999~2003年	6巡目: 2004~2008年	7巡目: 2009~2013年	8巡目: 2015~2018年

図7 土壌の全炭素(図左), 全窒素(図中央), CEC(図右)

また、東京都が設定している土壌診断基準(表2)に基づき土壌化学性を評価すると、塩基飽和度は適正域にあるものの、土壌 pH の平均値は 6.5 を超えていた(図8)。交換性石灰の平均値も適正域をわずかに超えており、過去に交換性石灰を多く施用していた地点では pH7.0 を超えていた。また、交換性カリは適正域にあるものの、5巡目から再び上昇傾向にあった(図9)。可給態リン酸は、1順目以降適正域よりも高く推移しており、度数分布をみても徐々に過剰域の割合が多くなっている状況にある(図10)。

表2 東京都土壌診断基準における黒ボク土野菜畑の診断値

項目		pH	P ₂ O ₅ mg/100g	CaO mg/100g	MgO mg/100g	K ₂ O mg/100g	EC mS/cm
過剰	▲	7.0<	100<	900<	135<	120<	1.5<
やや過剰	△	6.5~7.0	60~100	600~900	90~135	80~120	0.5~1.5
適正域	○	6.0~6.5	30~60	400~600	60~90	50~80	0.1~0.5
やや不足	▽	5.0~6.0	10~30	200~400	30~60	25~50	<0.1
不足	▼	<5.0	<10	<200	<30	<25	

※MgOとK₂Oの比率は1:0.9が望ましい

※黒ボク土 (CEC30~40meq/100gを想定)

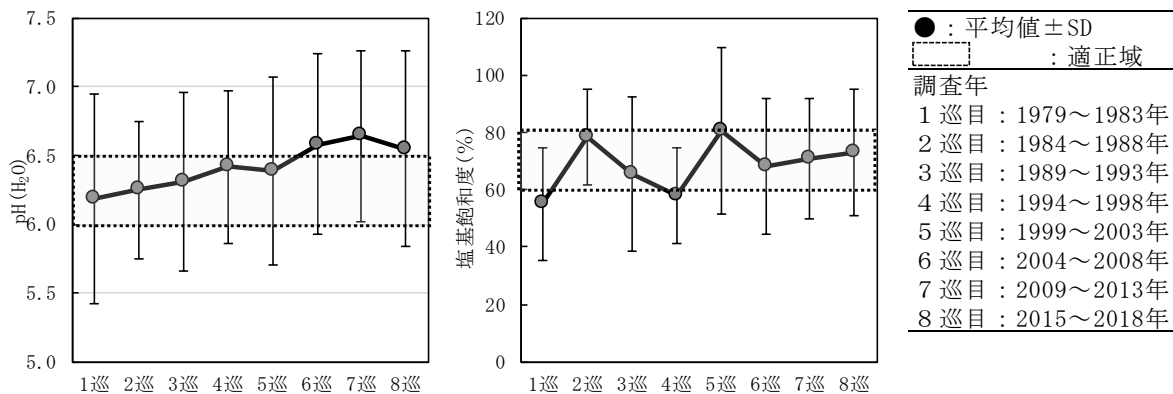


図8 土壌の pH (H₂O) (図左) と塩基飽和度 (図右)

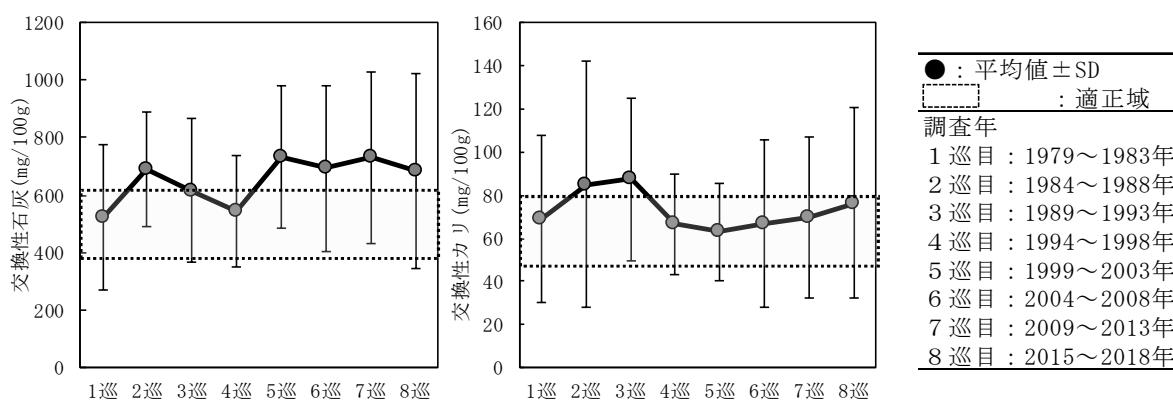


図9 土壌中の交換性石灰 (図左) と交換性カリ (図右)

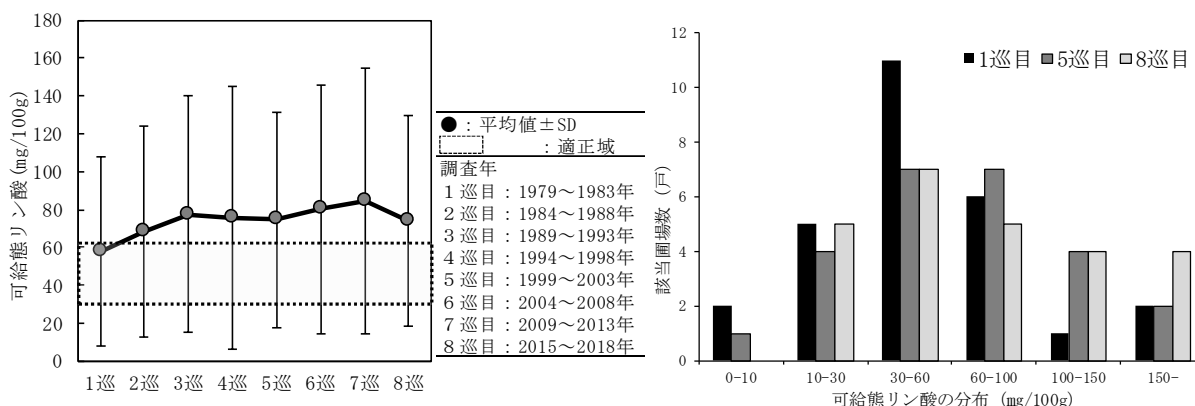


図10 土壌中の可給態リン酸 (図左) と可給態リン酸の分布 (図右)

(4) 土壌化学性の変化と土壌管理の関係

① 土壌 pH および交換性石灰の変化要因

土壌 pH および交換性石灰の値は標準偏差が大きいため、特定の生産者の影響を受けていると考えられた。そこで、生産者ごとに土壌 pH と交換性石灰の経年変化（1 巡目から 8 巡目までの変化量）をみたところ、多くの生産者で現状維持か増加していることがわかった（図 11）。

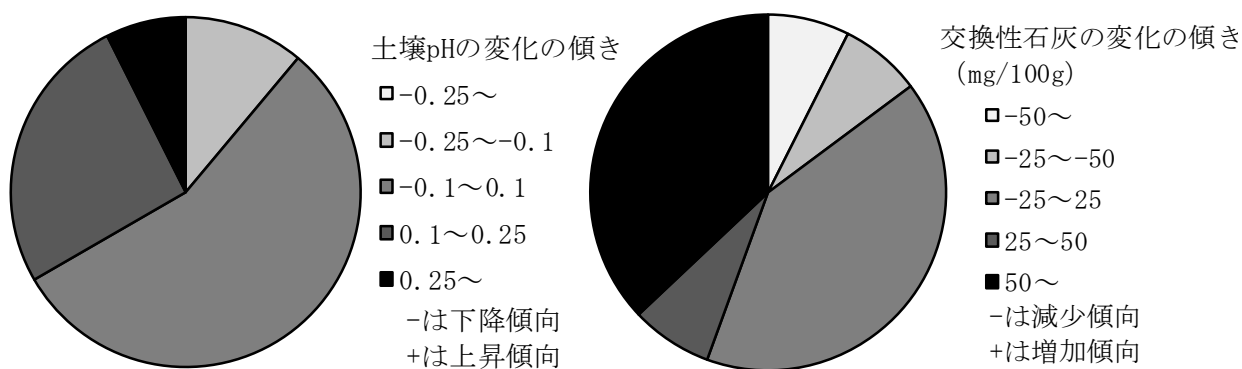


図11 1巡目から8巡目までの生産者ごとの土壌pHおよび交換性石灰の変化の傾き
(1巡目から8巡目のデータを生産者ごとに直線回帰式にあてはめた際の傾きを示した)

これらの土壌pHや交換性石灰の上昇の原因として、苦土石灰等の石灰資材や鶏ふん等の石灰分を多く含む有機質資材の多施用が考えられたため、生産者の石灰投入量を8巡目の石灰資材および鶏ふんから求めた(図12)。一般に指導の目安となる苦土石灰100kg/10aは、石灰で換算すると44kg/10aとなる。この結果をみても土壌pHや交換性石灰の上昇の要因が判然としないため、他の要因も考慮にいれ解析を行う必要がある。

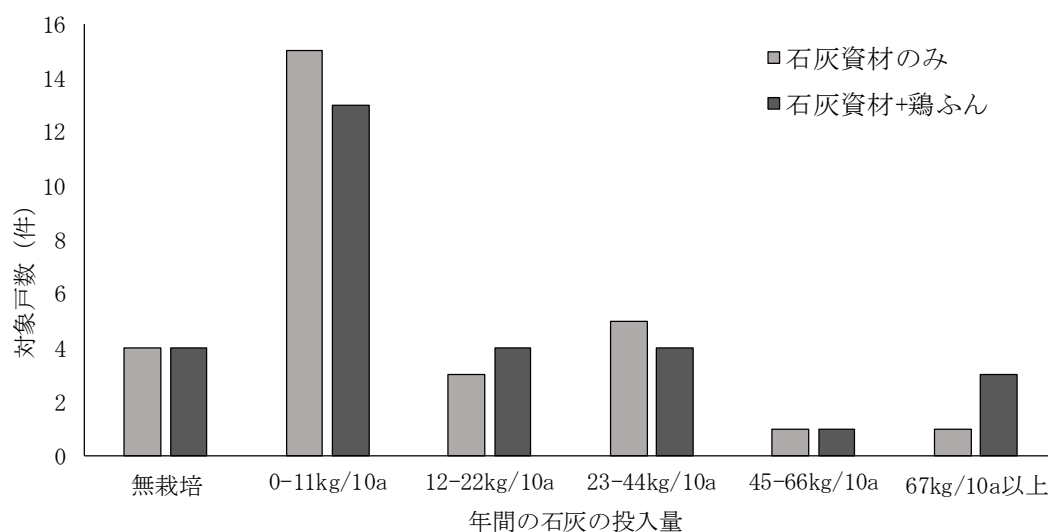


図12 石灰で換算した8巡目における生産者の石灰資材および鶏ふんの年間施用量

②交換性カリおよび可給態リン酸の変化要因

先に述べた交換性カリの上昇や可給態リン酸の蓄積は、狭小農地を高度利用することで年間施肥回数が増えることのほかに、実際に生産者が行っている施用量が施肥基準量を上回っていることが要因とも考えられるため、8巡目に関して生産者ごとの年間化学肥料施用量および堆肥を除く有機質資材施用量と東京都施肥基準量の差を調べた(図13)。

8巡目について代表的な肥料成分である、窒素・リン酸・カリの施肥基準量と投入量を生産者ごとに比較したところ、窒素では施肥基準量を超えて施用されることはなかったが、リン酸・カリ

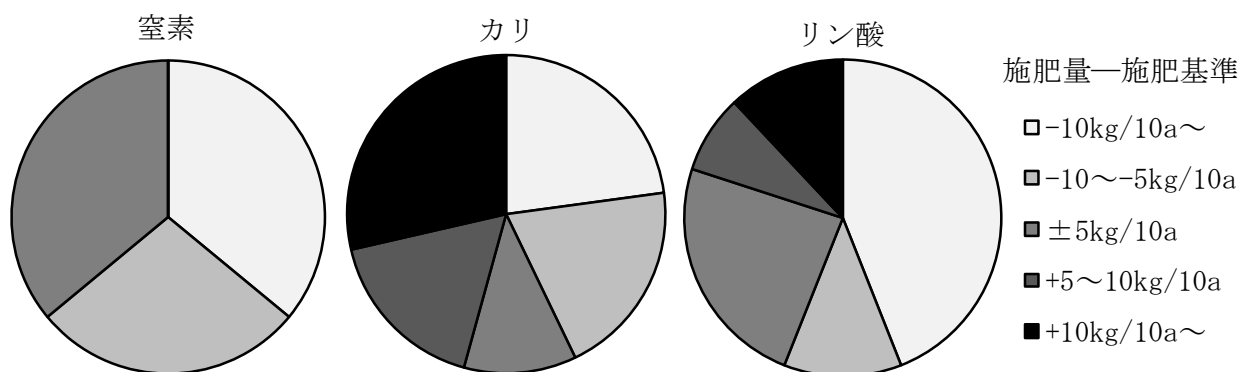


図 13 8 巡目の生産者ごとの化学肥料および有機質資材（堆肥を除く）施用量と施肥基準の差

では 1/4 程度の生産者で肥料投入量が施肥基準を超えていた。窒素肥料の施用量に比べリン酸・カリ肥料の施用量への配慮は少ないことが推定される。また、可給態リン酸に関しては土壌診断で不足か適正と判定された生産者に比べ、やや過剰から過剰と判定された生産者の方が、リン酸施用量を減らしている割合が多かった。

4. 東京の農耕地土壌の現状と今後について

東京の農耕地土壌は、表層の深さの固定化と表層の浅層化や、交換性石灰や可給態リン酸等の土壌養分の富栄養化が進行していた。東京都の農業は野菜の生産が多く、直売向けの少量多品目栽培がメインであり、年間の作付け回数が多くなりやすいため、土壌理化学性の変化には注意する必要がある。

また、今回は黒ボク土の普通畑を対象に取りまとめたが、施設土壌でも塩類集積・土壌の高 EC 化等の化学性に関する問題や、年間多作栽培による土壌中の団粒構造の破壊（土壌の粉状化）等の物理性に関する問題が残されており、対策が求められている。

さらに、都では今年のオリンピック・パラリンピックの開催時期に合わせた県外・海外からの来訪者を「おもてなし」するために、夏季の環境下での景観性の高い緑化の実現に向けて取り組みが行われている。これまで、「夏花による緑化マニュアル」を提供し、花き生産の増加や、緑陰を創出するベンチのついた移動式緑化コンテナの作成等がなされてきた。この取り組みをレガシーとして今後も残していくためには、農耕地だけでなく、夏の暑さに対応した花壇や大型コンテナ等の区切られた栽培環境への土壌肥料的なフォローも必要である。

また、東京都で推し進めているスマート農業に関しても培地水分・温湿度センサの栽培利用や、養液栽培で使用される様々な隔離ベンチや、ヤシガラ等の土壌以外を用いた培地の利用といった新技術についても、土壌肥料の観点からの理化学性評価が必要である。

このような状況の中にあって、土壌肥料研究チームでは、リン酸の減肥基準の策定や土壌診断基準を随時更新しており、土壌養分の有効活用に関する指導に力を入れている。今後はさらに化学肥料や石灰資材だけでなく、投入する堆肥の種類から、窒素・リン酸・カリの利用率を考慮にいたした施肥設計を提案していく予定である。今後も土壌管理や周辺環境の変化に伴う農耕地土壌の状態の変化は、正確に把握する必要がある。そのためにも、表層土の土壌診断だけでなく、試坑調査を継続し、土壌の情報を把握していく必要がある。

Ⅱ. コメント 神奈川県農耕地土壌の現状と課題

上山 紀代美（神奈川県農業技術センター）

1. 神奈川県の農業の概況

神奈川県の農業は、農家一戸当たりの耕地面積が全国平均の約半分と規模は小さいが、高い技術力を生かして農地を高度に利用した土地生産性の高い経営が行われている。また、農地面積に占める畑の割合が80.7%と、全国平均の45.6%と比べて高く、県内で生産される農作物の品目別の構成は、全国平均に比べてコメの比率が小さく、野菜や果実、畜産物といった生鮮食料品の比率が高いという特徴がある。

農地土壌の分布としては、黒ボク土が約60%と最も多く、畑に限れば80%程度が黒ボク土である。次いで多いのが灰色低地土、グライ土でそれぞれ15%程度分布し、そのほか褐色森林土、褐色低地土、黒泥土等が分布している。

2. 神奈川県における定点調査及びモニタリング調査の調査地点について

神奈川県では、定点調査の始まりである土壌環境基礎調査1巡目（1979～1983年）には220地点を設置し、年間50～60地点の土壌断面調査を実施していたが、4巡目（1994～1988年）の調査では166地点に減少した。その後の1999年からの土壌環境モニタリング調査に変更になる時点で、調査地点の見直しが行われ、土壌環境基礎調査の4割程度の地点数となった。さらに、2008年からは土壌炭素調査が開始され、これまで4年かけて県内を巡回していた地点（65地点）を1年間で調査することとなったため、深さ1mまでの断面調査を丁寧に行うよりも、炭素調査用のサンプル採取として30cm深までの調査が多くなった。

今後のモニタリング地点としては62点（5年間で1巡）を計画しているが、そのうち当初の調査から長期観測ができている地点は約半数で、また、同一地点であっても、土壌断面調査結果を見てみると、天地返しや客土等が行われていることが多く、典型的な断面を見るのが少なく、現在の土壌分類に従って、土壌の種類ごとにデータの解析を行うことが必ずしも適切ではない状況になってきている。

3. 神奈川県における土壌診断体制と土壌の化学性の変動

上記の定点調査の他に、神奈川県では土壌診断体制が早くから確立されており、1970年代から各普及所での分析が行われ、1985年には経済連（現全農神奈川県本部）に農協土壌診断センターが開設されて、合わせて県が自主開発したパソコンによる土壌診断システムの導入が図られた。この神奈川県開発のシステムを各関係機関に提供し、処方箋の発行を手助けする代わりに、研究機関でデータを集積し解析することとしている。県内の土壌診断データの解析は、2007年に過去30年間の解析が行われており、また、直近の10年間の解析を昨年度に行った。そこで解析用に収集されたデータは、年間8000～9000件である。その傾向としては、一部の作目でカリの低下傾向が認められるが、施設土壌の石灰、苦土が上昇傾向、リン酸含量は高止まり状態にあり、リン酸や塩基を中心に依然として養分過剰の状態が継続している。また、水田では水系によってリン酸含量の傾向が異なるといった結果が得られている。

4. 今後の課題

上述のとおり、神奈川県において土壌（作土）の化学性の傾向を見ていくには、圧倒的に分析点数の多い土壌診断結果の解析が有効となる。ただし、土壌診断システムに組み込まれている土壌分

類の情報は、それほど多くはない。こうした中で、土壌断面調査を伴う定点調査は、土壌の作土層の化学性の変動以外の解析に有効手段とならなくてはならない。調査人員や予算の関係等で、調査地点数を削減せざるを得ない状況で、限られた地点の調査から何を不得ていくのかが課題となる。

今後は、作土以下の下層土の化学性、土壌硬度、保水性等の土壌物理性等の調査手法の確立とデータの集積・解析、土壌診断に有効な土壌分類の確立等が望まれる。

Ⅲ. 都市環境下で変化する緑地土壌

高橋 輝昌 (千葉大学園芸学部)

1. 都市緑地土壌の特徴

都市での環境改善や健康維持にとって、都市緑地の果たす役割は大きい。都市緑地の機能は健全な植物の生育によってもたらされる。植物生育の良否は生育する土壌の性質により左右される。このため、都市緑地土壌を植物の生育に適した状態に造成し、維持することが求められる。

森林や草地といった自然緑地の土壌や農耕地の土壌については、これまでかなりの研究成果が蓄積されていて、都市域での緑地造成や管理の際に活用されている。しかし、自然緑地や農耕地では見られない土地の造成方法や都市域特有の環境の影響を知ろうと思えば、都市緑地での調査・研究も不可欠である。

このような考えに基づいて、筆者はこれまで都市緑地土壌の性質やその改善に関する研究を行ってきた。ここでは、これまでに把握された都市緑地土壌の主な特徴について述べる。

(1) 自然緑地土壌と造成緑地土壌の比較

都市緑地の土壌に対して、表土が失われた貧栄養な土壌、締め固められた固く透水性の低い土壌、といったイメージを持つ人が多いのではないだろうか。都市での造成緑地土壌の特徴を定量的に把握するために、千葉県松戸市内にある総合公園(21世紀の森と広場)で土壌調査を行った。この公園には、保全された天然林と造成緑地が隣接しており、両者を比較することで造成緑地土壌の特徴を明らかにできると考えた。

天然林と造成緑地の土壌断面を比較すると、天然林では表層から下層にかけて土壌の性質に連続性が認められるが、造成緑地では土性や土壌構造に連続性が見られない断面があった(データ省略)。造成緑地では地形の改変が行われ、また、他地域の建設残土などが持ち込まれて造成されるためである。

長谷川式土壌硬度計で天然林と造成緑地の土壌の軟らか度(値が小さいほど固い)を測定したところ、両者には数倍の差が見られ、造成緑地の土壌の硬さが明らかになった(データ省略)。植栽予定地であっても土木工事による土壌の締め固めの影響が見られた。

土壌の化学的性質(図1)を見ると、有機物濃度を反映する炭素濃度・窒素濃度は造成緑地よりも天然林で高かった。造成緑地では有機物に富んだ表層土壌が除去されたことに加え、生育する

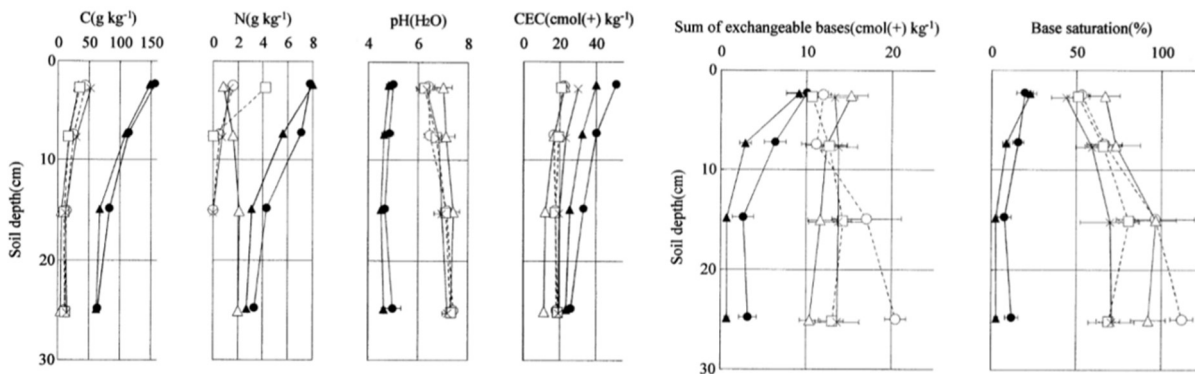


図1 造成緑地と自然緑地の土壌の化学的性質の比較

●, ▲: 自然緑地、○, △, □: 造成緑地 (高橋ら 2000)

植物量が天然林よりも少なく、植物から土壌に供給される有機物量も少ないために、造成緑地の有機物量が少なくなった。造成緑地土壌では有機物濃度(腐植物質濃度)が低いことから、保肥力(陽イオン交換容量:CEC)も天然林土壌より低かった。造成緑地土壌のpHは天然林土壌よりも高く、原因の一つとして交換性塩基濃度と塩基飽和度の高さが考えられた。造成緑地では、比較的未風化な下層土壌が造成に使われており、造成後の風化作用によって多量の交換性塩基が生じたために交換性塩基濃度が高まったと考えられる。天然林土壌では土壌の風化が進んでおり、交換性塩基の供給源が落葉落枝などの有機物である。そのため、天然林土壌では地表の有機物層に近い表層土壌ほど交換性塩基濃度が高い。造成緑地では、表層土壌から下層土壌にかけて、交換性塩基濃度があまり変わらないか、下層土壌で高まることもある。前述のように、造成緑地では保肥力が低いために、交換性塩基が土壌中に保持されにくく、下層土壌に流亡したと考えられる。

これらのことから、造成緑地土壌の特徴として、土壌が締め固められていること、有機物濃度が低いこと、交換性塩基濃度とpHが高いことが挙げられた。

このような造成緑地土壌の性質を改善するためには、有機物濃度を高める必要がある。天然林土壌と造成緑地土壌に共通の有機物(濾紙)を埋設して、有機物分解活性を比較したところ、両者にはあまり違いが見られなかった(データ省略)。このため、造成緑地土壌に有機物資材を添加することで、土壌改良が行える可能性があると考えた。有機物資材による造成緑地度序の改良については2.で述べる。

(2) 植物生育に伴う都市緑地土壌の変化

公園などの都市緑地では、景観や利用者への配慮から落葉落枝が除去されることが多い。自然緑地の物質循環の研究により、落葉落枝が植物から土壌への重要な有機物供給源であることがよく知られている。その落葉落枝が除去されることで、造成緑地土壌では有機物濃度が低く、無栄養に近いと考える人も多い。実際に1.(1)で紹介したように、造成緑地土壌の有機物濃度は天然林よりも低い。

しかし、都市緑地で土壌の炭素蓄積量を測ってみると、自然緑地には及ばないものの、意外と多い。筆者らは東京都内の19の公園を対象に、緑地の形態別に土壌深30cmまでの硬質土壌に含まれる炭素量を測定した(Takahashi et al 2008)。緑地の形態を高木植栽地(落葉が除去されているところ)、芝生地、雑木林(落葉が除去されずに残されているところ)に分類した。得られた炭素量を表1に示す。落葉が除去されている高木植栽地では、平均で79 Mg ha⁻¹、芝生地では82 Mg ha⁻¹の炭素が蓄積していた。日本の森林土壌の炭素蓄積量の平均値が142.9 ± 83.8 Mg ha⁻¹(Ugawa et al. 2012)であることを考えると、都市緑地では、植物量が少ない割に土壌中に炭素が蓄積している。都市公園や都市林で測定された植物体に含まれる炭素量がおおよそ55 Mg ha⁻¹であるから(市村2006)、都市緑地土壌には植物体よりも多くの炭素が蓄積されていることになる。落葉落枝が除去されているにも関わらず、このような多くの炭素が土壌に供給される原因として、植物の根系か

表1 土壌深0~30cmの都市緑地土壌に含まれる炭素量

緑地の形態	芝生地	高木植栽地*	雑木林**	裸地
炭素量(Mg-C ha ⁻¹)	82.1 ± 37.4	78.9 ± 32.8	120.3 ± 34.8	40.1 ± 28.3

東京都内の19公園を対象に調査した Takahashi et al (2008) をもとに作成した。

*: 落葉が除去される高木植栽地、 **: 落葉が除去されない樹林地

らの有機物供給が挙げられる。自然緑地に比べて植物による有機物生産量も土壌への有機物供給量も少ない都市緑地においても、植物の生育に伴い、土壌中には有機物が蓄積し続けている。

2. 剪定枝の敷きならしによる土壌の変化

1.(1)で述べたように、造成緑地土壌の特徴として、有機物含有量の少なさが挙げられる。また、都市緑地では植物の管理(手入れ作業)で発生した剪定枝などの植物廃材をゴミとして処分することによる環境負荷が問題視されている。これらの問題を解決する(植物廃材を活用し、土壌に有機物を供給する)方法として、剪定枝を粉砕して地面に敷きならす「みどりのリサイクル」が実施されるようになってきている。みどりのリサイクルは、自然界の生態系に見られる物質循環系を模した人為的な循環系の創出でもある。このような人為による土壌への有機物供給は、当然土壌の性質を変化させる。ここでは、みどりのリサイクルによる土壌の性質の変化を紹介する。

(1) 地面に敷きならされた剪定枝の分解

東京都内の、粉砕された剪定枝(以下、剪定枝)の敷きならしが行われている緑地で調査された、敷きならされた剪定枝の分解特性を簡単に紹介する(佃ら 2008)。筆者らが調査対象とした緑地では、いずれも剪定枝をおよそ 10 cm の厚さに敷きならす作業が行われていた。剪定枝の敷きならし作業後の経過年数が様々な緑地で敷きならされた剪定枝や剪定枝下の土壌の性質を調査し、敷きならし後の経時変化を推定した。敷きならし後の剪定枝の厚さの変化を図 2 に示す。剪定枝の厚さは敷きならし後 3~4 年かけて 4 cm ほどに減少し、その後では 10 年程度経ってもほとんど変化しなかった。剪定枝を分解する生物の活性の指標として、敷きならされた剪定枝の表面からの二酸化炭素放出速度を測定してみると(図 3)、敷きならし直後に非常に大きく、4 年目にかけて急激に減少して、その後では 10 年程度経ってもほとんど変化しなかった。このように、敷きならされた剪定枝は敷きならし後 3~4 年で急激に分解される。

(2) 敷きならされた剪定枝の下の土壌の変化

2.(1)の剪定枝の下の土壌は、剪定枝の分解に伴ってどのように変化するのだろうか。土壌有機物濃度の指標となる炭素濃度を見ると(図 4)、敷きならし後 3 年で最も高まり、その後低下した。

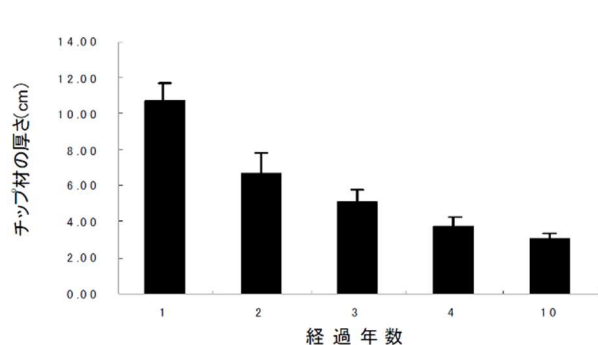


図 2 敷きならし後の剪定枝の厚さの変化

チップ材の厚さ：剪定枝の厚さと同じ

経過年数：敷きならし後〇年目であることを示す。

(佃ら 2008)

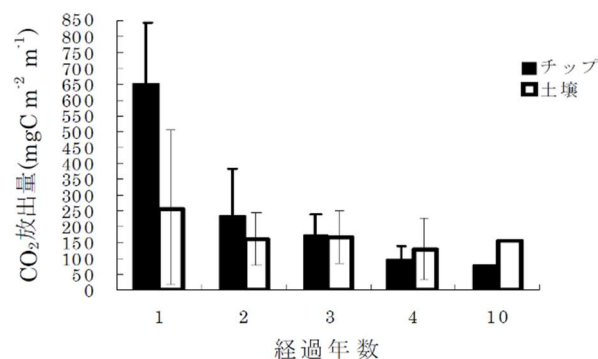


図 3 剪定枝と剪定枝下の土壌表面からの二酸化炭素放出速度の変化

チップ：剪定枝表面からの放出速度

土壌：剪定枝下の土壌表面からの放出速度

(佃ら 2008)

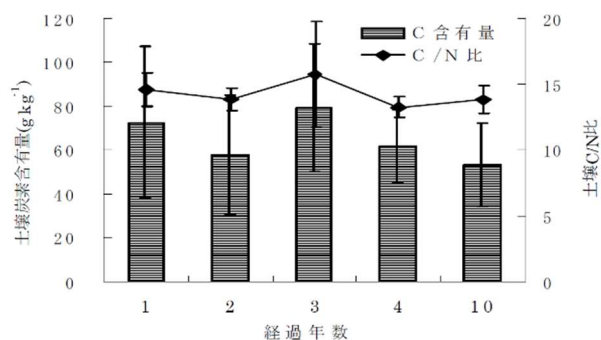


図4 剪定枝下の土壌の炭素濃度の変化
(佃ら 2008)

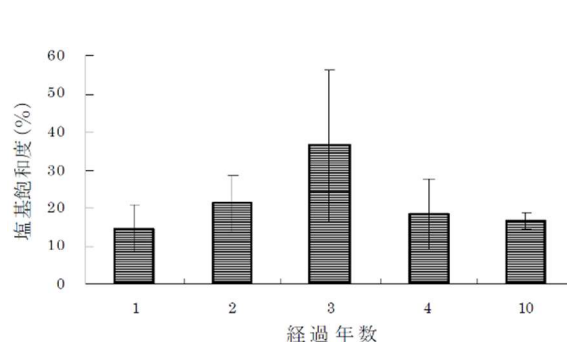


図5 剪定枝下土壌の塩基飽和度の変化
(佃ら 2008)

剪定枝の分解に伴う有機物の供給が剪定枝の敷きならし後3年程度続くものの、剪定枝の分解が不活化化すると、表層土壌に供給される有機物量よりも土壌中で無機化されたり、より下層土壌に浸透する有機物量が多くなり、土壌中の有機物濃度が減少する。同様の傾向は土壌中の交換性塩基や塩基飽和度についても見られた(図5)。

(3) 剪定枝は分解作用を受けてどのくらい土壌に残るのか

2.(2)で見たように、地面(土壌)への剪定枝の敷きならしによって、土壌の性質は比較的明瞭に変化する。都市緑地土壌の炭素濃度がもともと低いために炭素量の変化を把握しやすいことと、剪定枝に含まれる炭素の多くが土壌中にとどまることが原因であろう。剪定枝の敷きならしによって土壌に供給される炭素のうち、どの程度が土壌に残るのかを把握することは、剪定枝の敷きならしによる土壌の変化や緑地土壌による炭素固定機能を評価する上で重要である。そこで、剪定枝に含まれる炭素のうち、微生物によって二酸化炭素にまで分解されるものの割合を把握し、地面に敷きならされた剪定枝に含まれる炭素の動態を推定した(高橋ら 2014)。

実際の緑地の樹木の手入れで発生した剪定枝を粉碎し、微生物を多く含むと考えられる樹林地の表層土壌に混入し、剪定枝の分解に伴う微生物の増殖に必要な窒素をあらかじめ与えた上で、微生物による有機物分解が活発に行われる温度 25 °C の環境下で培養した。培養中に剪定枝からの二酸化炭素の放出速度を経時的に測定し、反応速度論のモデル式(二酸化炭素放出速度=反応速度定数×二酸化炭素にまで分解される炭素量×exp(反応速度定数×培養日数))に当てはめて、得られた定数から二酸化炭素にまで分解される炭素量を推定した(図6)。その(土壌中の微生物が剪定枝を食べ尽くした)結果、剪定枝に含まれる炭素のうち、二酸化炭素にまで分解されるものはおよそ20%であった。前述の佃ら(2008)の結果も併せて推定した剪定枝に含まれる炭素の動態を図7に示す。剪定枝に含まれる炭素のおよそ80%は細かい木片や腐植物質として土壌中にとどまり続ける。このように地面に供給された有機物(ここでは剪定枝)の多くが土壌にとどまることによっても、都市緑地の炭素濃度が比較的明瞭に変化することがわかった。

3. 都市環境による土壌の性質の変化

都市域では人口の集中によりエネルギー消費量が増加し、コンクリートやアスファルトによる被覆面積も増加し、大気汚染が発生しやすい環境にある。

都市緑地の持つ機能の一つに、大気汚染の緩和機能がある。図8には、都市緑地(都市林)が大気汚染物質の影響を緩和するしくみが4つにまとめられている(三沢 1982)。この図によれば、緑

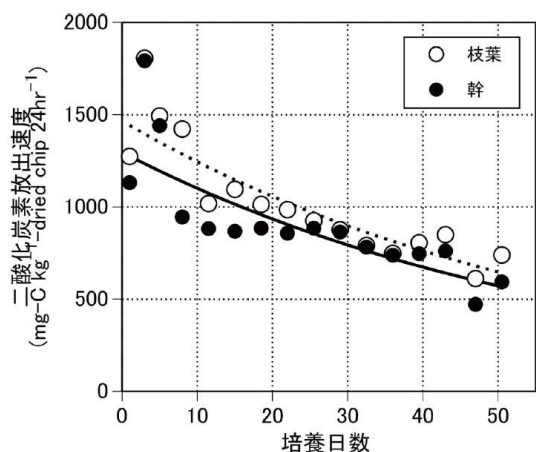


図6 剪定枝からの二酸化炭素放出速度の変化

回帰式については本文参照 (高橋ら 2014)

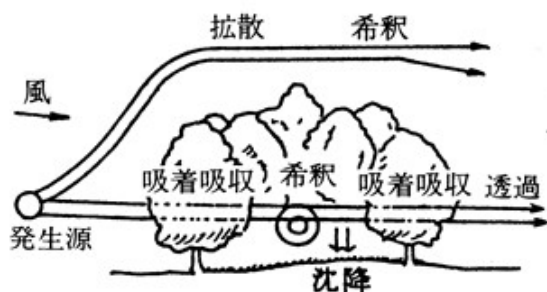


図8 都市林による大気汚染の緩和機能
(三沢 1982)

に落ちる。植物の葉面から吸収された大気汚染物質も植物体を構成した後、やがては植物遺体として土壤に供給される。このように、大気汚染物質は土壤に供給され、緑地生態系に取り込まれる。

緑地に供給された大気汚染物質は土壤の性質を変化させると考えられる。ここでは、都市化による緑地土壤の変化の例を紹介する。

(1) 皇居に造成された雑木林の土壤の変化

皇居東御苑にある「二の丸雑木林」は、開発によって失われつつあった武蔵野の雑木林を皇居内に復元・保全することを昭和天皇が発願され、1982年から1985年にかけて造成された樹林である。二の丸雑木林の造成には、当時としては画期的な雑木林の表層土壤を移植する工法(表土移植工法)が用いられた。この工法は開発が予定されていた神奈川県内の雑木林の表層土壤をおよそ10cmの厚さですできるだけ非攪乱のまま採取し、皇居東御苑の雑木林造成予定地に敷き詰め、植物を植栽するものである。表層土壤の移植は1982年から1983年にかけて行われた。移植された土壤に含まれる植物の根系や種子、土壤生物には、造成された雑木林をより早期に自然に近い状態に復元することが期待されており、概ね期待どおりの成果を得られた。

二の丸雑木林への表層土壤移植がはじまってから14年たった1996年に、筆者は二の丸雑木林

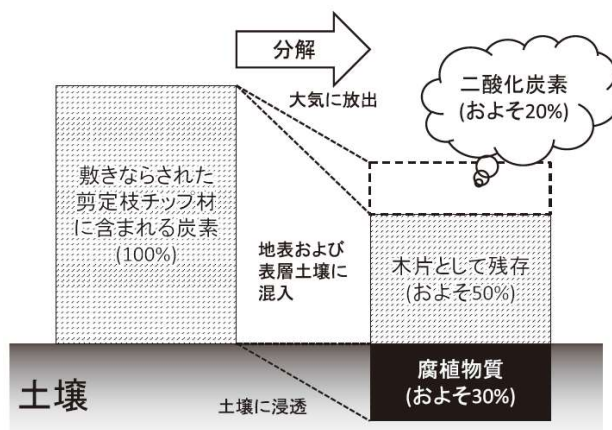


図7 剪定枝の分解に伴う剪定枝に含まれる炭素の動態

(高橋ら 2014)

地の風上で発生した大気汚染物質は 1) 都市緑地による風の攪乱で拡散・希釈され、2) 緑地を構成する植物に吸着・吸収され、3) 緑地内の清浄な空気によって希釈され、4) 緑地内で風が弱まることにより重力に逆らえなくなって沈降し、緑地の風下側に透過するときにはかなり減少している。

緑地の植物によって吸着された大気汚染物質は降雨によって洗い流されたり、植物遺体(落葉・落枝や剥離した樹皮など)とともに地面

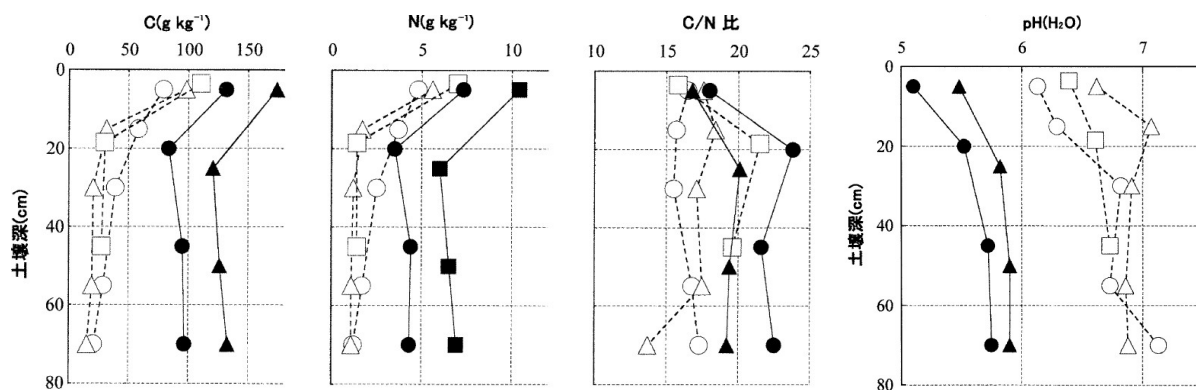
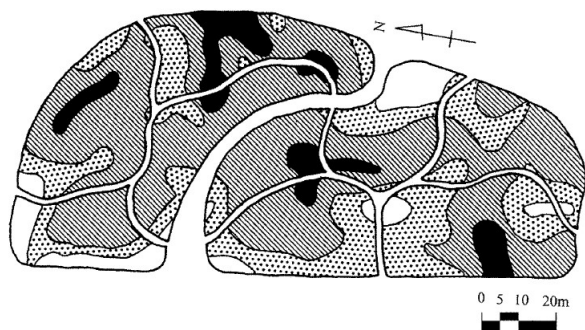


図9 皇居の雑木林と相模原市の雑木林の土壌の化学的性質

○, △, □ : 皇居の雑木林、●, ▲ : 相模原市の雑木林 (高橋ら 2001)



■ : $\text{pH}(\text{H}_2\text{O}) \leq 6$, ▨ : $6 < \text{pH}(\text{H}_2\text{O}) \leq 6.5$, ▩ : $6.5 < \text{pH}(\text{H}_2\text{O}) \leq 7$, □ : $7 < \text{pH}(\text{H}_2\text{O})$.

図10 皇居の雑木林における表層土壌の pH の分布

(高橋ら 2001)

物濃度が低くなっていた(図9)。二の丸雑木林の表層土壌の pH の分布を調べたところ、図10のようになった。日本の森林土壌は概ね酸性であり、武蔵野林でも6未満である。武蔵野林が生態的に安定している(土壌の性質がほぼ一定に保たれている)と考えられることから、二の丸雑木林に移植された当時の表層土壌の pH も概ね6未満であったと推察される。しかし、図10をみると pH が6未満である部分は二の丸雑木林中心部のわずかな面積にとどまっている。二の丸雑木林の東部分と西部分には pH が7より高い土壌もみられる。

皇居がある東京都千代田区は非常に都市化の進んだ地域である。したがって、二の丸雑木林への粉塵等の供給も相当多いと考えられる。pHが高まった一因として、土壌に含まれる交換性塩基の増加(データ省略)が挙げられる。交換性塩基には土壌の pH を高めるはたらきがあることから、都市域の粉塵には交換性塩基が多く含まれ、土壌の pH を高めていると考えられる。二の丸雑木林で土壌有機物濃度が下がった原因としては、pHが高まったことによって土壌生物の活性が高まり有機物の無機化が促進されたことや、二の丸雑木林と武蔵野林の植物生育量(土壌への落葉落枝の供給量)が異なることなどが考えられるが、定かではない。土壌 pH は元素の動態や植物の養分吸収特性、様々な生きものの活性に影響をおよぼすことが知られている。都市化が緑地土壌に及ぼす影響は単なる「酸の中和」ととどまらず、緑地生態系の物質循環全体に及ぶと考えるべきである。このことについては4.で後述する。

内に3つの土壌断面をつくり、また、神奈川県相模原市内の二の丸雑木林の土壌採取地に近い雑木林内(武蔵野林)にも2つの土壌断面をつくり、両者の(二の丸雑木林と武蔵野林の)土壌の諸性質を比較した。また、二の丸雑木林内を10mメッシュ(縦横10m間隔)に区切りメッシュの交点89か所の表層土壌(土壌深0~10cm)を採取して採取地点ごとの pH を測定した(高橋ら 2001)。

二の丸雑木林に移植された土壌と武蔵野林の土壌断面から得られた土壌の性質を比較すると、二の丸雑木林では pH が概ね1高く、有機

(2) 都市化による土壌の酸の中和

3.(1)で紹介したとおり、皇居東御苑では都市化(による粉塵等の増加)が、緑地土壌の酸を中和する可能性が示された。この現象をより広い範囲で確かめるため、都市化の程度が様々な地域の樹林地で土壌の性質を比較し、都市化が緑地土壌に及ぼす影響を調べた(Takahashi et al. 2015)。

都市化が進むと道路が増えることから、調査対象となる緑地がある自治体(市、区)の面積に占める道路面積の割合を「道路面積率」として、都市化の指標とした。植生や土壌の性質が緑地によって大きく変わらないように、調査地を多摩川周辺のコナラを主要な植生とする落葉広葉樹林に限定して10か所選定した(図11)。調査地がある自治体の道路面積率は4.6%から15.9%であった。各調査地から表層土壌を採取し、土壌の化学的性質を測定して、都市化の程度(道路面積率)との関係について検討した。

各調査地土壌の交換性塩基の量と組成を図12に示す。多少の例外があるものの、都市化の進行(道路面積率の増加)に伴って、交換性塩基合計は増加していた。また、交換性塩基全体に占める交換性カルシウムの割合は都市化の進行に伴い増加する傾向にあった。道路面積率とpHの関係(図13)をみると、道路面積率の増加に伴いpHが高まっており、交換性塩基の増加によってpHが高まったことが改めて示された。pHと土壌の炭素濃度(有機物濃度の指標)の関係(図14)をみると、pHが高まるにつれて、炭素濃度が高まっており、3.(1)でみた二の丸雑木林とは異なる傾向であった。

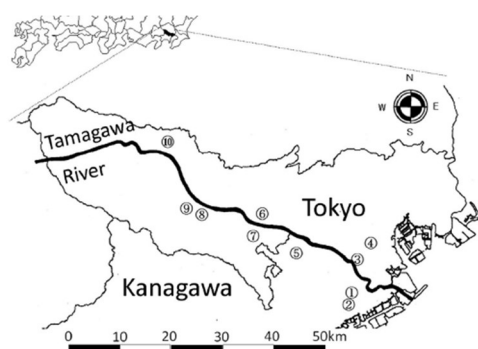


図11 調査対象緑地の位置
(Takahashi et al 2015)

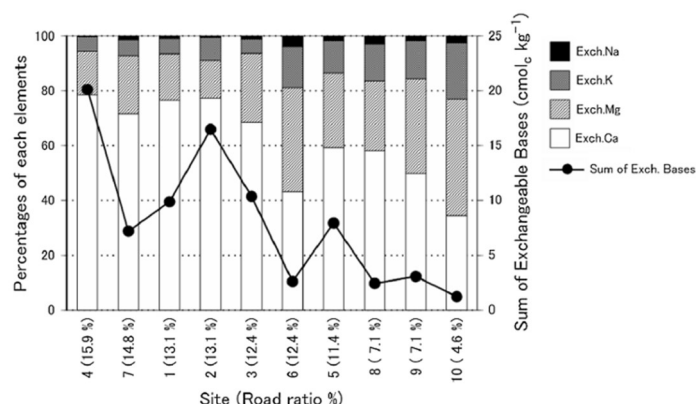


図12 各調査地の表層土壌の交換性塩基濃度
()内は道路面積率 (Takahashi et al 2015)

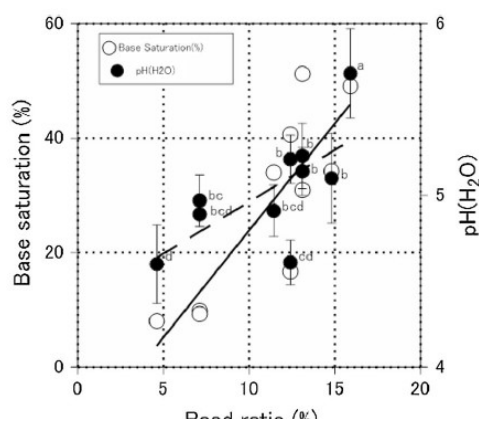


図13 道路面積率と塩基飽和度およびpHの関係
(Takahashi et al. 2015)

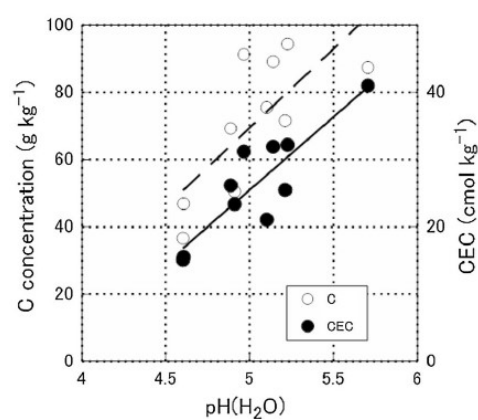


図14 土壌pHと炭素濃度およびCECの関係
(Takahashi et al. 2015)

土壌の酸が中和されて土壌の有機物濃度が高まるしくみとしては、1) 地表の落葉層からの腐植物質の生成が盛んになって鉍質土壌への有機物供給量が増え、土壌有機物濃度が高まった、2) 都市の大気環境や土壌の性質の変化が植物の養分吸収特性を変化させ、土壌に供給される落葉落枝の分解特性を変化させて、結果的に土壌有機物濃度が高まった、などが考えられた。いずれにせよ、都市化の影響は汚染物質の土壌への供給・蓄積だけではなく、それによる物質循環特性の変化まで含めて考える必要がある。

4. 都市化による緑地生態系の物質循環の変化と土壌の変化

3.で述べたように、都市化による土壌の酸の中和は単に土壌の化学的性質の変化にとどまらず、緑地生態系の物質循環全体に影響をおよぼすことが予想される。ここでは、筆者らが現在行っている、都市化による土壌の変化が都市林の物質循環特性に及ぼす影響に関する研究の一端(人見ら 2019)を紹介する。

(1) 都市化による枝葉の元素濃度の変化

森林立地学の分野では、土壌の可給態養分の状態がそこに生育する植物の同化器官である葉の養分濃度に反映されることが知られている(河田 1989)。3.までに見てきた、都市化による土壌の化学的性質の変化も、そこに生育する植物の元素濃度に影響している可能性がある。筆者らは、千葉県内の都市緑地(樹林地)と都市化の影響をほとんど受けていない群馬県の山岳地の森林を対象に、土壌の性質と植物(すべての試験地に共通して生えていたイヌシデの枝葉)を採取し、両者の関係について検討した。その結果、土壌の交換性マンガン濃度と枝葉のマンガン濃度の間に、正の相関関係が見られた(図 15)。また、土壌の窒素濃度を反映していないものの、都市域の枝葉の窒素濃度が山地域よりも高くなった(図 16)。窒素は都市化によって大気からの供給量が増えることが報告されている(たとえば梅本ら 2001)。このように、都市化に伴う大気からの汚染物質の付加や土壌の変化は、植物の元素濃度を変化させている。植物を構成する有機物は、やがて土壌に供給され分解されて土壌の性質に影響を及ぼす。有機物の元素濃度が土壌生物による分解特性に影響を及ぼすことが指摘されており、都市化が土壌と植物間の物質のやりとりである物質循環特性にまで影響を及ぼすことも予想される。

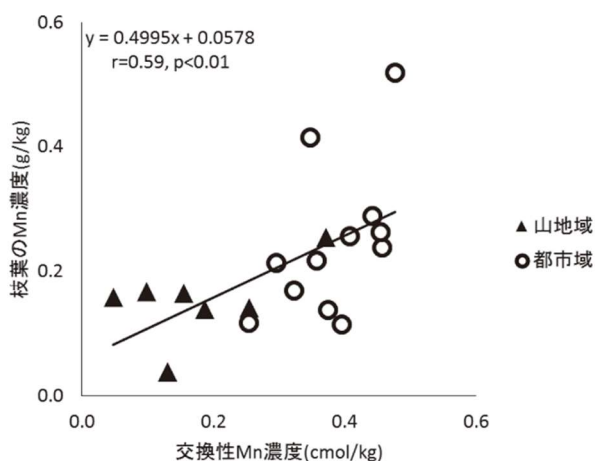


図 15 土壌の交換性マンガン濃度とイヌシデ枝葉のマンガン濃度の関係

(人見ら 2019)

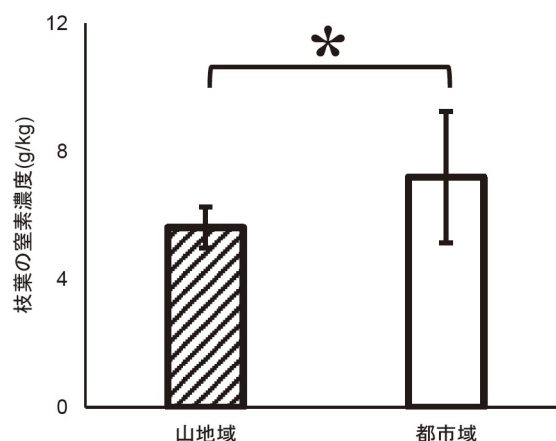


図 16 都市域と山地域におけるイヌシデの枝葉の窒素濃度

(人見ら 2019)

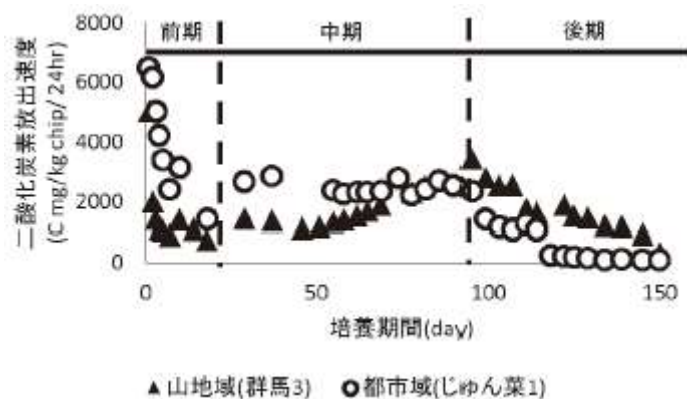


図 17 枝葉からの二酸化炭素放出パターン
(人見ら 2019)

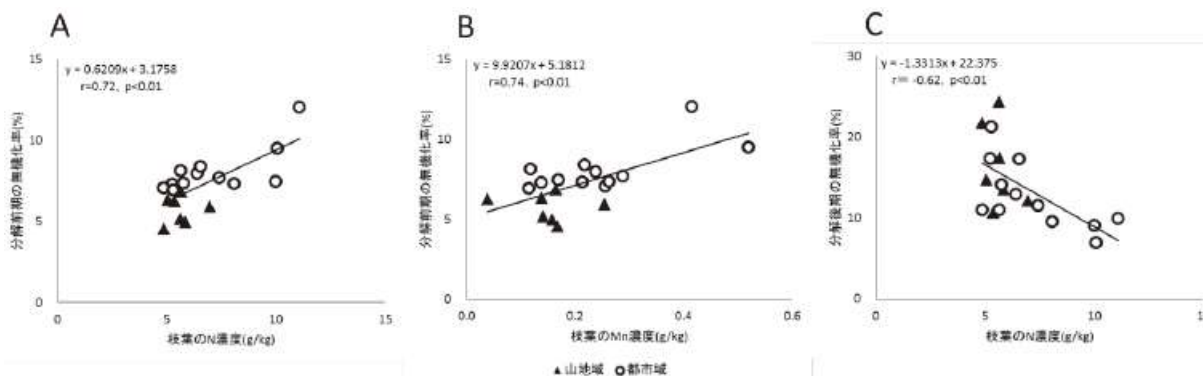


図 18 分解前期(A, B)と後期(C)における枝葉の元素濃度と枝葉に含まれる炭素の無機化率の関係

凡例は図 17 と同じ。(人見ら 2019)

(2) 都市化による緑地の物質循環特性の変化

都市化による(土壌の化学的性質の変化に伴う)植物の元素濃度の変化が物質循環特性に及ぼす影響を調べるため、各調査地で採取したイヌシデの枝葉を乾燥・粉砕して土壌と混ぜ、培養して土壌中の微生物に分解させた。二酸化炭素発生パターンによって、培養期間全体を前期(分解されやすい有機物が分解される期間)・中期・後期(分解されにくい有機物が分解される期間)に分けた(図 17)。それぞれの期間の炭素の無機化率(枝葉に含まれる全炭素に対する発生した二酸化炭素に含まれる炭素量の割合)と枝葉の元素濃度の関係について検討した。その結果、炭素の無機化率は分解前期には窒素やマンガン濃度の高い枝葉で高く、分解後期には窒素濃度の低い枝葉で低くなった(図 18)。易分解性有機物の分解は窒素が多く供給される環境であれば微生物のバイオマスを増加させやすいために促進されやすい。一方で、リグニン分解を行う白色腐朽菌は窒素が少ない環境下で活発に活動することが知られている(Berg and McClaugherty 2004)。窒素濃度の高い枝葉では主に後期に行われるリグニン分解が行われにくくなったと考えられる。

このような有機物の分解特性の変化は、土壌の有機物濃度を変化させ、植物への可給態養分の供給量を変化させるなどして物質循環特性を変化させる。都市化の進行に伴う土壌の変化は物質循環特性を変化させることによっても土壌の性質を変化させる。

5. まとめ

都市緑地土壌の変化の仕組みは、(1) 植物の生育など緑地を構成する生き物の影響による変化、(2) 粉砕した剪定枝を地面に敷きならすなど人為的・直接的な活動による変化、(3) 緑地周辺で

の都市化など人為による間接的な影響による変化、(4) 都市化による土壌の性質の変化が土壌生物の活性を変化させたり、植物の(土壌に供給される有機物の)元素濃度を変化させるなど物質循環特性を変化させ、その物質循環特性の変化を反映した変化、の4つにまとめられる。

引用文献

- Berg, B. and C. McClaugherty (大園享司 訳) (2004) 森林生態系の落葉分解と腐植形成, シュプリンガー・フェアラーク東京
- 人見拓也・稲見安希子・高橋輝昌(2019) 山地域と都市域におけるイヌシデ(*Carpinus tschonoskii* Maxim.)のマンガンを含む元素組成と枝葉の分解特性の比較, 日本緑化工学会誌, 45(1), 15-20.
- 市村恒士(2006) 樹幹被覆面積にもとづいた都市緑地の二酸化炭素固定量の推定に関する研究, ランドスケープ研究 69(5): 613-616.
- 河田 弘(1989) 森林土壌学概論, 博友社
- 三沢 彰(1982) 沿道空間における環境緑地帯の構造に関する基礎的研究, 千葉大学園芸学部学術報告, 30, 87-174.
- Takahashi, T., Y. Amano, K. Kuchimura and T. Kobayashi (2008) Carbon content of soil in urban parks in Tokyo, Japan, *Landscape and Ecological Engineering*, 4(2), 139-142.
- 高橋輝昌・生原喜久雄・峰松浩彦(2001) 表土移植工法により造成された皇居東御苑雑木林土壌の理化学的性質の変化, 日本緑化工学会誌, 27(2), 430 - 435.
- 高橋輝昌・神原大地・石井匡志・荻野淳司・原田秀樹・八色宏昌・山田拓広・鳥越昭彦(2014) 剪定枝の分解に伴う炭素動態の推定, ランドスケープ研究(オンライン論文集), 7, 17-19.
- Takahashi, T., Y. Kanzawa, T. Kobayashi, D. Zabowski and R. Harrison (2015) The effects of urbanization on chemical characteristics of forest soil in Tamagawa basin, Japan, *Landscape and Ecological Engineering*, 11(1), 139-145.
- 高橋輝昌・小出恭子・浅野義人・小林達明(2000) 松戸市「21世紀の森と広場」における植生形態の異なる緑地の土壌養分特性の比較, 日本緑化工学会誌, 25(3), 196-207.
- 佃 千尋・加藤陽子・高橋輝昌・小林達明(2008) 公園に敷き均された剪定屑チップ材の分解特性と土壌の化学的性質の変化, 日本緑化工学会誌, 34(1), 235-238.
- Ugawa, S. et al. (2012) Carbon stocks of dead wood, litter, and soil in the forest sector of Japan :general description of the National Forest Soil Carbon Inventory. 森林総合研究所研究報告 11(4) (No.425): 207-221.
- 梅本 諭・駒井幸雄・井上隆信(2001) 都市域、山林域における湿性降下物および全大気降下物による窒素、リンの負荷量, 水環境学会誌, 24(5), 300-307.

Ⅲ. 緑地環境で観察される土壌生成

— 国立科学博物館附属自然教育園における土壌特性の例 —

村田 智吉 (国立環境研究所)

1. はじめに—「学術的に貴重な都市緑地」

国立科学博物館附属自然教育園(以後、自然教育園)は、都市の緑地生態系に見られる都市化の影響や自然回帰の様子を植生・植物構成の変遷、土地利用変化、土壌性状などの様々な調査事例と照らしながら読み取ることのできる学術的にも貴重な都市緑地である。

近年、都市緑地を対象とした生態系や生物多様性に関する研究、クールアイランド効果に関する研究などが盛んに行われている。土壌に関する調査・研究事例は、都市や工業地帯における土壌汚染や植栽環境としての基盤評価に関する研究は多いが、都市化や都市的土地利用がもたらす土壌の基本的な性状や生成過程に関する研究は少ない。自然教育園では 1970 年代より多岐に渡る土壌に関する研究が行われており、都市緑地土壌を知る上で貴重なデータ、知見が蓄積されている(魚井・村田 2015)。

本発表では、著者らが自然教育園で実施してきた土壌調査研究のうち、歴史的土地利用と土壌の性状との関係について調査した内容を紹介する。

2. 自然教育園の立地環境—「都心の真ん中」

自然教育園は、現東京湾から西に 3km ほど向かった都心の西南部に位置する 20ha ほどの緑地である(写真 1)。東京の地形は、西から山地、丘陵地、武蔵野台地と広がり、辺縁部に近づくにつれ一部に下末吉台地などを残す。自然教育園は、下末吉台地のなかの淀橋台地上の南端部に位置し、北方には西から東へ渋谷川が、南方には西から南にかけて目黒川が流れている。また園内には北西方向に浸食谷(谷底低地)が入り込んでおり、縁辺部や中央部には室町時代ごろに築造された土塁があり、最大比高差が 15m ほどの複雑な地形で構成されている(鶴田・坂元 1978, 桜井 1981)。



写真1 自然教育園周辺の景観(西から東に臨む景観, 自然教育園HPより転載)

3. 自然教育園の生い立ち－「人との長い関わり」

自然教育園付近は、縄文時代より人との関わり合いがあったことが周辺の遺跡から明らかにされている。また、園内は歴史沿革も比較的整理されており、過去には、野焼き(火入れ)による草地維持管理(奈良・平安時代)、屋敷建築や土塁形成、植栽(室町時代、江戸時代)、火薬庫などの軍施設建設や宮内省の御料地(明治～昭和)、農耕や樹木伐採などが行われていたことがわかっている(鶴田・坂元, 1978)。また、植生も時代により変化していたことが低湿地の花粉分析などから明らか

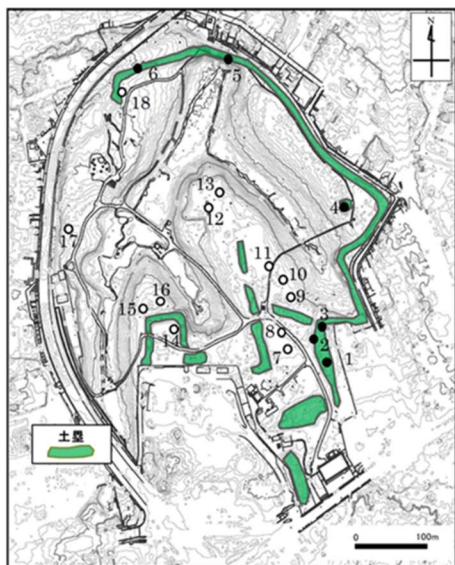


図1 自然教育園内の地形と土塁の分布
(番号は調査地点を示す)

にされている(安田ほか, 1980;安田ほか, 2001)。園内館跡周辺と北から東にかけての外周には土塁が築造されており、その上に繁茂しているスダジイの樹齢がおよそ500年近いことから、これら土塁は少なくとも室町時代に築造されていたものと考えられている(鶴田・坂元 1978, 桜井 1981, 図 1)。

1949年にはこの一帯が天然記念物及び史跡に指定され、国立自然教育園として保全され、土地改変が中止された。その後、現在のような緑豊かな都市緑地が徐々に形成されるに至っている。因みに文部省所管の国立科学博物館附属自然教育園となったのは1962年である。また、周辺環境は、都市化が進み、1967年には自然教育園の西外周に首都高2号線が開通した(図1)。

4. 自然教育園の現況－「多様な地形と生物相で構成される生態系」

先にも述べたように、園内は下末吉台地の一部をなすことから地形はかなり複雑で、台地平坦面の他、園内外縁付近や館跡地周辺の土塁、谷筋には湧水が流れる低湿地も存在し、最大比高差は15mほどをしめす(図1)。

これまでに観察された植物種は豊富で、シダ類、蘚苔類、地衣類、種子植物など1,400種以上が記録されている。また、胸高直径10cm以上の樹木は毎木調査の結果から、1950年の2,968本から2010年には10,893本に増大していた。動物類は2800種以上を数え、その内訳は、昆虫類が約2,100種、鳥類が約130種、魚類13種、両生類と爬虫類で20種、ほ乳類12種である。(国立科学博物館附属自然教育園 2014)。

現在は積極的に人が管理する森ではなく、自然の遷移に委ねた管理を行っている。また、園内は一般に開放され、平日も多くの人が訪れており、遊歩道内は自由に散策ができる。

5. 自然教育園の土壌について-「複雑な人為影響を受けた土壌生成過程」

園内に分布する土壌は、世界土壌照合基準(IUSS Working Group 2015)によれば、主に富士山から噴出された火山噴出物(火山灰、軽石、スコリア)を母材とする Silandic Andosol に分類される。土地分類基本調査「土壌図」(東京都, 1997)では「厚層黒ボク土壌・腐植質(林地)」と分類される。

これまでに自然教育園で実施された土壌調査研究事例については、魚井・村田(2015)のレビューを参照いただきたい。この中で自然教育園内の土壌を網羅的に調査した代表的事例をあげると平山ほか(1978)と Kawai et al. (2015)がある。

(1)人為影響度の異なる土壤の分布パターンと環境自然度

平山ほか(1978)は、黒色層の厚さ、表層の土壤構造、膨軟層の厚さにもとづいて園内の土壤図と、土壤からみた環境自然度図を作成した。環境自然度とは、人間の活動の影響が強いと思われる表層の土壤構造と膨軟層の厚さを組み合わせて、過去の人間活動による攪乱からの自然状態への回復度を4段階で表現したものである。その結果、膨軟層の厚さに人間活動の影響が現れていると示唆している。その意味では、人間活動後、長い時間が経過して表層が膨軟化している土塁上の土壤は、環境自然度の高い区域としてカテゴリーされた。しかし、これらはあくまで同一母材から形成されている自然教育園内において可能な相対的指標であり、他の場所との比較は難しいこと、また、人間活動の影響を知るには表層だけでなく、下層土や、土層の発達形態にも着目する必要があると述べている。

Kawai et al. (2015) は、台地平坦部と土塁上の土壤について検土杖調査による土壤断面形態の比較を行った(図2)。台地平坦面内においても、表層の黒土層の厚さなどが場所により大きく異なっており、園内の広い範囲で切盛造成などの人為的改変が行われてきたようすがうかがい知れた(ここで示す黒土層とは「マンセル表色系に準じた標準土色帖の明度3以下、彩度3以下(一部4も含む)を示す色調の土層」と定義する)。しかし、自然教育園が天然記念物指定された1949年以降、多くの園内区域は森林として維持管理されるようになったため、新鮮な落葉枝からなる堆積有機物層が形成され、表層では土壤団粒などの土壤構造が発達していることが確認され、森林土壤に特徴的な性状に自然再生していることが確認された(川井ほか, 2013)。

台地平坦部では時代ごとに異なる人為的影響を受けてきたいくつかのエリアが存在した。マツ林は江戸時代に庭園として整備されたもので、庭園として楽しむだけでなく、スタジイ同様に防風林として役立ち、燃料にもなったと思われる。すなわち、マツ林はこの地が人の暮らしと密接な関係にあった証と考えられ、スタジイが植栽されている土塁に次いで長い期間、森林として維持されてきたと考えられる。この他、コナラは、落葉広葉樹であり、里山や雑木林の主要な樹木である。木材や落ち葉は燃料となり、常緑樹に遷移しないように管理されてきた樹種である。ただし、園内のコナラ林の詳細な成立時期は不明で、現在は、里山的な人為管理が行われていないため、コナラの純林から他の植生に遷移する途上にある。この他、室町時代の屋敷跡地や明治時代以降の火薬庫などの建設跡地は、現在ミズキ林となっている。ミズキは、落葉広葉樹で成長が速く、裸地・伐採跡地に侵入する先駆種として知られている。施設などの建造物が撤去され放棄されていた空間や倒木などにより生まれた空間に侵入したものと考えられる。大半が1949年の天然記念物指定以降に侵入したものが考えられるため、古いものはもはや樹齢70年以上と考えられた。

土塁は防衛面で重要な施設であったことに加え、防火防風にも寄与したと考えられる。植栽されている常緑樹のスタジイもおそらく防火防風を意図したものと想像される。築造以降は比較的他の区域に比べると人為的影響は少なく、森林のような状況が長く維持されてきたと推測される。

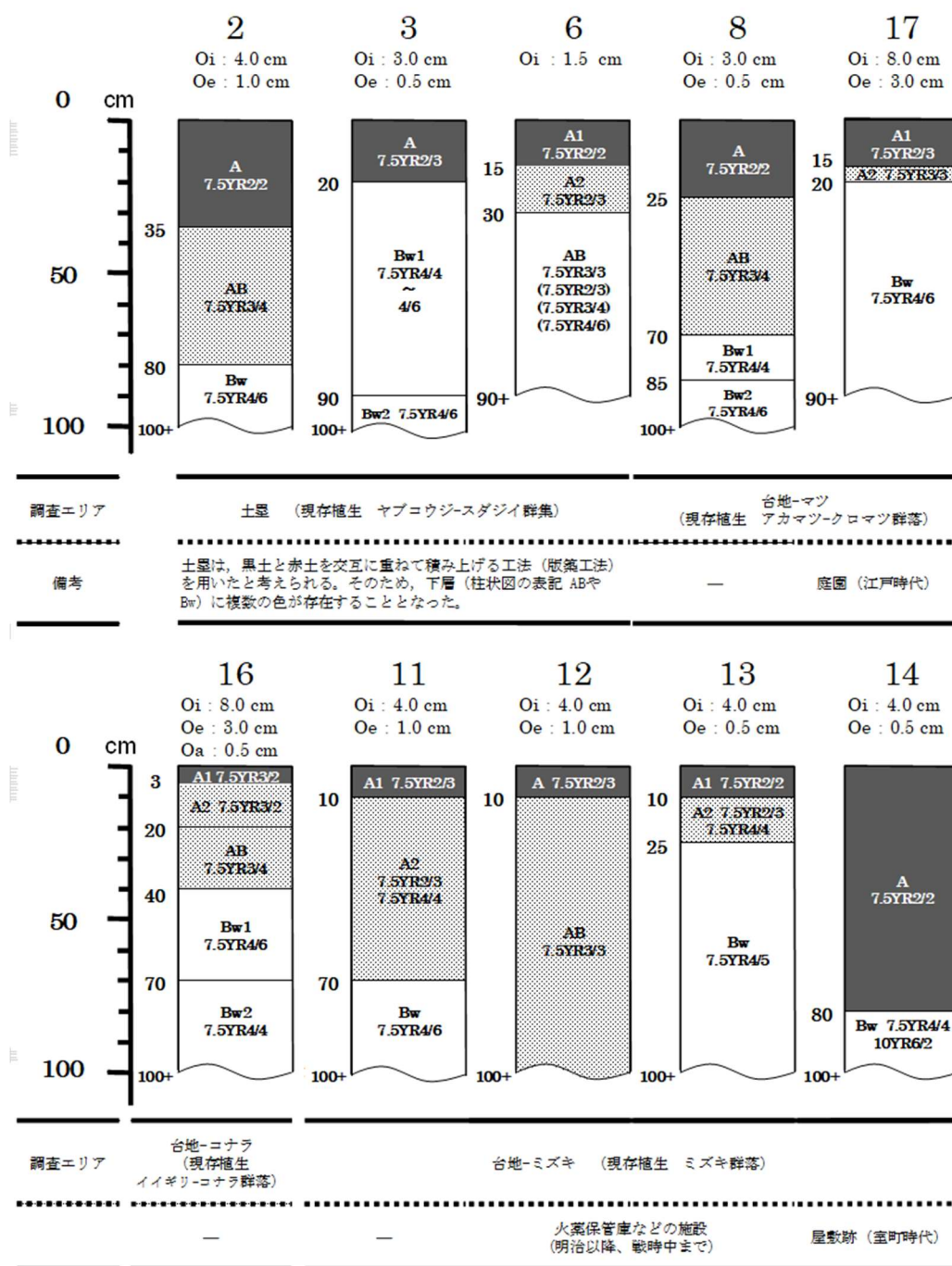


図2 自然教育園内の土塁上および台地上で観察される土壌断面(地点番号は図1参照)

(2) 土壌有機物の起源植生と黒色強度に与える人為の影響

Kawai et al. (2015) は、台地平坦部と土塁上の土壌を用いて、土壌有機物の起源植生(土壌の炭素安定同位体比; $\delta^{13}\text{C}$)と黒色味の強度(メラニックインデックス; MI 値)の関係について示した(図3)。土壌 $\delta^{13}\text{C}$ 値は MI 値と強い負の相関関係にあり、つまり、土壌有機物が木本植生(C3 植物)に由来する度合いが強いほど($\delta^{13}\text{C}$ 値が小さい)、土壌有機物の黒色味が弱くなることが示された(MI 値が大きい)。一方、土壌有機物が草本類(ススキなど)の C4 植物に由来する傾向が強くなるほど、黒色味が強くなった(MI 値が小さい)。

一般に黒ボク土では、草本植生下で生成した土壤有機物は黒色味が強く、木本植生下の土壤有機物とは黒色味が異なることが知られている (Ishizuka et al., 2014)。草本植生の維持には、野焼きなどの火入れによる植生管理が重要視されている。ただし、草本類はススキ (*M. sinensis*) のような C4 植物からササ類のような C3 植物まで様々考えられるが、関東の草原は概ねススキなどの C4 植物が主体だったと推定されている (Ishizuka et al., 2014)。

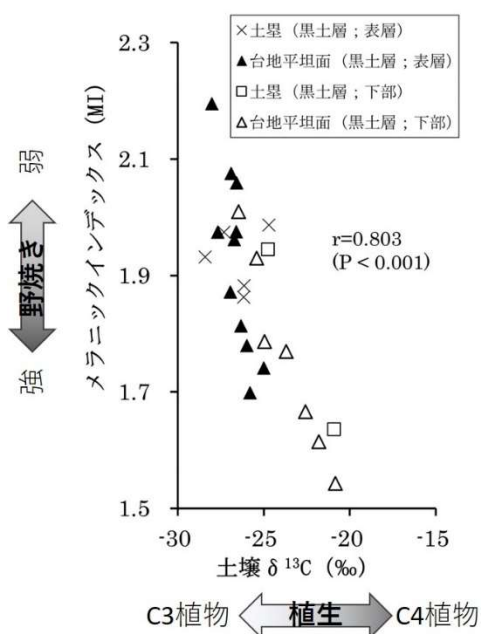


図3 炭素安定同位体比 ($\delta^{13}\text{C}$) とメラニックインデックス (MI) との関係

中世以降、園内では草原維持や野焼きは行われなくなったため、黒色味が強い表層土壤が生成されなくなったと推察される。その間に、園内には森林 (土壘やマツ林など) の成立や、施設構造物 (火薬庫など) の建設による土木改変が行われた。森林の地表面には木本由来の落葉枝が堆積し、分解された有機物は草本植生期に生成した黒土表層土壤と混ざり、黒色味の弱いものに変化していった。一方、施設地や裸地の一部では、新たな有機物の供給が少ないため、草本植生期に生成した黒色味の強い土壤有機物が比較的強く残存していたと考えられる。

土壘を築造した室町時代に用いた土壤は、おそらく台地上で野焼きの影響を受けて生成した有機物を多く含む土壤だったと考えられる。し

かし、その後のスタジイ植栽後の森林期間が 500 年前後と比較的長いため、木本植物の落葉枝の影響が強くなる結果となった ($\delta^{13}\text{C}$ 値が小さい)。このような傾向は黒土最表層部で特に顕著に表れたが、下層部では過去に生成した土壤有機物の特徴を残しており、高い $\delta^{13}\text{C}$ 値と低い MI 値を示していた。また、木本由来の有機物が多量に存在する黒土最表層と野焼きの影響が強い草本由来の土壤有機物が残存する下層は、樹木根系の成長や土壤動物の活動を通して混ざりあう影響もあったと考えられる。そのため最表層から下部に向かい、MI 値は徐々に低く、 $\delta^{13}\text{C}$ 値は徐々に大きくなったものと考えられる。台地上のマツ (地点 7~10, 17) やコナラ林 (地点 15, 16, 18) のように、土壘上のスタジイ林より遅れて森林化したエリアにおいても同様の傾向が確認された。加えて、台地においては畑作としての利用履歴があることも報告されており、耕作の影響で土壤層位が直接混ざり合った可能性もある。マツやコナラは生活に密着した植物であるため、植物の恩恵を受けながら、適度な植生管理を継続していたと考えられる。比較的最近まで人為改変の影響が残る台地上のミズキ林 (地点 11~14) では、屋敷や火薬庫などの施設建設のため、切盛造成といった土木改変がなされた。そのため、黒土最表層の厚さや黒土層下部の厚さ、土色などが場所により大きく異なっていた。しかし、森林となったのが 1949 年以降であるため落葉枝に由来する有機物供給量がまだ少なく、堆積有機物層が僅かしか形成されていないため、黒土層に残存している土壤有機物はかつての草本由来の有機物が多いと考えられた。それを示すように黒土下層部ほど MI 値も比較的小さく、 $\delta^{13}\text{C}$ 値も高い値となっていた。

(3)表層土壌の土壌酸性と微生物活性に与える人為の影響

表層土の pH は 4.2 から 5.9 の範囲にあり、周辺の都市化がアルカリ化をもたらしたようすは認められなかった。土壌 pH は、現土地利用や植生との間にも明瞭な関係は見いだせず、過去の土地利用や植生などが複雑に影響している可能性が考えられた。また、土壌 pH は土壌微生物活性(デヒドロゲナーゼ活性)との間に高い正の相関関係を示し、潜在的には都市化で土壌 pH が高まることで土壌有機物の分解活性にも影響が表れる可能性が示唆された。

参考文献

- 平山良治・山崎美津子・坂上寛一・浜田龍之介 (1978)自然教育園の土壌図. 自然教育園報告, 8, 39-59
- Ishizuka, S., Kawamuro, K., Imaya, A., Torii, A. & Morisada, K. (2014) Latitudinal gradient of C4 grass contribution to Black Soil organic carbon and correlation between $\delta^{13}\text{C}$ and the melanic index in Japanese forest stands. *Biogeochemistry*, 118, 339-355.
- IUSS Working Group WRB (2015) World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015, International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome
- 川井伸郎・村田智吉・田中治夫(2013)自然教育園における歴史的な人為からの土壌の再生. 自然教育園報告, 44, 25-36
- Kawai N., Murata T., Watanabe M., Tanaka H. (2015) Influence of historical manmade alterations on soil-forming processes in a former imperial estate (Shirogane-goryouchi), the Institute for Nature Study: Development of a soil evaluation technique and importance of inventory construction for urban green areas. *Soil Science and Plant Nutrition*, 61, 55-69
- 国立科学博物館附属自然教育園(2014)国立科学博物館附属自然教育園ガイドブック, P30
- 桜井信夫(1981)自然教育園, 東京都公園協会監修・東京公園文庫 25, 郷学舎
- 東京都(1997)土地分類基本調査「土壌図」東京西南部 5 万分の 1
- 鶴田総一郎・坂元正典(1978)自然教育園沿革史. 自然教育園報告 8, 1-19
- 魚井夏子・村田智吉(2015)学術的資源である自然教育園で展開された土壌研究— 国際土壌年という年を迎えて—. 自然教育園報告, 46, 25-32
- 安田喜憲・三寺光雄・菅原十一(1980)自然教育園の泥土の花粉分析的研究(I). 自然教育園報告, 11, 123-131
- 安田喜憲・福澤仁之・藤木利之・中川毅・山口健太郎・五反田克也・山田和芳・井上靖志・浦崎康宏. (2001)自然教育園の泥土の花粉分析的研究(II). 自然教育園報告, 33, 445-459.

パネルディスカッション

1. 土壌分類

(1) 都市土壌を対象にした土壌分類は各国の分類体系によって異なっています。その相違や位置付けについてご意見ください。

(田中) 日本土壌分類体系は、都市土壌を分類するには適した分類体系ではないと考えます。人為の影響を強く受けた土壌である人工造成土壌には「人工変成土壌」と「造成土壌」がありますが、日本土壌分類体系では「造成土壌」は大群レベルで分類していますが、「人工変成土壌」は他の大群の中で分類することになっています。都市土壌にも多く存在する「人工変成土壌」は他の自然分類の大群に分類されます。自然土壌分類に馴染まないものだけが「造成土壌」と分類されていると考えて良いと思います。また、木田氏の報告の中にもある被覆された土壌は、そもそも分類の対象にされていません。そもそも、土壌分類体系の中に、都市土壌を分類できる体系を組み込むべきかどうかは疑問です。都市土壌相のような土壌相を作るべきかもしれません。

(木田) 「都市土壌」というものの土壌学における定義を明確化することが先決であると思います。都市土壌 (Urban soil) という用語は注意して用いるべきです。まず、都市という用語に対して国際的に共通の定義は存在していません。その共通定義のない都市に存在している土壌を都市土壌と呼ぶのであれば、都市化の影響を直接受けていない (造成ではない) 緑地や宅地開発が行われなかった都市農地なども都市土壌として認識できます。今回の「都市土壌」はシンポジウムの内容からこのような認識であると木田は判断しております。現在、世界的に正確には「都市土壌」を分類するのではなく「人工改変土」を分類する流れとなっています。同時に、都市に存在する土壌の特性・機能の評価が進められてきています。現状、土壌分類体系ごとに目的・目標は異なっております。世界土壌資源照合基準 (以下 WRB) は土壌科学の共通言語の構築を初期の目的とし、現在は種々の環境問題を土壌学的観点から議論することも目的として掲げています。米国農務省 Soil Taxonomy (以下 ST) は植物生育基盤としての土壌を重視している分類体系です。日本土壌分類体系は農林分野を源流として WRB と ST 双方の考え方を取り入れながらも独自の考えに基づき構築された分類体系となります。日本は急峻な国土であるため、農地拡大に地形改変が不可欠であり、早い段階で土壌物質の人為的移動 (盛土) を重視し分類体系に取り入れました。このような分類体系の目的や成立の流れによって、都市化の過程において発生する人為改変 (土壌物質の移動や人工構造物の建設) に関する扱いの相違が生じています。その結果、分類対象とする土地や物質も異なります。WRB はそこに存在する物質を分類し、ST はそこに存在する土壌物質を分類し、日本土壌分類体系はそこに成立した土壌を分類します (WRB は地表面から 2m のあらゆる物質、ST は土壌物質の上端から 2m、日本土壌分類体系は人工被覆下でなく、周囲の系から隔離されていない土壌物質の上端から 1m が基本的な調査対象として設定されている)。この違いによって分類体系間で扱いが大きく異なるのが人為改変土の分類です。

現在のところ、人工改変土に対する日本土壌分類体系、WRB、ST 間での認識に共通しているのは、扱いに特別な配慮が必要な土壌であるということです。このように判断される土壌は、自然土壌であっても優先的にキープアウトされています (例: Cryosols/Gelisols や Histosols)。WRB と ST では人工改変自体を生産目的の人為と生産以外を目的とした人為に分

けて分類しています。日本土壌分類体系ではこのような目的の違いに因らず、改変様式から土壌を分類しています。人為を土壌生成因子として認識するのであれば、土壌の人工改変は人為因子で生じる初期土壌生成と認識できるかもしれませんが、どの分類体系も土壌の改変という事象の結果により土壌を分類するものであり、人工改変により変化した土壌環境における土壌生成には言及できていないのが現状です。

日本土壌分類体系における都市土壌の位置づけは、人工被覆がない土地については、他の地域と同様に分類対象とし、人工被覆下については土壌の存在は認識しているが実態把握は困難なものという扱いです。実際、人工被覆下の土壌は他の土壌と比べ調査実績に乏しく、調査機会を得難い環境ではあると思います。また、土壌の時空間的連続性を重視するため、その連続性が失われやすい都市土壌の大部分は分類対象とされません。そのため、日本土壌分類体系については、「都市土壌」の分類には適していないと思います。都市の大部分を占める人工被覆地が分類対象外なので、大部分の土地に土壌名がつけられず土壌図では空白となります。

都市土壌の多くは人工改変土に該当すると思います。ただし、都市緑地における自然景観をそのまま残した緑地は人工改変土には該当しません。また、農地から宅地に転用された地域に残された農地は都市土壌ではありますが、その成立は営農目的によるものであり、生産を目的とした人為になり、いわゆる都市化に伴う人為とは異なります。都市化による直接的な土壌のかく乱・改変とその後の都市環境下における土壌生成の双方に言及し分類を確立することが都市土壌の土壌生成論的なアプローチであり、ここまで至って初めて土壌生成論に基づく都市土壌の分類が可能になるように思います。仮に都市土壌相という土壌相を設けるのであれば、都市環境における土壌生成に基づくものであるべきだと思います。

(2) 都市土壌を土壌図ではどのように表記するか。

(田中) 都市土壌を土壌図ではどのように表記するか。大きな問題であると思います。都市土壌を分類したとしても土壌図での表記では個々の土壌は面積が小さいものにならざるを得ないのではないのでしょうか。その場合、アソシエーションやインクルージョンの概念を用いても、うまく表記できるか。従来の土壌図のような市街地として表すしかないのかもしれませんが。土壌図での表記も考慮した土壌分類が必要と考えます。

(木田) 日本土壌分類体系の造成土大群は土壌図化し難い土壌大群です。異質土壌物質の盛土を中心概念とする盛土造成土は盛土の事実と異質な断面形態を確認して初めて認定できるものであり、都市化による盛土造成を受けた全ての土壌に対し適用できるとは限りません。人工物質の存在を中心概念とする人工物質土も面的推定が難しい土壌群です。

土壌図作成の際には根拠のある土壌分布の推定が必要です。しかしながら、都市はその大部分が人為改変を受けており、これまでの自然因子に基づく土壌分布の推定を適用できません。都市は改変により断片化が進み多様な土壌が分布していることが特徴です。造成工事の基本指針は系外との材料のやり取りを最小限にすることもあり、地域によってその市街地に潜在的に分布していると思われる土壌の種類はある程度限られると思います。これまでに提案された「潜在土壌」(坂上ら, 1997)の概念を適用し、従来のように市街地の境界を設定し、実際の調査を伴わない範囲については改変前の地理的背景と造成の情報の双方からその市街地に潜在的に分布している可能性がある自然土壌の種類(造成土大群を除く既存の土壌大群)

を複数種類提示するような形で示すのが妥当かもしれません。この土壌図はそこにその自然土壌がそのままの断面形態で存在していることを示しているのではなく、提示された自然土壌大群の土壌物質が基質土壌物質として分布している可能性を示すものになると思います。最終的に土地を利用する際にはその目的に合わせた検査・診断が必要であることから分布している土壌の可能性を示すだけでもある程度役に立つのではないかと思います。また、市街地の条件や境界をどのように設定するか議論も行うべきであると思います。

(3) 造成土に関わる土壌における読み替えの齟齬

(田中) 基礎概念が違う以上、読み替えは難しいと思います。都市土壌相などを創設すれば可能かもしれません。

(木田) 分類体系ごとの土壌生成観や基本的なコンセプトの違いも関わって人工改変土の分類についての齟齬が生じています。本質的には人為と土壌生成の関係についての共通認識の形成が必要ですが、分類体系上は人為情報の優先度やほかの土壌名を含めた表現と判定基準のすり合わせが図られれば解消されると思います。現在、アメリカ農務省内で HAHT (Human-Altered, Human-Transported) Soils (人為的に移動, 変成が行われた土壌) の Soil Order を設定する提案が行われており、これが採用された場合 ST との齟齬はある程度解消される見通しです。

現在、造成土の分類名は直訳できないため、各分類体系の基準に従い、データに基づき分類する必要性が生じています。特に土壌図などの読み替えに問題をきたしている状態となります。例えば、「盛土造成土」群については日本独自の概念なのでほかの分類体系間との読み替えは困難です。造成相まで記載された「盛土造成土」を WRB, ST での分類名に読み替えることは可能ですが、WRB, ST の分類名を「盛土造成土」と読み替えることは現在不可能です。これは Soil Transportation に対する基本的な考え方が日本固有の概念で整理されているために生じているので、新たに土壌相を設けて解決できる違いではありません。このように齟齬が分類体系の特色を表現している部分でもあるため、分類体系の個性や地域性を重要視するのであれば、ほかの分類体系を用いる際に不足がないように情報を提示すれば、無理に解消する必要はないと思います。人工改変土の土壌名の読み替えに関しては、整合性のとれた土壌相の構築よりは対訳表と解説の作成のほうが容易であると思います。ただし、土壌表面の定義や同一の単語(用語)でそれぞれの分類体系で意味が異なる部分に関しては統一する必要があります。例えば、「人工物質」の定義は分類体系により異なります。日本土壌分類体系において硬盤型人工物質土は Ekranic と訳されているが、WRB では Ekranic ではなく Epi-technoleptic に相当すること。WRB の spolic は industrial waste を示すが、ST ではキーアウトで最後に残る「その他」の human-transported materials を示すこと。WRB では Dredged material (浚渫物質) は Spolic で表現するが、ST では Dredgic と表現されることなどです。

先のコンビーナーから土地利用形態の分布や土木工法が似ているというコメントが質問1.において寄せられましたが、特に都市中心地における劇的に改変された土地においては土木工法も世界的に共通していますが、一般住宅地などにおいては地域の特徴により差が生じます。日本は地震などの自然災害が多い不安定な地域であるため比較的、地盤や基礎をしっかり作ります。地盤が安定している大陸では小規模な建設物を支えるために日本ほどの地盤・基礎工事は不要であり、それに応じて土壌の改変度合いも異なります。また、寒冷地の道路

では路床土壌の凍上対策として温暖な地域より砕石層を厚く設けるため、その分地形改変や土壌のかく乱が大きくなる場合があります。土木工事も効率的かつ適正に行う場合は現場の自然環境に応じた設計がなされ、土壌の改変が行われます。道路や住宅といった土地利用が同一であったとしても、その規格や地域によって、そこに存在する土壌の状態は異なります。以上を踏まえると、特に人工被覆地については土壌表面の定義の違いが土壌調査や分類結果に大きく影響を与えますので、前述の通り国際的に統一していくべき点だと思います(現在、WRBは地表面、STは人工物質層を除いた土壌物質の上端)。

(4) 日本土壌分類体系では造成土のものの土壌の来歴情報が推測できない

(田中)「造成土壌」は、人為により土壌の性質や断面形態が大きく変化した土壌を分類したものであり、来歴情報が不要なものと考えられます。

(木田) 日本土壌分類体系だけでなく、WRBとSTも造成土の元の土壌の来歴情報は推測できません。元来の土壌名や来歴を都市土壌の土壌名に反映すべきかについてですが、その土地がどのような環境であったかを示唆する有益な情報ではあると思います。また、改変が生じたということを明確に提示することは環境変遷・古環境復元などを目的とした調査不適地を示すのに有効です。しかしながら、元来の土壌名については改変前の土壌図や土壌に関するアーカイブ(インベントリ)からある程度辿ることができます。改変後の情報の方が足りていないのが現状です。将来の土地利用を鑑みる場合、より重視されるべきなのは現在の基質土壌物質の情報だと思います。土地利用変化後の目的に適した基質土壌であるか否かの情報は事前の見通しが立つため、初期計画から土壌検査結果後の修正に際し余計な手間を削減できると思います。この基質土壌情報の推定に元の土壌の来歴情報と改変過程の情報(どの材料を使いどのように改変したか)が有効であると思います。改変過程の情報に関して、過去情報の入手は保存期間が短く困難であり、今後の情報入手は工学・造園分野等との連携が必須となります。

以下、現行の土壌分類体系における人工改変土の基質土壌情報の取り扱いについて説明します。

日本土壌分類体系における「盛土造成土」に相当する土壌に関してですが、日本土壌分類体系では、盛られる側の土壌物質と自然にはあり得ない組み合わせとなる材料によって盛土が行われたという情報が土壌大群の命名に反映されます。日本土壌分類体系において、「盛土造成土」に分類され、かつ造成相まで記載された場合、盛土造成前後の土壌大群名が示されません。一方、WRBとSTでは日本土壌分類体系における土壌大群や土壌群に相当する高位カテゴリでの命名は盛土材料の基質土壌物質の性質から行い、盛土が行われたという人為改変情報は形容詞として下位カテゴリにて付加的に示します。土壌物質の人為移動が行われた前後の土壌名の変化について、WRBとSTでは分類名からは把握できません。

また、人工物質の混入・敷設のみ(盛土造成を含まない)によって造成土と判断される場合(日本:人工物質土, WRB: Technosols, ST: Artificialに相当), 日本土壌分類体系では人工物質の量や形態で認定され、人工物質が層として盛られた場合を除いて、どのような土壌に人工物質が混入されたかを示すことは造成相を用いてもできないため、基質土壌の性質が全く反映されず、元来存在していた土壌に関わらず、「人工物質土」となります。「人工物質土」であっても基質土壌の性質は土壌特性に直結するので、重要な情報が失われてしまっ

います。WRB においては基本的に Supplementary qualifier (3 番目以下のカテゴリー) で Andic など基質土壌 (元の土壌) の性質を示唆できますが、小縮尺の土壌図など提示できる情報量に制限がある場合省略されやすい位置づけとなります。ST では基質土壌から土壌名を決定し付加情報として人工物質の混入を示すので、結果として元の土壌の情報が残ります。「人工物質土」を植物生産のため土地利用転換する場合、各種作業や生育の障害となるため人工物質を取り除くべきです。人工物質の除去により、人工物質の量が規定 (断面割合 20%) を満たさなくなると「人工物質土」ではなくなります。現行の日本土壌分類体系に従って命名されていると人工物質除去後に残る基質土壌の性質に関する手掛かりがないため調査・分析を行い、再度命名することになります。

以上のように現行の土壌分類体系による基質土壌情報と人為改変情報の扱いは、人為改変がどのようなものか (Soil materials の移動なのか、Artifacts の混入・敷設であるのか、その両方であるのか等)、によって異なります。

(5) 都市農業が行われている土壌

(田中) 都市農業が行われている土壌は、程度の差こそあれ「人工変成土壌」に分類されないとしても、すべて「人工変成土壌」の一種と考えられます。都市農業に係わる方たちは、これらの土壌を他の自然土壌の分類と分けて考えた方が良いと思いますか。分類とは違う形で「土壌処方箋」が作られれば良いと考えますが、いかがでしょうか。また土壌図に落とす場合も土壌生産力可能性分級のオーバーレイのような形では。

(木田) 農地というものがすでにある種の人工変成土壌であるので、都市農地だから特別扱いする必要はないと思います。仮に特別扱いするのであれば、都市環境下に存在する農地特有の土壌生成作用を捉え、それを特性値から表現できる場合だと思います。現段階ではそこには至っていないのではないのでしょうか。また、地形改変による影響について考えるのであれば、都市外の基盤整備などにより造成された農地についても考慮する必要があるはずです。

(6) 各土壌分類体系における造成土に関する分類体系の完成度について

(木田) 土壌生成分類学に基づく土壌分類体系という視点から評価する場合、人工改変後の環境 (今回のシンポジウムでは都市環境) のもとに生じる土壌生成について言及ができていないのが現行の土壌分類体系 (日本, WRB, ST) です。現在の土壌分類体系は造成により生じる初期段階かつ直接的影響 (人為を土壌生成因子として認識した場合に初期土壌生成と解釈されるもの) にのみ基づいており、人為改変に伴う環境変化による土壌生成まで踏み込む必要があると思っています。国際的に土壌生成における人為の扱いの共通認識が形成されていないため、まだまだ都市土壌の土壌生成学についてデータの蓄積と議論を行う必要があると思います。

2. 都市農業

(1) 東京都と神奈川県の農地における土壌の養分状況は土壌が異なる場合でも類似する背景や理由について教えてください。

(坂本) 東京都と神奈川県に共通している点は、農耕地の多くが黒ボク土であることや水稲よりも野菜の生産が多いことですが、それ以外にも一戸当たりの圃場面積が比較的小さいことがあげられます。また、都市近郊の農地では多くの消費者が近隣にいるため、多品目少量生産

を行う農家が多いこともあげられます。一戸当たりの圃場面積が小さい中で収益を上げるためには、どうしても圃場の回転率を上げる必要があり、作付回数が多くなります。その結果として、施肥回数も増えることから交換性塩基類や可給態リン酸の蓄積が進み、同様な状態になっているのではないかと思われま

す。人口動態や農業人口（密度）とも関係があるかもしれませんが、今後の農地管理として両者の関係を調べる意義はあると思います。東京都だけですとサンプル数が少ないので、他県と協力したり、全国レベルで検討したりできるといいと思います。

この、土壌中の養分蓄積については、東京都でも解決すべき問題としてとらえ、土壌診断基準の更新や可給態リン酸減肥基準の策定を行ってきています。堆肥からの養分供給を考慮した施肥設計の普及にも力を入れていく予定です。土壌診断基準値や減肥基準といった土壌管理に影響を与える指針を作成した際には、その後で土壌状態にどのような変化があったか検証する必要があると考えています。従って、土壌養分の状態を引き続き調査し、変化をとらえることで今後の施肥管理をどうするか検証していきます。

(2) 定点調査の調査点数が減らされている理由と、データ点数減少への対処法を教えてください。

(坂本) 定点調査の点数が減らされている理由の多くが経済的・労力的な理由になりますが、その他にも調査の必要性が行政部局や生産者に理解されていないことが上げられると思います。

表層土の理化学性は変化も大きく必要性は理解されやすいのですが、1mまでの土壌調査を行い、下層土の状態を把握することの意義を理解してもらえないのが現状です。圧密層の存在、人為的な攪乱の有無、塩類・肥料分の下層移動等・有効土層の状態を把握することの意義をもっとわかりやすく理解できるように説明する努力が今後もますます求められてくると思います。圧密化に関連して、機械の大型化を含む集約化ですが、実際に東京都でもその傾向はみられています。一方で都市農業では圃場面積が小さいため、どこかで大型化が止まると思います。その見極めは引き続き調査する必要があると考えています。

有意義な調査点数を規定し、その調査を継続していくためには人員の確保も重要な問題です。土壌肥料に関わる研究員は他県と同様、東京都でも減らされており、点数を増やしていくことも困難な状態になっています。調査・分析の省略化については、分析機器の性能が向上していることや、可給態窒素等の簡易的な分析方法も開発されていますので、今後も分析に関しては省力化・自動化は進んでいくことが考えられますが、土壌調査そのものはオーガナーの活用等で省力化できる場合もあるとは思いますが、どんなに機械化が進んでも掘って土層を実際に観察することで得られる情報量にはかなわないと思っております。

次に統計的な判断に関しては、東京都の場合、農耕地の主流である黒ボク土については少ないながらもある程度の件数が確保されているため可能な状態にあります。灰色低地土や褐色森林土、また島しょの土壌については調査点数が確保されていないことから全体像を把握することが難しい状況です。現状では、普及センターで年間3000点程度行われている土壌診断（作土層15cm深の土壌の化学性について実施）の結果を参考に土壌の状態を把握しています。

定点調査のデータの活用については、現在農研機構を中心にデータベース化、データの可視化が進められようとしていますが、その流れを利用しつつ東京都独自の活用方法を考えてい

くことも必要であると思っています。養分の蓄積や変動傾向が把握できれば、新たな施肥管理の提案や施肥基準・診断基準の見直し等に反映でき、より持続的な農業にむけた取り組みにつながるものと思います。

(3) 生産緑地法改正後 30 年の 2022 年以降の都市農地の行く末をどのように考えられますか？

(坂本) 2022 年問題は農地の少ない東京都では他県にもまして大きな問題と捉え、農地の減少を抑える取り組みが行われています。高齢化により耕作しなくなった有用な都市農地を新規就農者に提供しやすくするため、東京農業アカデミーを 2020 年 4 月から開校します。卒業生には農地の斡旋も行われていく予定です。またインキュベーション農園整備事業等での買取等を行っており、さらに、2018 年に特定生産緑地制度が新たに施行されたことから、減少はある程度は抑えられるものと思っています。

都市農業で栽培された農産物は、市場出荷されるケースは少なく、直売場や各自でみつけた相手に出荷されるケースが多くみられます。その自助努力が、直接単価や年収に結びつきまでするので一般的な農業に比べて都市農業の方が市場開拓能力やコミュニケーション能力といった技術面以外に左右されるウエイトが高いため、農業技術とは別の人材育成も必要になってくるかと思っています。これは指導側にも関係する話なので、急に教育方針の方向転換を実施することは難しい話だとは思っています。個人的には、農地近傍に多くの消費地があり、輸送コストが少なくすむ、顔の見える農業が都市農業の強み ですので、多くの都市農地が残ってほしいと思います。

(4) これまでのモニタリング調査を通じてどのような観点からペドロロジー（学会も含む）に貢献できるでしょうか？

(坂本) モニタリング調査を行なっている地点は、人の手が加えられた農地土壌になります。有機物や化学肥料の投入、作物の作付、耕うん等による土壌の攪乱が行われた結果がモニタリング調査の結果として現れてきます。農業活動の結果を踏まえ、人為的变化がどのように土壌分類に影響するかを考えていく ことで、よりペドロロジーを深く考えるきっかけになるのではないかと思います。

3. 都市緑地

(1) 都市化に伴って都市の土壌はどのように変化してきたのでしょうか？

(高橋) 都市化による土壌変化は、時間とともに大きくなると考えられます。発表内容に示したように、粉塵が大気から供給され土壌に蓄積されることで土壌の変化が起こると考えられるからです。都市化による緑地土壌の変化には、都市化の影響に晒された期間だけでなく、緑地の規模（面積）や植物の状態も影響すると思われます。村田さんの原稿の最後の方で、自然教育園では都市化によるアルカリ化の影響が見られなかった旨の記述が見られます。自然教育園周辺では都市化が進行していますが、一方で自然教育園の面積は 20 ha と広大です。一般に、大気汚染物質の濃度は発生源から放れるほど低下します。面積の大きな緑地の中心に近い部分であれば、都市化の影響を受けにくい（都市化の影響を受けるまでに時間がかかる）と思われます。私の原稿の図 10 をよく見ると、樹林の東側と西側に土壌 pH の高い部分があり、樹林地の中央部に南北方向に沿って pH の低い土壌が見られます。これも粉塵などの供給源からの距離の影響 だと考えられます。

(村田) 都市化の影響を受けうる許容量という視点から見ても緑地の面積規模というのは重要な点と考えます。もう一点、自然教育園において土壌 pH がアルカリ化していなかった要因には、地形という側面があると考えています。園内は平坦ではなく、斜面や湿地などを含み、小さな集水域を形成しており、土壌表層に負荷された粉塵由来のアルカリ成分が溶存成分とともに下方や下流に移動しやすい条件がそろっているためです。

(高橋) ご指摘のように、自然教育園ほどの水の流れを伴うような地形の変化(起伏)があると、塩基の集積が起こりにくくなると思います。私が調べた緑地は、ほぼ平坦地でした。皇居ではわずかな地面の起伏はありますが、土壌 pH と地面の起伏の関係はありませんでした。

(高橋) 緑地土壌が造成後(あるいは植生の改変後)数十年のスパンで変わることは十分に考えられます。荒廃地に植樹した後の土壌有機物量の変化を調べた研究では、土壌の有機物含有量が植栽直後に急増し、50年程度で定常状態になったとされています。私はそんなに長く一つの緑地を見続けたことはありませんが、造成後30年程度経った樹林地の土壌調査で、鉍質土壌表層に腐植物質濃度の高い土壌を観察したこともあります。

私の原稿には載せませんでしたが、剪定枝チップ材を地面に10 cmの厚さで敷きならして3年経過すると、隣接する敷きならしを行わない土壌に比べて土壌深0~5 cmの土壌炭素濃度が約2倍に(30~40 g kg⁻¹から60~80 g kg⁻¹に)増加していました(桑原ら 2001)。都市域の造成緑地の場合、初期の土壌の有機物濃度が低いこともあり、このような変化が観察されやすいです。

(村田) 土壌に生息する微生物群集の代謝時間や分解活性の規模を考えてみても、微生物の餌や産出物でもある「土壌有機物量」は、最も造成後の変化を捉えやすい項目になるのだろうと理解しました。個人的には、緑地の管理条件が土壌有機物量のみならず組成にどのような影響をもたらすのかという点に関心を持っています。その意味では、剪定枝や落葉枝が都市緑地土壌でどのように分解するのかといった点に興味を持ちました。

また、高橋さんからお示しいただいた皇居二の丸雑木林の研究例のように、土壌生物相含め、丸ごと表土復元を行っても、復元後わずか14年で土壌 pH が顕著に上昇している様子には大変驚きました。林内に降下した粉塵量やアルカリ成分量などの調査結果がもしあるようでしたら、参考までにお示していただきたいと思いました。また、この14年の間に土壌動物相や土壌微生物相にも変化が起きているように想像されますが、何かそのあたりの示唆を与える知見などありましたらお願いいたします。

(高橋) 残念ながら、このような調査結果がありません。私たちが土壌の調査を行った頃に昆虫相の調査も行われたようですが、調査結果を持ち合わせておりません。

(村田) 現代の都市緑地造成と自然教育園における造成の歴史を一概に時間軸の違いだけで比べるのは難しい面もあるかと思いました。自然教育園を例にすれば、室町期に築造されたと思われる土塁は、現代工法のような重機は用いていないため、都市緑地のように下層土に顕著な圧密がかかることはありませんでした。また、人工的な異物も含まれていませんし、周辺に分布する黒ボク土が利用されているだけです。したがって、土塁上に施された植栽によって土壌表層に落葉枝が還元され、また根の伸長効果により土壌は団粒化や膨軟化しやすくなり、下層土含め土壌構造は自然土壌に近い様相を形成しやすかったと考えています。

(高橋) 根を深くまで伸ばせることが、樹木の生育にとっては大変重要です。緑地造成では土壌

の性質が不良である場合に、植物が根を伸ばせる「有効土層」と呼ばれる土壌構造をつくることが重要視されます。有効土層が厚いほど、植物は大きく生育することができます。植物の生育の早さ、大きさは、有機物の蓄積や土壌構造の発達を促し、土壌の発達を早めるでしょう。

(2) 都市化の(人為の)影響の解消について

(高橋) 都市化の影響が除去されたとして、都市化により土壌に生じた変化の多くはもとに戻るように思います。私が紹介した土壌の酸の中和は大気からの交換性塩基の供給によるものと考えられるので、交換性塩基の供給量が減少すれば、やがては元に戻っていく(交換性塩基濃度の低下、塩基飽和度の低下、pHの低下)と予想されます。落葉落枝といった有機物に含まれるマンガン濃度は、土壌の交換性塩基濃度の減少に伴って高まって行くはずで、都市化の影響がなくなることで、落葉落枝に含まれる難分解性有機物(リグニン)の分解が活発化して、土壌有機物濃度の増加も止まると考えられます。

どのくらいの時間をかけて都市化の影響がもとに戻るのかは即答できませんが、土壌に供給される有機物由来の酸性物質の生成速度とかから、たとえばpHが7から5に下がるまでの期間などは予測できるかもしれません。

(村田) 自然教育園内の土塁を研究対象にした意義は、都市化の影響を見るというよりは、人為的に盛土がされて500年経つと、いったいどのような土壌生成過程が認められるのか、つまり、人為的攪乱行為の影響がどのように時間とともに消失するのかといった点に関心を寄せていました。ただし残念ながら、時間経過に伴う詳細な時系列変化を説明できるほどのものではありません。

要旨にも掲載しましたが、土塁が築造された500年ほど前の自然教育園付近の表層土壌は、草本植生(主にススキなどのC4植物)と野焼きの影響を強く受けた黒色度の強い土壌有機物が厚く堆積していたと推察されます。つまり、土壌の $\delta^{13}C$ 値が高く、メラニックインデックスの値が小さいという特徴がそれを示します(図3)。土塁上の多くの箇所では表土復元がなされていたようですが、その際、スダジイなどが植栽されて森林として現代まで維持されてきたようです。そのような場所では、表層付近の土壌ほど森林植生下で生成しやすい土壌有機物の特徴に変化してきています。現状ではなしえていませんが、もし土塁築造の時期や植栽の時期が異なるいくつかの地点が園内に存在するようであれば、時間経過に伴う詳細な土壌有機物の変化が検証できるかもしれません。

総合討論：全体を通じて

(質問) 都市的土地利用を行った土壌を元来の特性をもつ土壌(生物生産性をもつ土壌)に戻すことは可能であるか?

(田中) 土壌学で、都市的土地利用を行った土壌を元来の特性をもつ土壌に戻すことが可能であるか明らかになれば、坂上ら(1997)の潜在土壌の概念(現在は人工物により被覆されているが、人為の影響を一切停止したとき、その立地に存在すると判定される土壌)などの概念を組み込むことで分類は可能と考えます。

(木田) 都市の土壌図の作成を考える際には、潜在土壌の概念は有効な考え方であると思います。しかしながら、潜在土壌を正確に判定するには課題があります。土地利用の変化はそれが生

じた時点である種の人為が土壌に対して発生します。そして、その開発という人為が行われた後の土壌を判定するのが正しい潜在土壌の考え方だと思います。そのためには、土壌調査を伴わずに潜在土壌を推測する必要があり、その立地に元々どのような土壌が存在していたのかという来歴情報とその土地に対してどのような開発が行われたのかという情報が必須となります。

例えば、十分な地盤強度が期待される平坦な土地に新規に簡易アスファルト舗装を行う場合、あまり地形改変が行われずに舗装が土壌の上に建設されます。この場合、潜在土壌は舗装の影響によりアルカリ化や圧密を受けているが、その土地に元来分布していた土壌と推測できます。同じような土地に地盤改良なしで一戸建ての住居を作る場合、基礎を作るための一般的には20～30cm程度の掘削が行われその分の土壌が移動され、コンクリートの基礎が建設されます。元来存在していた土壌が特徴表層により分類されている土壌であった場合、この表層の掘削により土壌分類名が変わる可能性があり、次表層の特徴から潜在土壌を判定することになります。地下階のある高層ビルなどは地下空間分の土壌の移動や地盤改良なども行われるため劇的に土壌の移動と改変が発生します。固化剤による地盤改良によって土壌物質が人工物質に改変される場合や基礎の直下に岩盤が来るような場合など、その土地から完全に土壌が失われることも生じます。また、人工構造物の建設の前段階である地盤造成の段階で土壌の移動が発生し、どのような土壌物質がそこに存在しているのかが不明になります。

このような工事に関する書類の保存期間は2008年以前まで5年、2008年11月28日から10年であり（建設業法）、復元困難です。事例ごとに状況が異なるため土地被覆・土地利用と造成量から単一の土壌大群を潜在土壌として判定すると土壌図の誤答率は自然土壌と比較して高くなると予測されます。

さて、都市的土地利用を行った土壌を元来の特性を持つ土壌に戻すことが可能であるかという点ですが、単に被覆をはがして元に戻るかという議論であれば、元来存在していた土壌が残っており、地盤改良などの改変がなければ概ね元の特性に近づいていくことと思われま。もちろん自然環境と都市環境は異なるため都市環境下に存在する限りは完全に自然環境下に存在していた時と同じ土壌特性に戻ることはないと推測されます。また、都市的土地利用になった段階で元の土壌物質が失われている場所では元に戻りようがありません。究極的には「どこまでの特性の復元を求めるか」と「どこまでのエンジニアリング的手法・コストを許容するのか」という議論になると思います。土壌を物質資源として考えてしまえば、元来存在していた土壌が失われた土地でも似た特性の土壌物質を搬入し、ある程度環境を整えてしまえば分類上同一の土壌となります。また、土壌が保存する歴史という観点からは、土壌物質のかく乱が生じた時点で復元不可能となります。

(坂本) 都市的土地利用を行った土壌は、コンクリート片等建築残渣の混入や重機による土壌の圧密の影響を強く受けている場合があり、そうした場合は元来の特性をもつ土壌に戻すことは困難であると考えられます。さらに今後の人口減少に対応して宅地を農耕地に戻すことも視野に入れた動きが進行中です。最近では養液による隔離床栽培も盛んに行われてきており、そのような土地で農作物の生産をしていくことは容易になっていると思います。土壌肥料分野の取り組みとしては、その土地で農作物を生産する際に、土壌を利用するか隔離床を利用するかを判断し決定するための指標を提供することが求められると思います。

(高橋) 都市での緑地造成では、多くの場合、「都市的土地利用」されてきた土壌を改良するなどして植栽を行います。すなわち、生物生産性を持つ土壌として使用します。客土の採取が困難になっているので、この傾向は今後も続くでしょう。

一部改良しても植栽に適さない（生物生産性を持つ土壌にならない）土壌もあります。日本造園学会（2000）が示した基準では、pHが3.5未満あるいは9.5以上、電気伝導度が1.5 dS m⁻¹より高い、飽和透水係数が10⁻⁶ m s⁻¹より低い、礫含有量が重量比で60%を超えるなどの土壌です。これらの土壌は改良困難と判定され、植栽が必要な場合には植栽に適した土壌に置き換え（入れ替え）られます。

(村田) 都市的土地利用が示す範囲にもよりますが、強度の人工改変地を例に挙げると、例えば道路被覆や建造物が存在していた場所を緑地として再生することは可能だろうと思います。ただし、その際は健全な土壌ないしはそれに類する資材が外から大量に持ち込まれることになるだろうと思います。土壌における生物生産性は、土壌動物や土壌微生物などの多くの生物たちの存在があってこそ成立するものと考えられますので、表土復元的工法も含め、生物相そのものを搬入するか、育むような処理、施工が必要になると考えます。

都市的土地利用が土壌生成因子のどの因子に打撃を与えたのか、その因子を回復させる施工や処置を施せば生物生産性は回復するものと考えました。

(高橋) 都市化で影響が大きいのは表土（有機物に富んだ土壌）の除去だと思います。私の要旨1. (1) で紹介した総合公園内で、造成緑地土壌と自然林土壌のセルロース分解活性（表土に濾紙を埋めて一定期間での濾紙の重量減少を測る）を比較したところ、あまり差が見られませんでした。造成緑地土壌にも有機物資材を施用すればやがては土壌の生産力は回復するのだろうと考えています。このことが、剪定枝の敷きならしの研究を続ける理由の一つです。土壌生物は、生育に適した環境を用意すれば、どこからともなく集まってくるように思います。剪定枝チップ材を地面に敷きならした場合は、周辺環境によっては、敷きならされたチップ材の中にカブトムシの幼虫が見られることもあります。

(質問) 現在の土壌学や土壌生成分類学（命名も）は不可逆的土地利用変化に対して対応することが可能であるか？

(木田) 都市土壌の分類を行う際には人工被覆地の土壌の分類をどのように扱うかを明確にする必要があります。都市面積の多くはこの被覆地に相当するので、現行の日本土壌分類体系に従うと都市域の土壌図はその大部分が空白となります。このような被覆地に対して潜在土壌（前出）の概念によって土壌図を作成する場合、潜在土壌がどのような土壌であるかの判定が必須となります。潜在土壌の分類をほかの大群に基づき行うのであれば、その土地の来歴や開発履歴から現在分布している土壌を推測する必要があります。しかしながら、この判定が困難であるため、潜在的に存在する可能性のある基質土壌物質を自然土壌大群の列挙により示すのが妥当であると思います。多様な土壌が小面積で分布することが一つの都市土壌の特徴です。

また、都市環境下での土壌生成について、日本の工法では、土壌のアルカリ化が共通する土壌生成過程だと考えられます。しかしながら、現在の土壌分類体系では人工改変自体の直接影響のみを評価して、改変後の環境下における土壌生成に言及できていません。このような都市環境特有の土壌生成を捉え、その現象に適した指標値と基準を設定できるのであれ

ば、都市環境特有の土壤生成を表現する土壤相の設定につながるのかもしれませんが。

(高橋) 土壤学や土壤生成分類学では土壤を「生成要因」により分類します。都市緑地土壤は(農業土壤も?) 堅さ、透水性、保水性、保肥性、養分元素濃度といった指標により、植物の生育に適しているか否か、といった基準で評価されます。都市緑地土壤では土壤に植栽に適した性能を与えるための方法が多様であるため、分類を困難にしていると思われま

す。緑地造成に伴う土壤の改変は、一見複雑そうですが、無秩序ではなく、土壤に一定の性能を付加するという共通の方向性を持っています。工法にはいくつかのパターンがあります。土壤の改良目的や環境要因に応じて複数の工法を組み合わせ使っているだけです。都市緑地土壤改良の方向性が、都市緑地土壤を理解し分類する際の参考になるの

かもしれません。(村田) まず、都市空間にあることをもって分類に反映させるという考え方は現状では難しいと思いましたが。あくまで、土壤生成因子の一つである人為攪乱作用についてまずは整理をする必要があるだろうと思います。

終わりに

川井 伸郎 (クレアテラ)

各演者からの話題提供とコメント、ならびに総合討論から、人為(造成)の影響を受け、都市環境下にある土壤は比較的短い期間から変化を受けてきていることがわかった。また、都市環境下で都市的土地利用を受けてきた土壤を元来の特性を持つ土壤に戻すことは可能と考えられる。しかし、元の土壤物質が失われた場所、土壤物質が入れ替わった場所、環境条件が大きく改変された場所などでは元来と同じ土壤に戻ることは無いと考えられる。都市土壤が受けてきた営力が土壤生成因子に如何なる影響を与えたか、影響を受けた因子を回復させる処置や施工が何であるのかを理解する必要がある。そのためには、元来の土壤の情報と造成改変が実施された履歴情報(造成時期年代と規模、改良資材など施用資材の量と品質、造成後の管理情報など)、「造成の記録」と「土地利用履歴」の整理・蓄積が必要である。自然状態での作用と異なり、都市土壤が受けた造成営力や都市環境営力の影響は、現状では知見が不足しており、想像しうる人為作用の可能性も多種多様で多岐にわたるため、考察が発散してしまうことがあった。

都市環境特有の土壤生成を捉え、土地造成・利用履歴情報を重ね、都市土壤におきる現象を把握できれば、都市土壤生成を表現する土壤相の設定につながると考える。得られた基本概念や情報は、利用目的ごとに評価指針が展開され、様々な分野において活用が期待される。そのためには、やはり調査研究事例を増やし、都市土壤生成(変化)を理解することが重要であると認識された。

1991年に開催された第30回ペドロジストシンポジウム「人工改変土壤の実態と分類」において、地形改変情報や現地調査情報を適切な管理計画への活用性の期待や造成農地における造成後の土壤変化と時間との関係把握と、その蓄積は造成土壤分類の向上に反映可能であると報告されている。前回のシンポジウムからおよそ30年経過し、土壤研究の蓄積は行われてきた。いまだ、情報蓄積は不十分であり、都市土壤体系を形成するに至ってはいないが、研究は継続されている。今後は、得られた知見を公共の福祉や生態系サービスへ反映させることが課題として挙げられるであろう。

現在の土壤学において世界的にも新たな切り口の研究成果が提示される分野に関わるシンポジ

ウムであり，日本でもさらなる研究の蓄積と進展が見込まれる。この度の誌上シンポジウムを機に，この分野の研究の発展を大いに期待したい。