

15. 土の劣化と修復

15.1. 土の劣化

地球表層における土の機能のうち、ヒトにとって最も重要なものは、植生を支えることである。また土は降水を受け止め、徐々に浸透させて地下水を涵養するという機能もある。様々な理由によってこのような土の機能が低下することを土の劣化という。土の劣化機構として重要なものは、土壌侵食、塩類化（塩性化とソーダ質化）そして土壌汚染である。

これらのうち、土壌侵食と塩類化は、文字通り土の植物の培地としての機能を喪失させる。土壌侵食を受けたり、塩類化が進行したりした土地は、さながら砂漠のような様相を呈することになるので、土壌侵食と塩類化を合わせて砂漠化とよぶこともある。土壌侵食と塩類化は現代的な問題でもあるが、チグリスーユーフラテスの古代国家、エジプト、ローマ帝国などの衰亡の大きな原因であったと考えられている（Montgomery, 2007）。図 15.1 は国連環境計画（UNEP）が取りまとめた、土壌劣化が問題となっている地域の分布図である。安定した土が保たれているのは、極端に人口の少ない極地などのごく限られた地域であることがわかる。この分布図上で白色の部分には、グリーンランドのように、低温のため植物が生育できない地域もあるが、アフリカ大陸の北部横断する無植生帯の大部分は、誤った土の管理による土壌侵食や塩類化の結果として生じたものである。

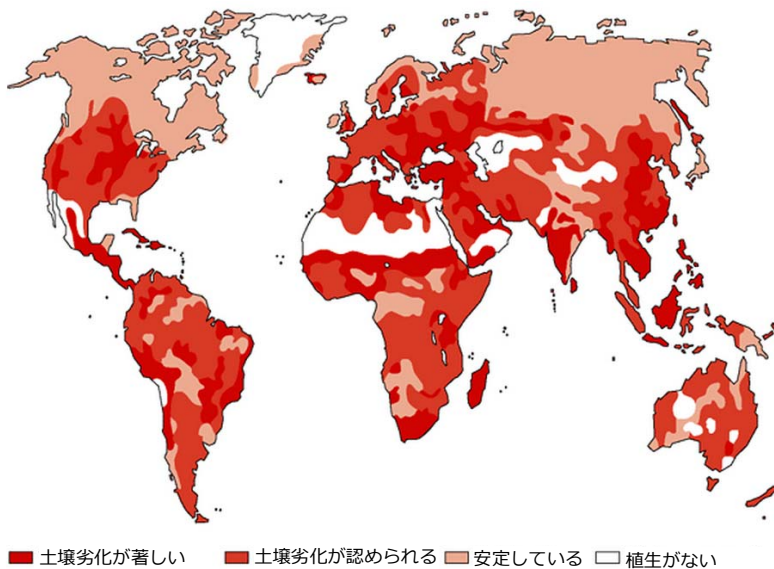


図 15.1 国連環境計画（UNEP）のとりまとめによる、土の劣化が問題になっている地域。
(<http://www.unep.org/geo/geo3/english/fig65.htm>)

それに対して、土壌汚染は必ずしも植生の衰退を引き起こすとは限らない。土に汚染物質が降下あるいは流入しても、地表の植生には何ら影響がないこともある。しかし表土に蓄積した汚染物質が徐々に下方に浸透し、地下水の汚染を引き起こす可能性がある。また、ある汚染物質は植物生育にはほとんど影響しないが、その植物を摂食した動物には致命的な害を及ぼすこともある。

この章では、土壌侵食、塩類化、土壌汚染を取り上げ、その機構とそれに対する対策を土の構成物質の性質と関連付けながら述べる。

15.2. 土壌侵食

15.2.1. 土壌侵食の種類

土壌侵食とは、風や水流によって土粒子が運搬される現象である。風による場合を風食（wind erosion）、水による場合を水食（water erosion）とよぶ。水食は土壌流出とよばれることもある。

すでに第 13 章（畑の土）で述べたように、水食は、その程度によって

- 1) シート（sheet）侵食：土の表面が薄く、一様に浸食される。
- 2) リル（rill）侵食：表流水が土地の低いところに集まって流れることにより細い溝が形成される。リルは樹状のネットワークを形成することもある。
- 3) ガリ（gully）侵食：リルが幅広く、深くなり、沢状に成長したもの。

に分類される。土壌侵食は深刻な地球環境問題の一つであり、無数の事例が報告されている、それぞれの侵食のイメージについてはインターネットで、soil + erosion を検索語として画像検索してほしい。

15.2.2. 水食の機構

土壌侵食の引き金になるのは、雨滴の衝撃による土の集合体の破壊と飛散および表流水の発生である。もし、雨滴の運動エネルギーが小さく、土の集合体が破壊されることもなく、降雨の全量が地下浸透あるいは蒸発して表流水が発生しなければ土壌侵食は生じない。

図 15.2 は雨滴のエネルギーと表流水の強度によって水食の様式（土壌流出の様式）がどのように違ってくるかを示す模式図である（Kinnel *et al.* (2001)に基づいて作図）。すでに述べたように、雨滴のエネルギーが小さく、表流水も発生しないときには土粒子の流出は生じない。しかし表流水が生じない場合でも、雨滴のエネルギーが大ければ、その衝撃によって土粒子は飛散する。この場合には土粒子の移動は数 cm 程度であり、土粒子の流出自体は深刻な問題にはならないが、雨滴の衝撃によって微粒子の集合体が破壊され、生成した微粒子が浸透水に懸濁して下方に移動することによって孔隙が目詰まりし、表流水の発生を促進する可能性があるという問題がある。

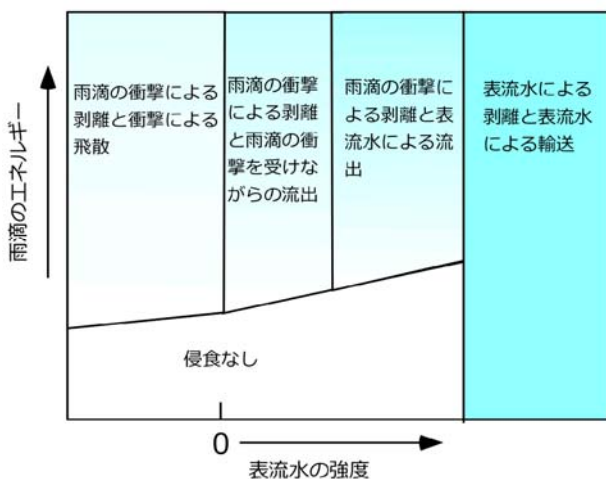


図 15.2 雨滴のエネルギーと表流水の強度による土壌侵食様式の違い（Kinnel *et al.*, 2001）

表流水が発生するようになって、その強度が小さい時には、粘土粒子の小さな粒子は水流によって輸送されても、砂サイズの粒子（集合体を含む）は、雨滴の衝撃によって土壌表面から剥離して飛散しながら移動するのにとどまる。しかし、表流水強度がある程度強くなると、土の表面の集合体粒子がそのまま水流によって剥離されて輸送されるよう

になる。そしてさらに表流水強度が増すと、土粒子のすべてが表面から次々と剥離して水流によって輸送されるようになる。

自然の地表は、農地であっても完全に平坦ではない。そのため、発生した表流水は低いところを選択的に流れ、その結果として小さなリルが形成される。ただ、小さなリルの大部分はある程度以上発達しない。それは雨滴によって飛散した土粒子の堆積によって埋め戻されたり、ランダムに生成する別のリルからの流出土粒子の堆積が起こったりするからである。しかし、強度の強い表流水が発生するような降雨が繰り返されると、一部のリルは成長する。そして、非常に高強度の表流水によってその一部はガリに発達する。

以上、水食の発生機構を定性的に述べたが、このような理解では、水食の危険性の予測や水食を避けるための土壌管理技術を構築するのは難しい。このため、水食量を様々な土壌要因や気候要因に定量的に関係づけるための研究が行われてきた。その成果の一つが、USLE (Universal Soil Loss Equation) である。これは多くの研究者の経験に基づいて導かれたものである。USLE は

$$A = RKLSCP \quad (15.1)$$

という単純な形をしており、左辺の A は年間の土壌侵食量 ($t \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) である。そして左辺のパラメータは次のような意味を持つ。

R : 表流水の侵食力 ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ y}^{-1}$)

K : 土壌の受食性 ($t \text{ h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$)

L : 斜面長係数 (無次元)

S : 傾斜係数 (無次元)

C : 植生被覆係数 (無次元)

P : 保全対策係数 (無次元)

これらのパラメータは、気象データや現地での土における実験によって決定できる。たとえば R は降水量と降雨強度から経験式によって計算できる。 K は、対象地の侵食対策がなされていない、勾配 5.14° 、斜面長 22.1 m の、標準裸斜面における年間土壌流出量をその地点の R で割ることにより計算される。 L および S は、 K を求めるための標準斜面と、侵食量を予測しようとする対象地の斜面長および勾配の違いを補正するための係数であり、多くの事例から求められた経験式によって産出される。 C は対象地で行った作物栽培実験の結果に基づいて決められる。そして P は、等高線栽培、テラス栽培などの侵食対策ごとに経験から定められた係数である。等高線栽培の場合には $0.5 \sim 0.9$ (対象地の傾斜によって異なる)、帯状栽培の場合には $0.5 \sim 0.75$ 、テラス栽培の場合には $0.1 \sim 0.2$ とされている。

15.2.3. 風食の機構

風食は、風による土粒子の剪断とそれに伴う輸送現象である。土粒子 (ここでいう土粒子とは、基本粒子とその集合体の両方を指す。たとえば、直径 0.001 mm の粘土粒子が集合してできた直径 0.1 mm の集合体粒子も土粒子ということにする) の移動は主として、転動、跳躍、浮遊によって生ずる (図 15.3)。転動は風によって土粒子が地表面を転がりながら移動する現象である。一般に直径 0.5 mm 以上の土粒子 (乾燥密度の低い集合体を除く) は風によって地表から持ち上げられることは少なく、主としてこの機構で移動する。跳躍は、土粒子が一時的に地表から持ち上げられて短距離を移動したのちに落下するというサイクルを繰り返すことによる移動である。直径 $0.1 \sim 0.5 \text{ mm}$ の粒子の移動は主としてこの機構による。直径が 0.1 mm よりも小さい土粒子は、風によって地表から持ち上げられた後長期間空中に浮遊して輸送される傾向がある。このうち直径 0.02 mm 以上の粒子は 100 km を超えて輸

送されることはまれであるが、0.02 mm 程度およびそれより小さい粒子は、風成塵としてさらに長距離輸送される。最近の研究では、地球を1周以上する場合もあることが報告されている。

過去の氷河期に起こった氷堆石の風食とその再堆積によって形成された堆積物はレスとよばれ、現世の土壌の重要な母材となっている（5.3 参照）

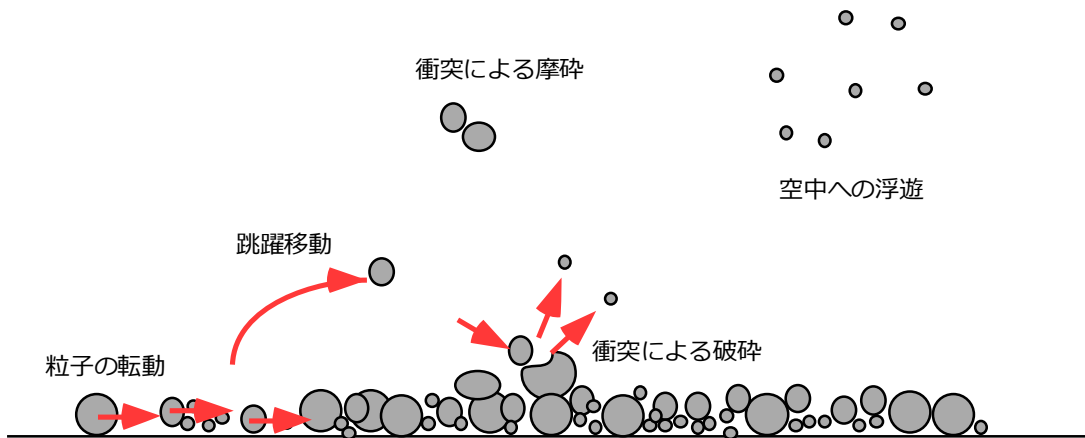


図 15.3 風食における土粒子の移動機構。

転動や跳躍による移動の過程では土粒子同士が衝突することによる破砕や擦れあうことによる摩砕が生じ、より小さな土粒子が生成される。衝突したり擦れあったりする土粒子が微細粒子の集合体の場合には、これらによる細粒化が特に促進される。

風による土粒子の輸送機構について述べたが、このような現象が生ずるためには、土が乾燥していることが必要である。また、詳しくは後述するが地表が平坦で植生がないという条件も必要である。

15.2.4. 土壌侵食の影響

土壌侵食は、水食の場合も風食の場合も表土の喪失を引き起こす。表土（特に農地）には、有機物が集積している（図 15.4）。有機物の相当部分は腐植物質であり、腐植物質は微粒子の集合体化（団粒化）に寄与しているだけでなく、それ自体の無機化の過程で無機態窒素（アンモニウムイオン）を徐放するので、作物や自然植生に対する重要な窒素源として機能している。さらに、農地では継続した施肥や土壌改良の結果、土壌 pH が作物生育に適した値となっているし、可給態リンも蓄積している（13.2 参照）。このような表土が失われることは、その土地での農業生産にとって非常に深刻な問題となる。

侵食によって輸送された土粒子は別の場所で堆積する。水食の場合、土粒子は最終的には河口域や沿岸域、湖沼に堆積する。微細な土粒子の堆積は海藻やサンゴなどの生育に悪影響を与えることがある。また土粒子に含まれる有機物の無機化による窒素供給が自然生態系の窒素バランスに影響することもある。

同様なことはリンに関してもあてはまる。土に含まれるリンの大部分は、酸化鉄鋳物をはじめとする鋳物表面に表面錯体として吸着されている（8.4.2 参照）。湖沼に輸送されて堆積した場合、夏季の植物プランクトンや微生物の旺盛な生育のため、底部は無酸素状態となることがある。この場合酸化水酸化鉄鋳物が電子受容体として利用されるため部分的に 2 価鉄イオンとして溶解する（14.2, 14.3 参照）。それに伴って、表面錯体として吸着されていたリン酸イオンが放出され、それが微生物や植物プランクトンの生育をさらに促進する。夏季の湖沼における、いわゆるアオコの発生はこのような機構によることも多い。

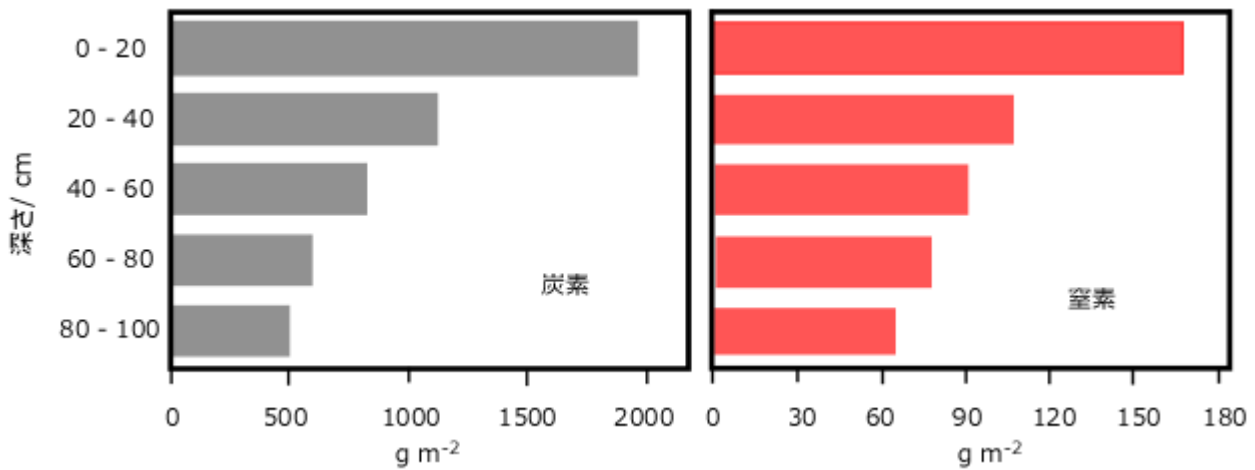


図 15.4 合衆国の農地 2 1 か所における炭素と窒素の垂直分布の平均値。 (Knops and Bradley, 2009)

風食によって風成塵として輸送される微細な土粒子は、ヒトの呼吸器疾患などの健康被害を起こすこともある。また風食される土が汚染土である場合、汚染物質の大半は土の微粒子に吸着されて存在するので、健康被害を起す可能性はさらに高くなる。

15.2.5. 土壌浸食に対する対策

土壌侵食は降雨パターンや強風の発生などの気候要因の影響が大きい。これらを制御することは不可能であるため、土の管理によって侵食を減少させたり、侵食された土地を修復したりすることが中心となる。畑土壌における水食対策についてはすでに第 13 章で述べた (13.5.4 参照)。基本的な考え方は、高強度の表流水を発生させないこと、生じたリルやガリを埋め戻したり、それ以上の成長を阻止したりすることである。

風食対策の基本的な考え方は、土粒子を飛散しにくい状態にすることと、地表面の風速をできるだけ低下させることである。前者としては、(灌漑水が豊富に利用できる場合には) 灌漑によって土の表面を湿潤状態に保つことや、有機物の積極的な施用によって土粒子の集合体形成を図ることなどがある。また、一般に風速は地表面では小さく、地表面から離れるにつれて大きくなるが、地表面が平滑でなく凹凸がある場合には、凹凸の平均高さ以下の部分では風速は極めて小さくなる。したがって、地面に人頭大の石を並べることによっても風食をかなり低減することができる (ストーンマルチ)。また、風速に垂直方向にあるいは格子状に垣を設置することも効果的である。最も効果的なのは、植生によって地表を覆うことであるが、水分状況によっては不可能である。土の水供給能が制限されている場所でも適用可能な植栽法は、低木を垣状に植栽することである。

15.3. 塩類化

15.3.1. 塩類化とは

塩類化とは、土に様々な塩類が集積し、土の性質がそれに大きく影響されるようになることである。このような土を塩類土壌 (salt affected soil) とよぶ。塩類化が問題なのは、それが植物の生育を著しく阻害するからである。阻害機構としては、

- 1) 土壌溶液の塩濃度が高くなると水ポテンシャルが低下し、植物の給水を妨げる、

2) 特定の塩の集積によって必須元素イオンの吸収が阻害される,

3) 土の物理的性質が悪化する,

などがある。1), 2)は集積する塩の種類に関係なく生ずるが, 3)は特にナトリウム塩の場合に問題となる。このため, 塩類土壌を塩性土壌 (saline soil) とソーダ質土壌 (sodic soil) に区分される。塩性土壌とは, 土に多量の塩類が集積し, 土の飽和抽出液 (風乾土に純水を, 水が土からわずかに滲む程度に添加して平衡させることによって得られる抽出液) の電気伝導率 (EC_e) が 4 dS/m 以上であり, 土の交換性陽イオンに占めるナトリウムイオンの割合 (Exchangeable Sodium Percentage; ESP) が 15%を下回るような土である。一方, ソーダ質土壌とは, 土の交換性陽イオンに占めるナトリウムイオンの割合 (Exchangeable Sodium Percentage; ESP) が 15%以上の土である。一般に (自然のプロセスによって) 土に多量に集積する塩類としては, 炭酸カルシウム, 硫酸カルシウム, 塩化ナトリウム, 炭酸水素ナトリウム, 炭酸ナトリウム等がある。このうち炭酸カルシウムは溶解度が低く, EC_e を 4 dS/m 以上にすることはないので, 炭酸カルシウムのみが集積した土は塩性土壌にはならない。

15.3.2. 塩類化の機構

土壌の塩類化は, 土壌断面を下方へ浸透する水の量よりも蒸発散量が卓越するような環境下 (乾燥気候下) で起こることが多い。この環境というのは, 必ずしも自然環境とは限らず, 温室やビニールハウス内でのように人為的にそのような環境が作り出されている場合もある。塩類化には様々なケースがあるが, 共通しているのは, 塩類を溶解した水が地表面で蒸発するとき, そこで塩類が析出するという現象である。そのとき, その塩類がどこに由来するのかによっていくつかの塩類化のパターンがある。まず最もわかりやすいのは, 乾燥気候下 (温室やビニールハウス内の人工気候も含む) で, 比較的少量の灌漑が継続される場合である。比較的少量というのは, 与えた灌漑水が土壌断面を下方浸透し, 地下水に到達することがないような量という意味である。この場合には, 与えられた水は全て土壌面からの蒸発と植物による吸収によって消費される。そしてかんがい水に溶存する塩類のうち作物に吸収されなかったものは土壌の表層部に残留し, 最終的には表面に析出する。かんがい水の塩濃度が高かったり, 多量の肥料を与えたりする場合には, 塩類化が一層促進される。

土壌の不飽和透水係数は, 水分含量が低下すると指数関数的に低下する (10.7.1 参照)。乾燥気候下では, 土壌表層部の水分含量は低く, その部分の透水係数は小さい。その結果, 地下水面から表層に向かう水の流れ (マトリックポテンシャルの勾配による) はごく少ない。しかし, 多量の水を灌漑したり, 灌漑水路から漏水したりして, 土壌表層から地下水面に至る部分の水分含量が増加し, されに地下水面が上昇すると, 地下水面から表層に向かう水の流れが多くなる。乾燥気候下の地下水の塩濃度は高いことが多く, また地下に塩類が集積していることもある。このような場合には, 灌漑水の塩濃度が極めて低い場合にも, 比較的短期間に塩類集積が起こることがある。

15.3.3. 塩性土壌の問題

塩性土壌とは飽和抽出液の電気伝導率が 4 dS/m 以上であるような土である。水溶液の電気伝導率と塩類濃度の間には

$$\log C = 0.955 + 1.039 \log EC \quad (15.2)$$

という関係がある (Marion and Babcock, 1976)。ここで C は水溶液の塩濃度 (mmol_c/L), EC は水溶液の電気伝導率 (dS/m) である。電気伝導率が 4 dS/m である場合, 塩濃度は約 38 mmol_c/L となる。

また, 水溶液の水の溶質ポテンシャルと電気伝導率の間には

$$\psi_s = -0.036EC \quad (15.3)$$

という関係がある。ここで EC は dS/m 単位の電気伝導率、 ψ_s は MPa 単位の溶質ポテンシャルである。(15.2) この関係から、電気伝導率が $4 dS/m$ の飽和抽出液の溶質ポテンシャルは $-0.144 MPa$ となる。9.2.3 で説明したように、植物は水ポテンシャルが $-1.5 MPa$ より低い場合には吸水できない。溶質ポテンシャルが $-1.5 MPa$ となる電解質水溶液の電気伝導率は(15.3)式から約 $41.7 dS/m$ である。この値を(15.2)に代入して対応する塩類濃度を計算すると約 $435 mmol/L$ となる。これは海水の約 80% の濃度に相当する。

ここで注意しなければならないのは、飽和抽出液は、実際の土壌の土壌溶液を相当希釈したものになっている点である。飽和抽出時の含水比は 100% 程度と推定される。土壌の含水比は(乾燥地の表層では) $10\sim 20\%$ であろう。この場合、飽和抽出液の電気伝導率が $4 dS/m$ であれば、土壌溶液の溶質ポテンシャルは $-0.7\sim -1.4 MPa$ となる。これらから明らかなように、塩性土壌の第 1 の問題は、土壌溶液の塩濃度が高いために水ポテンシャルが低下し、植物の給水が妨げられることである。

このほか、特定のイオン濃度が相対的に高くなることによる害作用もあると考えられている。特にナトリウムイオン濃度が高くなるとカルシウムイオンの吸収や輸送が阻害され、カルシウム欠乏が誘発されることがある。また、塩化物イオンの濃度が高いと硝酸イオン吸収が阻害されることがある。高濃度の塩化ナトリウムはまた、(リン酸イオン供給能の高い土壌では)リン酸イオンの吸収を促進し、結果としてリンの過剰症を発症することがある。

15.3.4. ソーダ質土壌の問題

土の交換性陽イオンに占めるナトリウムイオンの割合が高くなるとさらに別の問題が発生する。交換性陽イオンの大部分は層状ケイ酸塩鉱物に保持されているが、吸着陽イオンはこす物粒子表面にぴったりくっついておらず、表面からある距離に拡散層を形成して存在している(8.6.2 と図 8.15 参照)。この傾向はナトリウムイオンで大きく、さらに間隙水の塩濃度が低くなるとその傾向はさらに大きくなる。

このような現象のため、土の交換性ナトリウムイオンの割合が大きくなると、吸着体である微細な層状ケイ酸塩鉱物が分散しやすくなる。分散した粒子は浸透水とともに移動して孔隙を閉塞させる(目詰まりさせる)。かんがい水に溶解している塩類のうちナトリウム塩の割合が高い地域で、その水を長期間灌漑に用いると交換性ナトリウムイオンの割合が上昇し、ある限界を超えると粘土粒子が分散して目詰まりを起こし、土壌の透水性が著しく低下する。このような問題は、灌漑水の塩濃度が低く、ナトリウムイオンの割合が高い場合に起こりやすい。したがって、津波や高潮などによって海水を冠水し、吸着ナトリウムイオンの割合が高くなった土壌を修復する場合、低イオン濃度の淡水を灌漑すると、透水性が著しく低下することが起こりうる。このような場合には、石ころのようなカルシウム塩を添加したのち湛水を浸透させ、ナトリウムイオンをカルシウムイオンに交換させながら除塩する必要がある。

15.4. 土壌汚染

15.4.1. 土壌汚染とは

土壌汚染とは、一般には土壌生物、植物そしてヒトに不都合な物質が土壌に混入することと考えることができる。そのように考えると、酸性雨による土壌の酸性化や、前節で述べた塩類の集積も広義の土壌汚染ということになる。しかし普通には、土壌汚染とは、物に有毒な物質うち特定のものの混入に限定される。ここで特定のものというのは、法

律などによって指定された物質である。典型的な土壤汚染物質は、水銀やカドミウムなどの有害重金属、ダイオキシンや農薬などの有害な有機化合物である。

15.4.2. 日本における土壤汚染と土壤汚染対策の歴史

農用地

土壤汚染は日本だけでなく世界的な問題である。しかし日本は土壤汚染による大規模な健康被害を世界に先駆けて体験した「先進国」であり、その歴史を知ることは土壤汚染問題の理解のために有意義である。ただ、土壤汚染に対する対応という点では必ずしも先進的ではなかった。

日本における農用地の土壤汚染の歴史は古く、1600年代には銅などの金属鉱山からの排水が流入する水田で生産された米を食べることによる重金属中毒とみられる症例に関する記述がある。因果関係が明瞭になった大規模土壤汚染の最初のもは、1880年ごろから顕在化した栃木県の渡良瀬川流域水田土壤の銅、カドミウム汚染である。そこでは渡良瀬川上流の足尾銅山からの、銅やカドミウムを含む排水が河川水に混じり、それが灌漑水として用いられることによりこれらが土壤に蓄積した。そしてその水田で栽培されたイネがそれを吸収し、その一部はコメに転流して重金属汚染米が生産され、それを食べたヒトが重金属中毒症を発症した。重金属の全部がコメをはじめとする農作物を介して摂取されたわけではなく、川魚を介する経路もあったと考えられるが、節食量から考えて農作物を介する経路がより重要と考えられる。

また、1920年代には富山県の神通川流域において、コメを介したカドミウム摂取によってイタイタイ病と呼ばれることになる重金属中毒症が発生した。調査の結果、これは神通川上流の三井金属神岡鉱業所由来のカドミウムを含む排水が、水稻栽培の灌漑水として用いられている神通川に混入し、それが水田土壤に蓄積したことが原因であることが明らかにされた。1961年のことである。

さらに、ほぼ時を同じくして宮崎県上臼杵郡高千穂町の土呂久鉱山周辺ではヒ素(亜ヒ酸)による土壤汚染とヒ素中毒症の起こった。ここでは1977年12月までに105人、1989年12月までに140人の認定患者がでたことが報告されている。

これほど大規模ではないが本質的には同様な汚染の事例が、日本各地の鉱山、精錬所などの近くで数多く報告された。このような事例の発覚を契機として土壤汚染が問題視され、主として1960年代以降になって国、学会などによる対策が打ち出された。このうち、日本土壤肥料学会では農地の土壤汚染を深刻なものと受け止め、1971年に第11部門として環境部門を新設し、この問題に関する研究発表の場を整え、シンポジウムなどを開催して大学や農業研究機関による調査研究を奨励した。国は1970年に「農用地の土壤の汚染防止等に関する法律 昭和45年法律第139号」(以下農用地土壤汚染防止法という)を定め、調査と対策を行った。

農用地土壤汚染防止法には特定有害物質として、銅およびその化合物、カドミウムおよびその化合物そしてヒ素およびその化合物が定められた。ここで銅、カドミウム、ヒ素が取り上げられたのは、これらが冒頭で述べた深刻な土壤汚染の原因物質であったこと、その他の事例においても、これらが関与することが多かったからである。

この法律による対策の流れの概略は以下のようなものである。

- ① 都道府県は環境庁の助成を受けて管轄地域の土壤の汚染状況調査を行い汚染地域を特定する。このときの要件は表1に示すようなものである。
- ② 都道府県知事は、調査結果を受けて農用地土壤汚染対策地域の指定を行う。
- ③ 都道府県、市町村はその指定を受けて、公害防止特別地域改良事業等を実施する。
- ④ 都道府県知事は対策の進行状況を見て、十分と判断されれば農用地土壤汚染対策地域の指定の解除を行う。

表 15.1 農用地土壌汚染対策地域の指定要件

特定有害物質	対策地域の指定要件
カドミウムおよびその化合物 (1971年指定)	(1) 米中のカドミウム濃度が 1 mg kg^{-1} 以上であると認められる地域。 (2) (1)の地域の近傍であって、土壌中のカドミウムの量が(1)の地域と同程度以上であり、土性も(1)の地域とおおむね同一であり、米中のカドミウム濃度が 1 mg kg^{-1} 以上となる恐れが著しいと認められる地域。
銅およびその化合物 (1972年指定)	土壌中の銅濃度が 125 mg kg^{-1} (1 mol L^{-1} 塩酸抽出)以上であると認められる地域(田に限る)。
ヒ素およびその化合物 (1975年指定)	土壌中のヒ素濃度が 15 mg kg^{-1} (1 mol L^{-1} 塩酸抽出、その地域の自然条件に特別の事情があり、この値によりがたい場合には都道府県知事が環境庁長官の指示を受けて $10 \sim 20 \text{ mg kg}^{-1}$ の範囲内で定める別の値)以上であると認められる地域(田に限る)。

「農用地の土壌の汚染防止等に関する法律」は単に「土壌汚染防止法」とよばれることが多いが、それは非常に誤解されやすい言い方である。この法律は農用地のみを対象にし、市街地の土壌など土壌一般を対象にしたものではない。しかも、表 1 から明らかなように、農用地とはいうものの、土壌汚染対策指定地域は田に限られている。これは冒頭に紹介したような深刻な土壌汚染の事例が水田に集中していたこと、コメが摂取量から見ても日本人の食糧としては最重要であることのほか、畑を含む全農用地を対象に調査をすることが(経費、調査能力の両方の面で)困難であったことも原因と考えられる。

また上記③にいう公害防止特別地域改良事業等とは具体的には汚染土壌の排土、客土、灌漑水の水源転換のいずれかまたはいくつかの組み合わせを指す。1998年の統計では、基準値以上の汚染が検出された農用地がそれまでの累計で 7140 ha あり、そのうち 6270 ha が土壌汚染対策地域に指定され対策がとられ、指定解除された地域もある。しかし指定地域のうち 1070 ha は未だ対策事業が未完了である(日本学術会議土壌肥料研究連絡委員会, 1999)。このような対策の結果、1970年代以降農用地土の新たな汚染は少なく、ヒトの健康被害につながるような農用地地の面積は縮小した。ここで排土とは、汚染された作土を排除することであり、客土とは非汚染土壌を作土と盛り土(通常は 25 cm 厚)することである。植物根のうち、(養分の)吸収根の 90% 以上は 15 cm 以浅の表層土に分布するので、客土のみが行われた場合でも、作物による汚染物質の吸収は十分に抑制することができる。しかし言うまでもなく、客土は汚染土壌の恒久的な修復対策ではなく、新たな作土の下には汚染土壌が温存されていることから、将来の危険性は排除できない。

農用地以外

農用地以外、の土壌汚染問題の認知は、東京都の日本化学工業小松川工場から排出され、都内に投棄された六価クロム銻さいによる健康被害が判明したことが契機となっている。このため、1976年に廃棄物の処理および清掃に関する法律の一部改正によって、廃棄物の最終処分基準が整備され、廃棄物による環境汚染の未然防止が図られた。しかしその後も廃棄物の不適当な処分による土壌や地下水の汚染が相次いで判明したことから、市街地の土壌汚染に対しても次のような対策が講じられるようになった。

1988年) 水質汚濁防止法を改正して汚水の地下浸透を禁止し、地下水水質の常時監視を開始。

- 1991 年) 土壤環境基準(土壤の汚染状態の有無を判断する基準および改善対策を講ずる際の目標)の設定 (土壤環境基準については 15.4.4 参照) .
- 1994 年) 土壤環境基準に, 有機塩素化合物など 15 項目を追加し 25 項目とした. また, 土壤・地下水汚染の調査・対策指針を策定した.
- 1995 年) 土壤環境保全懇談会の中間報告.
- 1996 年) 水質汚濁防止法を改正し, 特定事業所が地下水汚染の汚染源であった場合に汚染地下水の改善を命令できるようにした.

このような対策によって行われるようになった調査の結果, 市街地における土壤汚染が次々と判明, 把握されるようになった.

図 1 は汚染の判明件数の推移を, 表 2 は 1994 年までに判明した汚染事例 232 件における汚染物質別の事例の割合を示す(川村, 1996). このように, 環境基準が整備され, 調査の機会が増したことにより, 土壤汚染の事例は着実に増加している. この急増は, 新たな汚染が引き起こされたというよりも, 過去に起こった汚染が発覚したためと考えるのが適当であろう.

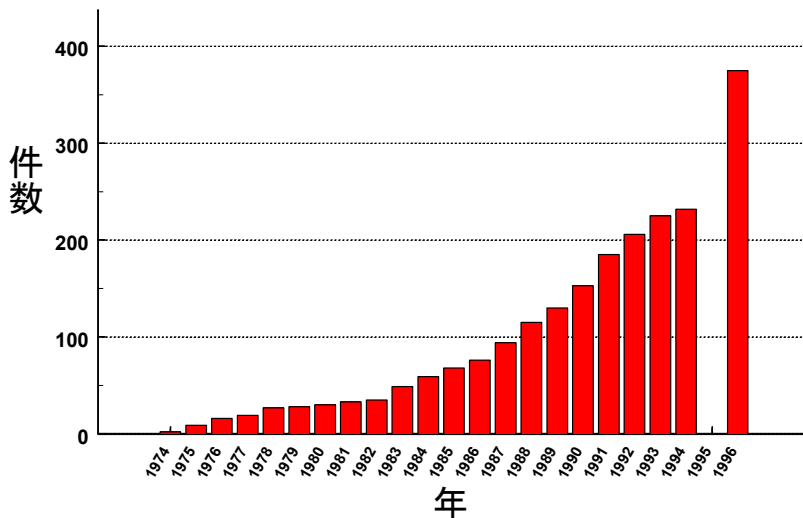


図 15.5 土壤汚染の累積判明件数の推移

汚染物質の内訳を見ると, 鉛, 六価クロムやシアンなどの重金属をはじめとする無機物が 60%以上を占め, 残りの大部分は溶剤として用いられる有機塩素化合物であった(表 15.2). 物質別の汚染事例数を合計すると, 232 件を上回るが, これは複合汚染が相当あったためである. またこれらの物質による汚染の 60%は金属製品, 化成品などの製造業であった.

これら市街地の土汚染のかなりの部分は, 地下水汚染を契機として発覚している. この時代には土の汚染に対処するための法律はなかったので, 主として水質汚濁防止法を利用する形で, それが困難な事例に対しては行政指導という形で個別の対策が行われた. そして, 汚染事例の増加をうけ, 1991 年にやっと土の汚染に関する環境基準が定められ, その後はこの基準に従って調査が行われるようになった. 1991 年の土の環境基準では 10 項目が指定されていたが, 1994 年には 15 項目の追加指定が行われて合計 25 項目になった. そしてその後, 土の汚染の発覚件数は急増した. 発覚した汚染に対しては, 1994 年に出された環境庁の指針(重金属などに係る土壤汚染調査・対策

指針および有機塩素系化合物などに係る土壌・地下水汚染調査・対策暫定指針) にしたがって調査, 対策が行われた (表 15.3) .

表 15.2 1994 年までに判明した土壌汚染における汚染物質の内訳

物質	件数	割合/%
鉛	54	13
六価クロム	46	11
水銀	42	10
カドミウム	36	9
砒素	28	7
シアン	23	5
PCB	19	5
PCE	47	11
TCE	44	11
1,1,1-トリクロロエタン	18	4
亜鉛	22	5
油分	12	3
その他	28	7

表 15.3 土壌汚染に対してとられた対策の種類

対策の種類	1992 年 件数	1994 年 件数	1996 年 件数
封じ込め (遮断工, 遮水工)	59	69	85
飛散防止 (覆土工, 植栽工, 舗装工)	45	62	84
吸引等 (土壌ガス, 地下水揚水, 低温加熱)	11	45	98
固化・不溶化 (化学的不溶化, セメント固化, その他)	39	44	90
現場外処理 (焼却, 埋め立て処分)	66	98	150

15.4.3. 土壌汚染対策法の整備

農用地の土壌汚染に対しては「農用地の土壌の汚染防止等に関する法律」によって, その他の土壌に対しては水質汚濁防止法や, 土壌環境基準に基づく行政指導などによって対応してきた。しかし, 土壌汚染件数の大幅な増加, 有害物質を扱う事業所跡地における非常に高濃度の汚染の発覚などが相次ぎ, 地下水汚染を通じてのみならず, 汚染土壌の直接摂取による健康被害の可能性のある事例すら表れてきた。このため, 調査対策の実効を上げるには, 包括的な法律の必要性が認識され, 土壌全般の汚染対策の基礎となる「土壌汚染対策法」が 2002 年の第 154 回通常国会に上程され, 2002 年 5 月に土壌汚染対策法が制定・交付された。この法律は 2003 年 2 月 15 日より施行されることになった。その後 7 年間の施工を経て一部改正され, 2010 年 4 月から改正法が施工されている。

この法律は, 土壌汚染が水質汚濁や汚染土壌の直接摂取などを通じてヒトの健康被害を引き起こすことを防止す

ることを目的としたものである。大気汚染や水質汚濁を規制するための法律は、1970年代に成立施工されたのに比較すると、土壌汚染に関する法律の整備は非常に遅い。これには、土壌という対照の特殊性によるものである。最も大きく異なるのは移動性である。大気や水は絶えず流動しており同じところにとどまることはない。湖沼の水の場合でも降水や河川からの流入によって供給されると同時に、河川、地下水へ流出したり蒸発によって大気へ循環したりする。ところが土壌の場合には、風食や水食による移動はあるがその相対的な量はわずかであり、基本的に、一般的な自然現象による移動の程度は非常に小さい。土壌汚染防止と対策に関する包括的な法律の整備が難しかった理由は究極的にはこの事実によるように思われる。

移動性の低さの故に、土壌は大気や水とは異なって公共財ではない。大気に私有権が及ばないのは明らかである。水の場合には大気とはやや事情が異なる面もあるが、地球上の海水、および河川水、地下水などの地下水の大部分は大気と同様に公共財である。「水利権」は存在するが、それは水を利用する権利であり、水塊そのものの所有権とは異なる。私有地を流れる小河川は私有財産でありうるが、その場合でも、私有されているのは陸水の流下機構としての河川であり、そこを流れる水が私有されているわけではない。この公共財としての性質は大気、水が非常に流動的であることによるのは明らかである。これに対して土壌は、土地の表層部を構成する物質集合体に対する総称であり、土地の一部をなす構成要素として明らかに所有の対象である。私有財の汚染は、それが第3者に対して何らかの被害を引き起こさない限り公的な規制の対象とはなりにくい。土壌汚染に対する法的規制が遅れたのはこれが大きな理由のひとつであると思われる。

15.4.4. 土壌汚染対策法における土壌汚染の定義

現在の土壌汚染対策法では、25の物質（群）が土壌汚染物質として指定されている。土壌汚染のヒトへの健康被害は地下水汚染を通じて起こることが多いことから、汚染の基準は、土壌に含まれる物質の全量ではなく、水への溶出傾向によって定められている。具体的には、採取して風乾し、2 mm のふるいを通じた部分（風乾細土）1に対して10倍の純水を添加して6時間振とうしたのちろ過して抽出液を得、その中の指定物質の濃度を測定する。その濃度が表15.4に示す濃度を超える場合には汚染土と判定される。この基準は土壌溶出量基準とよばれる。

また、9物質については酸またはアルカリ溶液に溶出しうる物質の含量が指定され（表15.4）、その含有量を超えると汚染土と判定される。この基準は土壌含有量基準とよばれている。この基準は、飛散した土壌を吸引したり、手に付着した土壌を摂食したりすることによる健康被害の可能性を考慮して決められたものである。そのため、全含有量ではなく、胃（強酸性）や腸（弱アルカリ性）を想定した溶液に溶出しうる画分の含有量によって定められている。具体的には、風乾細土6gに対して200 mLの抽出液を加え、2時間振とうしたのちろ過してろ液を得、その中の指定物質濃度を測定し、それを土1kgあたりの溶出量に換算した値を用いて判定する。抽出液は、カドミウム、水銀、セレン、鉛、ヒ素、フッ素およびホウ素については1 mol/Lの塩酸、六価クロムについては0.005 mol/L炭酸ナトリウム-0.01 mol/L炭酸水素ナトリウムの混合溶液である。シアンについては、風乾細土5~10gに水250 mLを加えて水蒸気蒸留するという方法が指定されている。

表 15.4 土壤汚染対策法における特定有害物質の種類と土壤環境基準

	物質の種類	土壤溶出量基準	土壤含有量基準
第一種	四塩化炭素	検液 1 L につき 0.002mg 以下であること	
	1,2- ジクロロエタン	検液 1 L につき 0.004mg 以下であること	
	1,1- ジクロロエチレン	検液 1 L につき 0.1mg 以下であること	
	シス -1,2- ジクロロエチレン	検液 1 L につき 0.04mg 以下であること	
	1,3- ジクロロプロペン	検液 1 L につき 0.002mg 以下であること	
	ジクロロメタン	検液 1 L につき 0.02mg 以下であること	
	テトラクロロエチレン	検液 1 L につき 0.01mg 以下であること	
	1,1,1- トリクロロエタン	検液 1 L につき 1 mg 以下であること	
	1,1,2- トリクロロエタン	検液 1 L につき 0.006mg 以下であること	
	トリクロロエチレン	検液 1 L につき 0.03mg 以下であること	
	ベンゼン	検液 1 L につき 0.01mg 以下であること	
第二種	カドミウム及びその化合物	検液 1 L につきカドミウム 0.01mg 以下であること	土壤 1 kg につきカドミウム
	六価クロム化合物	検液 1 L につき六価クロム 0.05mg 以下であること	150mg 以下であること
	シアン化合物	検液中にシアンが検出されないこと	土壤 1 kg につき六価クロム
	水銀及びその化合物	検液 1 L につき水銀 0.0005mg 以下であり、	250mg 以下であること
	セレン及びその化合物	かつ、検液中にアルキル水銀が検出されないこと	土壤 1 kg につき
	鉛及びその化合物	検液 1 L につきセレン 0.01mg 以下であること	遊離シアン 50mg 以下であること
	砒素及びその化合物	検液 1 L につき鉛 0.01mg 以下であること	土壤 1 kg につき水銀 1.5mg 以下であること
	ふっ素及びその化合物	検液 1 L につき砒素 0.01mg 以下であること	土壤 1 kg につきセレン 150mg 以下であること
第三種	ほう素及びその化合物	検液 1 L につきほう素 0.8mg 以下であること	土壤 1 kg につき鉛 150mg 以下であること
	シマジン	検液 1 L につきほう素 1mg 以下であること	
	チオベンカルブ	検液 1 L につき 0.003mg 以下であること	
	チウラム	検液 1 L につき 0.02mg 以下であること	
	ポリ塩化ビフェニル (PCB)	検液 1 L につき 0.006mg 以下であること	
	有機りん化合物	検液中に検出されないこと	

15.4.5. 土壤汚染対策法の仕組み

土壤汚染対策法においては、土壤の移動性が小さいことや土地の大部分が私有財産であることを考慮して、土壤汚染調査義務については非常に限定的である。土壤汚染調査を行う義務が生ずるのは、

- 1) 表 15.4 に示す特定有害物質を使用している施設（工場，作業所，学校等）の使用を廃止する場合。
- 2) 3000 m² 以上の土地の形質変更の場合，土壤汚染の恐れがあると都道府県知事が認める場合。
- 3) 施設周辺の井戸から基準を超える有害物質が検出されるなど，土壤汚染により健康被害が生ずると都道府県

知事が認める場合、

これらの調査によって汚染が発覚した場合には、その結果を都道府県知事等に届け出る必要がある。この場合、汚染土による地下水汚染や、汚染土の直接接種などによる健康被害が予想されるような場合には、都道府県知事等が汚染の除去などの措置を指示する。また、土地の形質変更が原則的に禁止される。何らかの対策の結果、汚染が除去された場合には、指定が解除される。

この他、調査義務はないが、土地取引を契機とした自主調査によって汚染が発覚した、土地の所有者が希望すれば、都道府県知事に対して汚染区域として指定するよう申請することができる。

15.4.6. 土壌汚染対策技術

掘削除去

現在でも最もよく適用される方法である。文字通り、汚染サイトから汚染土を掘削し、廃棄物処分場に搬入することを指す。第 2 種特定有害物質（重金属類）に対して用いられることが多い。高レベル汚染土の場合には、運搬中の汚染土の飛散が起こりうることから、事前に届け出る必要があり、管理票の作成・保存も義務づけられている。汚染サイトからみれば汚染の除去ともいえるが、単なる汚染の移転に過ぎないという面もある。

封じ込め

汚染土の周囲をコンクリートや金属などの遮水壁で囲むことにより、汚染土内での水移動とそれによる地下水の汚染を阻止する技術である。土壌表面をアスファルトやコンクリートで覆うことによって、飛散と飛散した汚染土の直接摂取を防ぐ方法もある。汚染土の表面に非汚染土を客土する方法も用いられている。

生物学的除去技術（バイオレメディエーション）

第 1 種特定有害物質に対して用いられている方法である。揮発性有機塩素化合物や農薬などは土壌微生物の炭素源として（ある程度）利用される。このことを利用して、土壌に窒素やリンなどの栄養源を投入して土壌微生物の活動を活発化させ、有害物質を分解除去する技術である。主として無機栄養や生育促進物質を投入して土着微生物の活動を活発化させるバイオスティミュレーションと、外部から高機能の微生物を接種するバイオオーギュメンテーションに分けられる。揮発性有機塩素化合物による汚染に対する対策としてよく利用されている。

非生物学的除去技術

揮発性有機化合物に対しては、その揮発性を利用し、汚染サイトに掘った井戸の内部を減圧することによって汚染地盤内の物質の揮発を促進させ、吸引除去する方法。真空ポンプで吸引された物質は活性炭などに吸着させて捕集する。

重金属類に対しては、土壌洗浄法という方法が適用されている。これは汚染土に水を加えて攪拌して土粒子の集合体を破壊し、細粒画分を分離除去する方法である。重金属類は土壌の細粒物質に吸着されて存在するので、細粒画分を除去すれば重金属類の含有量を大幅に低下させることができる。ただしこの方法は粘土やシルト含量の低い土にしか適用できない。

開発途上の方法

汚染土に直流電圧を印加し、イオン性の有害物質を電気泳動によって電極近傍に移動させて除去する技術が研究されている。また、ハイパーアキュムレーターとよばれる、特定の物質を吸收集積する性質のある植物を植栽することによって、土壌中の有害物質を除去する方法も研究されている。

15.5.

- 1) 土壤侵食のタイプとその環境影響を簡潔にまとめなさい。
- 2) ある土の有機体窒素の垂直分布が図 15.4 (右) に示す通りであった。この土 1 ha の表土 20 cm が浸食によって喪失した。この侵食に伴う窒素の損失量を計算しなさい。ただし、土の乾燥密度は 1.00 kg/L であった。また、この損失窒素量は硫酸アンモニウム何 kg に相当するか計算しなさい。
- 3) 農地からの流出土が堆積した湖において、夏季に湖水のリン濃度が上昇し、その結果として水草などの異常繁殖が起こることがある。リン濃度上昇の機構を説明しなさい。
- 4) 地下水の汚染は、土壤汚染が原因となることが多い。しかし、地下水汚染物質の大半は有機塩素化合物やヒ酸などの陰イオンであり、鉛やカドミウムであることはほとんどない。その理由を推察しなさい。

15.6. 文献

- 川村和彦 (1996) 土壤汚染対策の現状と課題. 環境研究 **104**, 26-36.
- Kinnel, P. I. A. , Huang, C. -H., Norton, D. L., Zheng, F. L. (2001) Comments on “vertical hydraulic gradient and run-on water and sesiment effects on erosion processes and sediment regimes” Soil Sci. Soc. Am. J. **65**, 953-956.
- Knops, J. M. H., Bradley, K. L. (2009) Soil carbon and nitrogen accumulation and vertical distribution across a 74-year chronosequence. Soil Sci. Soc. Am. J. **73**, 2096-2104.
- Marion, G. M., Babcock, K. L. (1976) Predicting specific conductance and salt concentration in dilute aqueous solutions. Soil Sci. **122**, 181-187.
- Montgomery, D. R. (2007) Dirt: Erosion of Civilizations, University of Calofornia Press (日本語版 土の文明史, 築地書館, 2010) .
- Wakatsuki, T., Rasyisin, A. (1992) Rates of weathering and soil formation. Geoderma 52, 251-263.