

インドネシア南スマトラ州における アカシア・マンギウム産業植林が土壤に及ぼす影響

山下尚之^{*1}・太田誠一^{*2}・ハルジョノ・アリスマン^{*3}

はじめに

東南アジアの熱帯多雨林地帯では商業的森林伐採-焼畑や農園開発などによる植生の変容が急速に進んでいる。このことは植生だけの問題にとどまらず、土壤の理化学的な性質にも著しい変化をもたらすと推察される。しかしながら、一般に土壤変化の観測には様々な困難が伴う為、その実態の解明は植生に比べ遅れている。特に東南アジア地域では、研究が先行している中南米に比べていまだ不明な点が多い。

もともと、東南アジアの熱帯多雨林地帯はフタバガキ科の森林（低地フタバガキ科林）で覆われており、その一部は伝統的な焼畑（火入れによる耕作と適度な休閑）によって利用されてきた。20世紀半ば以降、商業伐採にともなう森林の一次・二次劣化が進行し、特にインドネシアのスマトラやカリマンタンの多くの地域で「最終的な劣化形態」とも言われるチガヤ草原が拡大した。1980年代以降、チガヤ草原が拡大した地域では早生樹種によるパルプ材の産業植林がおこなわれるようになり、その面積が急速に拡大して現在に至っている。つまり、こうした地域の一部では、この1世紀の間に森林→草地→森林という少なくとも2度の大規模な植生の変容が生じていたと考えられる。インドネシアの例では、単一樹種による産業植林地は987万haに達し、全国土の約5.4%、全森林の約9.4%を占める¹⁾。

熱帯多雨林のチガヤ草原への転換は、樹木が消失することによる植物の吸収プロセスの縮小や、火入れを伴うことによる森林バイオマス中に蓄積した元素類（特にNa, K, Ca, Mg等）の土壤への流入をもたらす。逆にチガヤ草原から植林地への転換は、吸収プロセスの急速な増大によって土壤からバイオマス中への元素類の急速な移行・蓄積を誘引する可能性がある^{2,3)}。例えばCa²⁺やMg²⁺が根に取り込まれると、それぞれ2molのプロトンが土壤溶液中に放出されるために土壤pHの低下（酸性化）が進行する。すなわち、こうした植生の変容は土壤中の塩基蓄積量を大きく変動させると同時に、pHの急激な変化を通じて土壤中の生物・化学環境に強い影響を及ぼすと考えられる。

こうした仮説は以前から指摘されてきたものの、古くから天然林の牧草地化が問題視されてきた南米を除けばその検証はあまり進んでいない。そもそも、早生樹植林を含む産業目的の植林は90年代から本格的に拡大しており⁴⁾、その土壤への影響評価はまだ不十分である。筆者らは典型的なチガヤ草原への産業植林が実施されている南スマトラ州においてこの仮説の検証を試みたので、本記事で紹介する。なお、本記事の内容はこれまでに公表された論文⁵⁾をもとにしている。

二次林、草地、植林地における土壤採取

調査はインドネシア共和国南スマトラ州に位置す

Naoyuki Yamashita, Seiichi Ohta, Arisman Hardjono: Soil Changes Induced by *Acacia mangium* Plantation Establishment in South Sumatra, Indonesia

^{*1} (財)アジア大気汚染研究センター, ^{*2} 京都大学大学院農学研究科, ^{*3} Musi Hutan Persada 社

るアカシア植林地 (3°00' ~ 4°00'S, 103°00' ~ 104°30'E) で実施した (図1)。この地域には約19万 ha のアカシア植林地が海拔60 ~ 200 m の丘陵地に造成されている。調査地の年平均気温は29°C, 年間降水量は2,520 mm で, 降雨は弱い季節性を伴い, 6月から9月までは少雨期, 11月から4月までは多雨期で, 気候区はケッペンの気候区分による Af (熱帯雨林気候区) に属する。地質は砂岩, 泥岩, 粘土岩の互層から成る第三紀の堆積岩である。土壌は Vetit-hyperdystric Acrisol に分類された。粘土含量は表層部では22%, 深さ150 cm では56%であり, pH_{H_2O} は全深度で pH_{KCl} を上回っていた。pH 7.0 の酢酸アンモニウムを用いた陽イオン交換容量 (CEC) は B 層で $7 \sim 14 \text{ cmol}_{(+) } \text{ kg}^{-1}$, 有効陽イオン交換容量 (ECEC) は B 層で $3.5 \sim 4.5 \text{ cmol}_{(+) } \text{ kg}^{-1}$ であった。ECEC に占めるカルシウム等の交換性塩基量の割合 (塩基飽和度) は深度方向へ低下したが, 表層においても12%と低かった。

この地域では低地フタバガキ科林 (天然林) はほぼ失われているが, チガヤ草原と二次林が植林地の域内に散在しており, ほとんどの二次林は焼畑休閑

林であった。また, 現地での聞き取りから二次林の休閑年数は20 ~ 30年であった。チガヤ草原は天然林や二次林での森林火災⁶⁾, 略奪的な焼畑と放牧等の度重なるかく乱によって南スマトラに拡大してきた⁷⁾。本地域でのアカシア・マンギウム (*Accacia mangium*) 植林は1980年代初頭から本格的に始まり, ほとんどの場合でチガヤ草原を機械耕耘によって地拵えした後に植林が行われた。植林地はパルプ生産を目的として6 ~ 8年間のローテーションで経営されている。筆者らは10林分の8年生アカシア植林地, 10林分の二次林, 8カ所のチガヤ草原の計28地点において深さ30 cm までの土壌を採取し, 土壌理化学性の植生間比較を行った。

植生変容に伴う土壌 pH の変化

アカシア植林地と二次林の土壌 pH は全ての深度においてチガヤ草原よりも有意に低く, その植生間差は0 ~ 5 cm で約1.0, 25 ~ 30 cm で約0.5に達していた (図2a)。交換性塩基濃度にも有意な植生間差が見られ, アカシア植林地と二次林の交換性 $\text{Ca}^{2+} \cdot \text{Mg}^{2+}$ 濃度はチガヤ草原よりも有意に低く, その差は0 ~ 10 cm の表層部で特に大きかった (図2c, 2d)。さらに, 植生間での pH 断面分布の傾向の違いから, 植生変容による土壌変化の様子を推察できた。森林植生 (二次林とアカシア植林地) の表層 pH は下層よりも酸性であったが, これは根系が多く分布する表層付近で樹木吸収によって塩基類濃度 (交換性 $\text{K}^+, \text{Ca}^{2+}, \text{Mg}^{2+}$) が低下したことに加え, 新鮮なリターが絶えず投入されることで有機酸が発現したことがその一因であったと考えられる。森林植生にみられた pH の値と断面分布の特徴は東カリマンタンの Acrisol 地帯に成立する低地フタバガキ科林とほぼ同様の傾向を示しており⁸⁾, 二次林やアカシア植林地の土壌が天然林と似た化学的特徴を有していたことを示唆していた。一方, チガヤ草原の表層 pH は下層より高かったが, 塩基類が吸収されずに蓄積することと, リター層が減少することで有機酸が発現しにくくなることがその一因と考えられた。さらに, チガヤ草原で頻繁に発生する野火

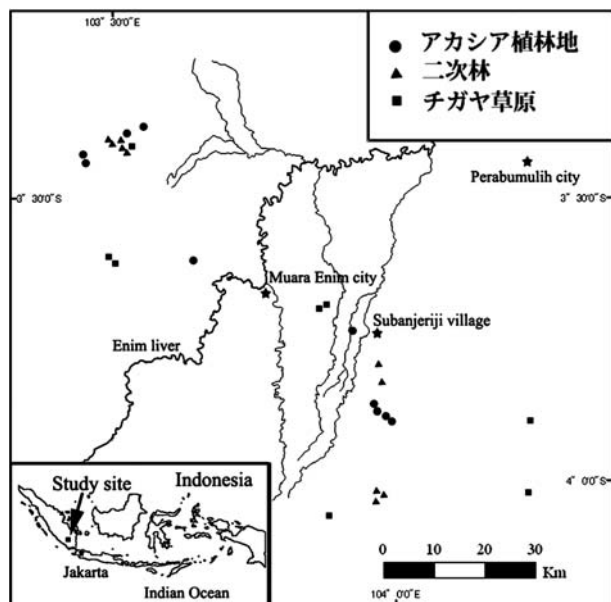


図1 調査地の位置と土壌採取地点の分布

や表層に多く分布する地下部バイオマスからの有機物供給^{9,10})によって塩基類のフラックスが拡大したことが表層 pH の上昇に寄与していたと推察される。したがって、pH と交換性塩基濃度にみられた有意な植生間差と断面分布の特徴は、スマトラ南部の丘陵地にける森林から草原への変容が交換性塩基濃度の増加と pH の上昇をもたらした、さらに草原が森林化することで交換性塩基濃度の減少とともに pH の低下（酸性化）が起こる可能性を示唆している。このことは、周囲の森林に比べて貧栄養であったフィリピンのチガヤ草原土壌の特徴¹¹)と大きく性格を異にしていた。

植生変容に伴う交換性塩基プールの変化

断面分布の形状に見られた土壌化学性の植生間の違いをさらに定量的に吟味するため、0～30 cm における交換性塩基プール (kg ha⁻¹ で示される蓄積

量) を算出してその植生間差を検証した。一般に土壌の性質は気候・地質 (母材)・地形の影響を受けるため、リージョナルレベルで土壌による植生影響を評価するには細心の注意を要する。そこで本調査では、土壌化学性に対する母材の影響を明らかにするため、土壌における粒径組成の違い (粘土・シルト・砂含量) を利用した。粒径組成は比較的短期間では植生や土地利用の影響を受けないため、比較対照とする土壌母材特が類似しているかどうかの良好な指標となる³)。Acrisols を含む熱帯土壌では一般的に粘土量の多い土壌ほど交換性塩基の保持能力を示す CEC も高い。CEC が高い土壌では CEC が低い土壌に比べてより多くの塩基類を蓄積していると推定される。この植生間比較には共分散分析 (ANCOVA) モデルを用いた解析を行い、粘土量を交換性塩基プールの共変量として用いることで、粘土量による地点間差を考慮したうえでの植生間差

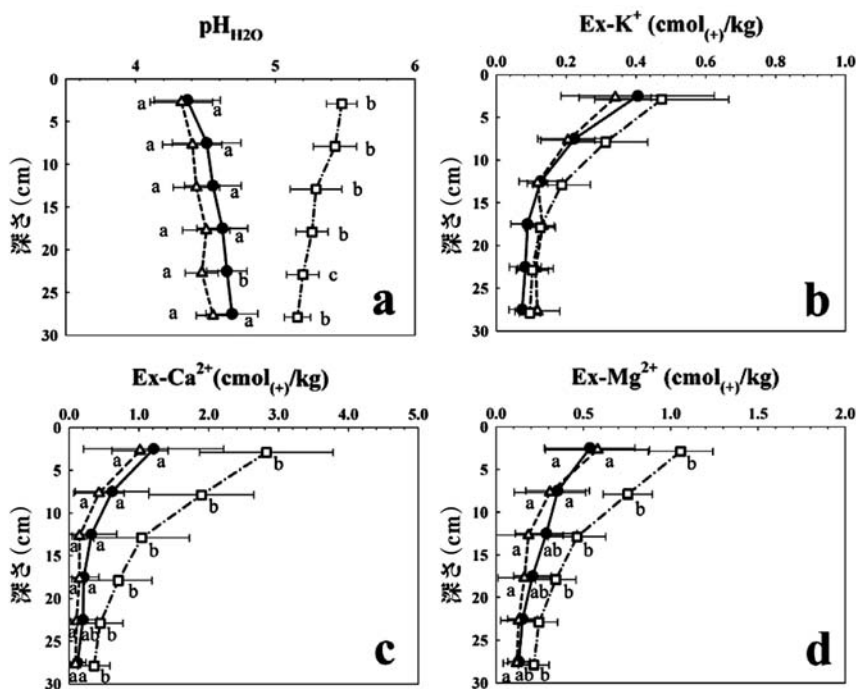


図 2 二次林 (△), チガヤ草原 (□), アカシア植林地 (●) 土壌における a) pH, b) 交換性 K⁺, c) 交換性 Ca²⁺, d) 交換性 Mg²⁺濃度の植生間比較 (各深度のアルファベットは植生間の有意差を示す p < 0.05)

を検定した。

図3に粘土量と交換性Ca, 交換性Mgプールの散布図を示した。図中の直線は推定されたANCOVAモデルを示している。図から明らかなように、どの植生においても粘土量は交換性Ca²⁺やMg²⁺の有意な規定要因であった。粘土量が同じ時、チガヤ草原土壌の交換性塩基プールは二次林やアカシア植林地土壌のプールより明らかに大きく、チガヤ草原と二次林、アカシア植林地の間では交換性塩基プールの大きさは明らかに違っていた。ANCOVAによって調整されたアカシア植林地の0~30cmにおける平均プールは交換性Caが249kg ha⁻¹, 交換性Mgが102kg ha⁻¹であったのに対し、チガヤ草原ではそれぞれ756kg ha⁻¹, 200kg ha⁻¹であり、その植生間差はCaで約500kg ha⁻¹, Mgで約100kg ha⁻¹であった。この結果により、粘土量に代表される土壌母材の違いを考慮に入れても、アカシア植林地と二次林の0~30cm土壌における交換性Caと交換性Mgの全蓄積量はチガヤ草原より有意に低かったことが示された。

すなわち、交換性Caと交換性Mgプールの植生間差は植生変容に起因するものであると結論されるとともに、土壌pHの大きな差が植生変容によってもたらされた交換性CaやMgプールの差に起因するものであることが示された。こうした植生変容に伴う土壌pHと交換性塩基プールの変化は東南アジ

アの他地域や新熱帯区における森林植生（天然林、二次林、植林地）や草地植生（牧草地、チガヤに代表される劣化草原）の生態系でも観測されている（表1）。

植生変容に伴う土壌 - 植生間での物質移動

これまで述べてきたように、土壌中の交換性塩基プールの植生間差は、植生の変容に伴う土壌 - 植生間の塩基類の移行・蓄積が原因と考えられる。この仮説の検証をさらに進めるため、チガヤ草原とアカシア植林地の土壌とバイオマスにおける元素プールの分布（配分）を推定した。二次林はバイオマス測定が困難であったため、この推定から除いた。対象元素にはCaとMgを選択した。

アカシア植林地のバイオマスは、土壌を採取した10林分での毎木調査によるDBHを同調査地で算出された相対成長式¹⁶⁾に適用することで求めた。さらに、バイオマスに樹体中の養分濃度¹⁷⁾(Ca:0.24%, Mg:0.02%)を乗じることで地上部バイオマス中の塩基プールとした。一方、チガヤ草原のバイオマスは同地域の4地点で1m×1mのコドラートを複数用いた全量刈り取り法によって計測した。刈り取った植物試料のCaとMg濃度を測定し、バイオマスを乗じてチガヤ草原における地上部バイオマス中の元素プールとした。土壌中の交換性Ca, 交換性Mgプールには、既に述べたANCOVAモデル

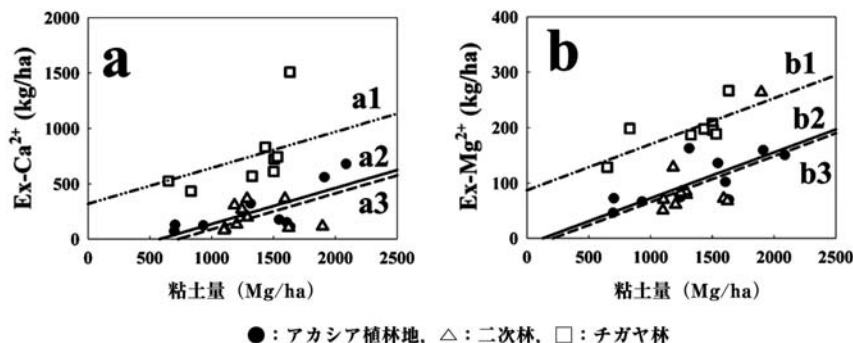


図3 a) 各植生の交換性Ca²⁺蓄積量と粘土量(0-30cm)の散布図と、ANCOVAモデル(a1, Y = 319.1 + 0.325 (CLAY); a2, Y = -188.1 + 0.325 (CLAY); a3, Y = -236.6 + 0.325 (CLAY)). b) 各植生の交換性Mg²⁺蓄積量と粘土量(0-30cm)の散布図と、ANCOVAモデル(b1, Y = 86.929 + 0.083 (CLAY); b2, Y = -10.735 + 0.083 (CLAY); b3, Y = -17.515 + 0.083 (CLAY)).

によって調整された平均値を用いた。バイオマス中の元素プールは各元素の全量であるのに対し、土壌中の元素プールは全量ではなく交換態のプールである。これは、土壌で鉱物中に取り込まれて不動化している Ca や Mg は実質的に植物による利用は不可能であり、この仮説においては無視できると考えられるためである。

この推定結果を図 4 に模式的に示した。チガヤ草原の土壌-植生系では Ca と Mg はほとんどが土壌中に存在していた（それぞれ 99.8% と 98.7%）が、アカシア植林地の土壌-植生系では Ca の 3 分の 2 近く（65.7%）、Mg の 3 分の 1 近く（29.8%）が地上部の植物バイオマス中に存在していた。土壌-植生系に蓄積される Ca の合計量はチガヤ草原で 758 kg ha⁻¹、アカシア植林地で 726 kg ha⁻¹ と両植生でほぼ等しかった。一方、Mg の合計量はチガヤ草原で 203 kg ha⁻¹、アカシア植林地で 145 kg ha⁻¹ であり、アカシア植林地よりもチガヤ草原の土壌-植生系に蓄積される量がやや大きかった。

以上の推定により、チガヤ草原からアカシア植林地への転換にともなって土壌中の植物に利用可能な Ca と Mg が吸収によって植物バイオマス中に移行・蓄積したことが示唆された。両植生において土壌-植生系に蓄積されている合計量が特に Ca に関してほとんど変わらなかったという結果は、植生の転換を経ても土壌-植生系への降雨による塩基類の流入と土壌-植生系からの溶脱のバランスが保たれ、土壌から植生への塩基類の移行・蓄積が生じていたことを支持している。この土壌-植生系における塩基類の移動が、図 2a にみられたような植生間の土壌 pH の顕著な差をもたらしたと考えられる。

おわりに

アカシアの樹体中に蓄積された Ca や Mg は、収穫に伴って土壌-植生系の外へ持ち出される。残材として林内へ還元される割合 (Ca:42%, Mg:65%)¹⁸⁾ を考慮すると、8 年の植林の後に収穫によって持ち出される量は Ca で 275 kg ha⁻¹、Mg

表 1 他地域における植生の変容に伴う交換性 Ca²⁺プール（または濃度）の変化

文献	深度 (cm)	単位	天然林	二次林	草地	植林地	土壌種	国・地域
Montagnini, 1995 ¹³⁾	0-5	Kg ha ⁻¹	132 (n=1)	216 (n=1)	-	49.2-161 (7 樹種 14-15yr)	Oxisol	コスタリカ
Ohta, 2000 ⁸⁾	0-20	Kg ha ⁻¹	110 a (n=20)	110 a (n=28)	280 b (n=23) (チガヤ)	-	Acrisol	東カリマンタン (インドネシア)
Scott 1978 (cited by Jordan, 1985) ¹²⁾	0-50	Kg ha ⁻¹	600 (n=1)	1500 (n=1) (25-30yr)	3500 (n=1) (チガヤ)	-	Unknown	ペルー
Chijicke 1980 (cited by Sanchez, 1985) ³⁾	0-10	cmol _c Kg ⁻¹	1.51	-	7.53 (皆伐後)	4.02 (Gmelina arborea, 13yr)	Alfisol	ナイジェリア
Reiners, 1994 ¹⁴⁾	topsoil	cmol _c Kg ⁻¹	0.3-0.8 (n=3)	0.2-1.1 (n=3)	0.7-1.2 (n=3) (牧草地)	-	Inceptisol Ultisol	コスタリカ
McGrath, 2001 ¹⁵⁾	0-20	cmol _c Kg ⁻¹	0.4 a (n=28)	1.3 b (n=9) (25yr)	3.0 c (n=21) (牧草地)	1.4 b (n=7)	Oxisols	アマゾン (ブラジル)
本調査	0-30	Kg ha ⁻¹	-	203 a (n=10) (20-30yr)	756 b (n=9) (チガヤ)	249 a (n=10) (Acacia mangium, 8yr)	Acrisol	南スマトラ (インドネシア)

植生変容の形態には火災、火入れ、伐開、牧草地化や試験植林、産業植林など様々な状況が含まれる。土壌の分類には WRB と Soil taxonomy が含まれる。植生間の有意差検定が行われている場合、アルファベット (a, b, c) を付した。

では 15 kg ha^{-1} と推定される。Ca に関して言えば、これは土壤-植生系のプール (図 4) と比較しても決して無視できない規模である。一方、Acrisols では岩石風化による塩基類の供給は短期間ではほとんど望めないため、熱帯における主な元素インプットのソースは大気沈着となる。例えば、本調査地より約 350 km 南東に離れたジャワ島西端の観測点 (Serpong) における湿性の Ca 沈着量は $4.7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ (2004 ~ 2008 年の平均¹⁹⁾) であった。これによれば、植林期間 8 年における沈着量は 37.6 kg ha^{-1} にすぎず、収穫による持ち出しを明らかに下回っていた。

ここで、単純な予測を試みた。仮に、上に述べた大気沈着と収穫による持ち出しが 2 回目以降の植林においても続くとすれば、収穫後土壤の Ca・Mg プールは、「植林前土壤のプール - 収穫量 + 残材から土壤への還元量 + 期間中の大気沈着」によって推定できる。本調査で得られた 1 回目植林後の Ca・Mg プールを初期値としてこれを計算した結果、Ca プールは 3 回目の収穫後 (16 年後) に、Mg プールは 17 回目の収穫後 (128 年後) に負の値となり、土壤から樹体への供給が十分に維持できなくなると推察された。したがって、早生樹植林にか

かる持続的な森林管理には、残材の林地への還元率の増加や植林期間の延長による大気沈着の十分な確保といった「土壤-植生系内での養分保存的な施業」を、適切な施肥と合わせて実践していく必要があると考えられた。これは、伐期齢が少なくとも数十年 (約 40 ~ 100 年) で大気沈着の寄与が大きく、また風化による母材からの塩基類の供給が望める温帯や亜寒帯での施業と大きく異なる点であるといえる。

最後に、本研究を進めるにあたって多大なご協力をいただいた、MHP 社のサイフディン氏をはじめとする多くのスタッフの皆様、ボゴール農科大学のチェチェブ博士と研究室の皆様に感謝申し上げます。

〔引用文献〕 1) FAO (2003) State Of Forestry in Asia and the Pacific -Status, Changes, and Trends 2) Binkley D *et al.* (1987) *Advances in Ecological Research* 16:1-51. 3) Sanchez PA (1985) In: Cannell M *et al.* eds. *Attributes of trees as crop plants*. 327-358. 4) Cossalter and Pye-Smith 2003 In: *Fast-Wood Forestry-Myths and realities-*. 5-7. 5) Yamashita N *et al.* (2008) *Forest Ecology and Management* 254:362-370. 6) Otsamo A *et al.* (1995) *Forest Ecology and Management* 73:271-277. 7) Gouyon A *et al.* (1993) *Agroforestry Systems* 22:181-206. 8) Ohta S *et al.* (2000) In: Guhardja, ed. *Ecological studies, Vol.140 Rain forest ecosystems of East Kalimantan*. 49-57. 9) 太田 1997 カーボン・シンク・プロジェクト推進調査事業平成 8 年度報告書 (JIFPRO). 10) 清野 2001 熱帯林業 52:2-9 11) Ohta S *et al.* (1990) *Soil Science and plant nutrition* 36:561-573. 12) Jordan CF (1985) *Nutrient cycling in tropical forest ecosystems*. 13) Montagnini F *et al.* (1995) *Journal of Applied Ecology* 32:841-856. 14) Reiners WA *et al.* (1994) *Ecological Applications* 4:363-377. 15) McGrath DA *et al.* (2001) *Ecosystems* 4:625-645. 16) Miyakuni K *et al.* (2004) *Jpn. J. For. Plan.* 10:69-76. 17) Hardiyanto EB *et al.* (2004) In: Nambiar EKS *et al.* eds. *Site Management and Productivity in Tropical Plantation Forests*. 93-108. 18) 向井由紀子 (2004) *Acacia mangium* の収穫に伴う養分の収奪と還元 (卒業論文). 19) Network center for EANET (2005-2009) Data report 2004-2008

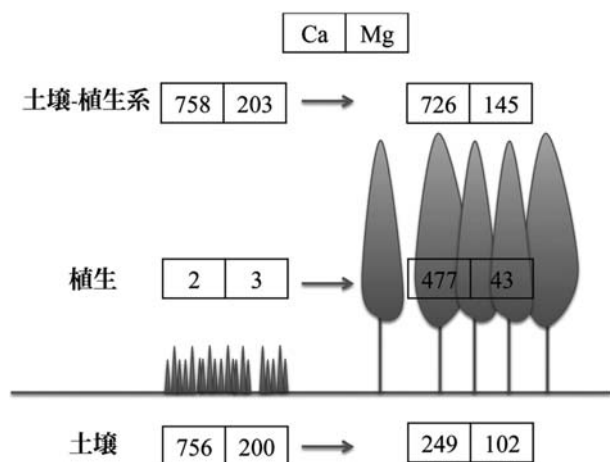


図 4 チガヤ草原およびアカシア植林地の植生 (地上部バイオマス) と土壤 (0-30 cm) における Ca・Mg の蓄積量 (単位は kg ha^{-1} , 土壤中の Ca・Mg は交換態の Ca^{2+} ・ Mg^{2+} を示す)