

タケの生態メカニズムに起因した

竹林のケイ酸循環

2015年7月

池上 倫子

(千葉大学審査学位論文)

タケの生態メカニズムに起因した

竹林のケイ酸循環

2015年7月

池上 倫子

## 目次

第 1 章 緒言	1
第 2 章 竹林のケイ酸を中心としたリターと土壌の性質およびその継時的変動	7
2-1 背景および目的	7
2-2 実験材料と方法	9
2-3 結果	12
2-4 考察	18
2-5 結論	26
第 3 章 竹林のケイ酸循環	41
3-1 背景および目的	41
3-2 実験材料と方法	42
3-3 結果	46
3-4 考察	48
3-5 結論	52
第 4 章 総合考察	61
要旨	74
補遺 植物共生菌を用いた山砂採取跡地へのセイヨウミヤコグサの定着	75
1. 背景および目的	75
2. 実験材料と方法	77

3. 結果	86
4. 考察	89
5. 結論	91
引用文献	112

## 第1章 緒言

### 1) はじめに

森林は人間活動の資源獲得の場であり、人間の生産活動と密接に関わった場所である。資源、エネルギー、食糧生産の転換によって、森林への人の影響も変化する。森林の変動は、人間活動と植生との相互作用を反映している。わが国のように人口密度の高い国では「人跡未踏の森林」は存在しないと言っても過言ではなく、多くの森林に人間活動の影響がある。定常状態を維持している森林はなく、常に全ての動植物や土壌を含む環境因子が動き続けている。

### 2) 竹林面積の拡大

日本では筍や竹材の生産のため竹が植栽された。しかし、農山村の人口減少や輸入品の需要の増加などの社会情勢を受けて農林地が放棄され (Dura and Hiura 2006, Tanaka et al. 2011)、現在では、管理されていない2次林、人工林、放棄畑に竹が侵入している (鳥居 2003, 西川ら 2005)。1980年から2007年までの日本の竹林の総面積の推移を図1-1に示した。竹林面積は1980年は141,000ha、2007年は159,000haと27年間で18,000ha増加した (農林水産省経済局統計情報部編 1985, 農林水産省大臣官房統計部編 2009)。鳥居・井鷲 (1997) は、西日本に対して、今後も竹林の生育面積は拡大し、竹林はある程度安定して存続すると予想している。

### 3) モウソウチクとマダケ

国内の竹林はモウソウチクやマダケで構成されることが多い (奥田ら 2008)。両者は、最低気温が $-10^{\circ}\text{C}$ 以下のところでは生育が困難となる (宮脇 1977)。強風は、稈を折るなど機械的な障害を与え、蒸散を過大にして制約要因になる (沼田・岩瀬 2002)。積雪も生育にはプラスに作用せず、日本海側の豪雪地帯には良竹は育たな

い。タケは水分要求が大きく、良竹の産地は雨量が1,500mm以上ある。また、表土の厚さによっても生育は左右される。一般的に、良竹の産地は表土が厚く、排水が良く、雨が多くて風当たりが弱く、あまり低温ではない。

モウソウチクは1700年代に中国から導入された種であり（鈴木1978）、マダケには両説あるが、自生種とする学者が多い（上田1985）。両者ともイネ科タケ属に属し、高さは10~20m程に達する（上田1975）。タケは通常、無性生殖を行う。毎年、地下茎を伸張させ、満1年以上の地下茎から筍を発生させる（内村2004）。地下茎の寿命は10年ほどである（上田1981）。栄養繁殖した稈の成長は著しく50~60日（内村2007）で成長を終え、その後10年ほど最高で20年生存するが（内村1974, 上田1981）。形成層（分裂組織）がないために年を経ても太らず、また伸長もしない（上田1985, 内村2007）。タケの開花は数十年もしくはそれ以上の期間を経て突発的に起こる。モウソウチクでは単稈もしくは小面積での開花が見られ、開花した部分の稈と地下茎が全て枯死する（内村2004）。マダケでは大面積が一度に開花する一斉開花と、特定の面積が数年かかって開花する部分開花とがある。いずれの場合も地上部は開花後に枯死するが、地下茎は一斉開花の場合は稈より1年長く、また部分開花では数年長く生存する。タケは開花したとしても発芽力のある種子が結実することは稀である（内村1974）。モウソウチクに関しては地域的な生育面積の増加が報告されている（鳥居・井鷲1997, Isagi and Torii 1998, 西川ら2005, 片野田2006, 林・山田2008）。一方、マダケに関しては面積を増加させている報告は見当たらない。昭和30~40年（1955~1965年）にかけて日本中のマダケが開花枯死した。その際、肥沃地は畑などへの転用が進んだ。マダケは生育面積を拡大させるどころかマダケ自体の生育面積を減らした（室井1995）。

#### 4) 植物生育に対するケイ素

植物の生育に不可欠で欠乏すると生育が抑制され、あるいは停止する元素は必須元素と呼ばれ、多量元素としてN, P, K, Ca, Mg, C, H, O、微量元素としてFe, Mn,

Cu, Zn, Mo, Cl, Ni の 16 元素が必須元素と認められている(日本土壌肥料学会 2002)。ケイ素はイネなど特定の植物の生育に対してプラスに作用するが、全ての植物に対して必須ではないため、有用元素の一つに位置づけられている。

植物はケイ素をオルトケイ酸 ( $H_4SiO_4$ ) の形で吸収する (Epstein 1999)。水溶性ケイ酸 ( $H_4SiO_4$ ) は土壌中に普遍的に存在し、容易に植物に吸収されるため、ケイ素は土壌に根を下ろしている全ての植物に含まれる (Ma and Takahashi 2002)。植物体中のケイ素含有率は種によって異なる (Epstein 1999, Ma and Takahashi 2002)。高橋ら (1976a, b, c, 1981a, b, c) は、175 種の植物の無機成分の分析を行った。そして植物をケイ素含有量とケイ素・カルシウムモル比によりケイ素集積性のある植物 (Si 含有率  $> 1.0\%$ 、Si/Ca 比  $> 1.0\%$ )、ケイ素排除性のある植物 (Si 含有率  $< 0.5\%$ 、Si/Ca 比  $< 0.5\%$ )、両者の中間型植物に分類した (Si 含有率  $0.5-1.0\%$ 、Si/Ca 比  $0.5-1.0\%$ ) (Ma and Takahashi 2002)。(本論文ではケイ素集積性のある植物をケイ素集積植物もしくはケイ酸集積植物、ケイ素排除性のある植物および中間型植物を非ケイ酸集積植物と呼ぶ。)分析を行った 175 種のうち 42 種がケイ酸集積植物だった。これらの植物界における分布を見ると、蘚苔植物が 2/2、羊歯植物が 10/14、裸子植物 0/12、被子植物の双子葉類 8/85、単子葉類 22/52 であった。単子葉類のケイ酸集積植物はイネ科とカヤツリグサ科に集中していた。進化の過程を考慮に入れてケイ酸集積植物を見ると、初期の陸上植物である蘚苔植物、羊歯植物の一部には、ケイ酸集積性があり、羊歯植物のシダからケイ酸集積性が失われ始め、裸子植物、被子植物へと進化していったが、カヤツリグサ科やイネ科に至って再びケイ酸集積性が現れた。すなわち、進化の過程で陸地の主要成分であるケイ酸から離れる方向に進んだが、被子植物の進化した位置にあるカヤツリグサ科やイネ科では再びケイ酸集積性が現れた。それぞれのケイ素含有率の平均値は、蘚苔植物 (2 種) で 3.46%、羊歯植物 (45 種) で 1.66%、裸子植物 (12 種) で 0.13%、双子葉 (85 種) で 0.29%、カヤツリグサ科 (9 種) で 1.70%、イネ科 (211 種) で 4.73%だった。測定したイネ科植物は全てがケイ素集積植物だった (高橋 1987)。

ケイ酸のイネに対する有用性として、水分ストレスの緩和、葉面積の増大、生育の増大、穀実収量の増大、病害虫に対する耐性の向上といったものが指摘されている（高橋 2007）。

#### 5) 本研究について

タケはケイ酸含有率が高い植物であり、土壌から積極的にケイ酸を吸収する（高橋ら 1981b）。タケは吸収したケイ酸の多くを葉に蓄積させる。葉は生産と脱落を繰り返すため、竹林生態系では他の樹種が優占する生態系と比較して植生によるケイ酸の吸収と還元が大きいことが予測された。これまでに竹林のケイ酸の吸収と還元（物質循環）に焦点を当てた研究は見当たらない。そこで本研究では竹林とタケ以外の樹種が優占していた森林（森林）が隣接していた場所にプロットを設置し、土壌、植物体そして落葉落枝（リター）に含まれるケイ酸を約 1~3 年に渡り測定し、森林と比較することで竹林のケイ酸循環の特性を明らかにすることを中心として調査を行った。

本論文は以下 2~4 章からなり、それぞれのタイトルと内容は以下の通りである。

2 章「竹林のケイ酸を中心としたリターと土壌の性質およびその継時的変動」では、竹林のリターのケイ酸含有率や含有量及び表層土壌の可給態ケイ酸含有率が森林と比較して有意差があることを明らかにした。またリターの量が年により変動する可能性を示唆した。

3 章「竹林のケイ酸循環」では、竹林のリターのケイ酸含有量は先行研究と比較して最も高い値であったことを示した。さらに、竹林では土壌鉱物の風化に伴ったケイ酸の土壌溶液への放出が大きい故に竹林の植生のケイ酸の吸収と還元が高い可能性を考えた。

4 章「総合考察」では、本研究に関連して議論されていることに触れた。植物に吸収されたケイ酸は凝集されて非晶質ケイ酸粒子、プラントオパールとなる。プラントオパールは長期間残存する性質を利用して考古学等の分野で用いられている

一方で、1年程度で溶解したことを示した報告もある。本章ではこの矛盾に触れる。また、ケイ酸は大気中  $\text{CO}_2$  の吸収に影響を与える。本章では竹林が大気中  $\text{CO}_2$  の吸収に影響を与える可能性を議論した。本章では長いタイムスケールを含ませて議論を行った。

なお、補遺に千葉県君津市にて行われた山砂採取跡地での植生回復を目指した試験結果を載せた。

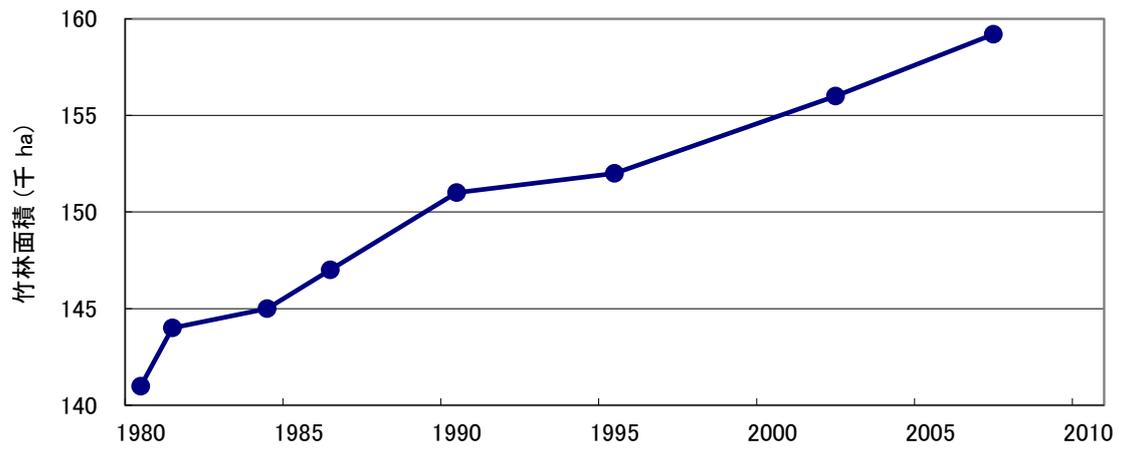


図 1-1 1980 年から 2007 年までの国内の竹林面積の推移（農林水産省経済局統計情報部編 1985, 農林水産省大臣官房統計部編 2009）

## 第2章 竹林のケイ酸を中心としたリターと土壌の性質およびその継時的変動

### 2-1 背景および目的

#### 1) 竹林の特性を調査した先行研究

竹林の特性を調査した研究はそれほど存在しない。Isagi and Torii (1998) はタケ密度の高い林分と低い林分を比較し、タケ密度の高い林分では種の多様性が低かったことを報告している。また酒井・只木 (1997) は2次林との比較でモウソウチク林とマダケ林の林内雨と樹冠流は、pH、 $K^+$ 、 $Cl^-$ が高いことを報告し、Tanaka et al. (2011) ヒノキ林との比較でモウソウチク林の樹冠流と土壌溶液の  $K^+$ 、 $Ca^{2+}$ 、 $Cl^-$ 、 $SO_4^{2-}$ 、 $H_2PO_4^-$ 、Si 濃度が高いこと、土壌の pH、 $Mg^{2+}$ 、 $K^+$ 、 $Ca^{2+}$ 濃度が高いことを報告している。タケが林分に侵入し優占種となった場合に想定される林分の変化はそれほど明らかにはされていない。

#### 2) 竹林におけるリターのケイ酸および表層土壌の可給態ケイ酸含有率

モウソウチクとマダケはケイ酸集積植物であり高いケイ酸含有率がある(高橋ら 1981b)。一方、高橋らが測定した広葉樹と針葉樹は全て非ケイ酸集積植物であった(高橋・三宅 1976b c)。日本の森林における純生産はモウソウチク林で  $18.1 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  (Isagi et al. 1997)、マダケ林で  $24.6 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  (Isagi et al. 1993)、照葉樹林で  $18.7 \sim 21.6 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  (堤 2004)、24~45年生の針葉樹林で  $15.1 \sim 18.8 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  (堤 2004)と報告されている。モウソウチク林とマダケ林の純生産はタケ以外が優占する森林(森林)と比較して同程度かそれ以上である。その上、タケはケイ酸含有率が高いため、竹林におけるケイ酸吸収量は、森林より高いことが予想される。また、モウソウチクやマダケは吸収したケイ酸の大部分を葉に集積させ(上田・上田 1961)、それがリターとなるため、モウソウチク林やマダケ林では森林と比較して大量のケイ酸がリター経由で土壌に還元されている可能性がある。植生による大量のケイ酸の吸収やリターによる還元を受けた竹林土壌では、森林土壌

と比較して可給態ケイ酸含有率が異なる可能性も考えられる。しかし、これまでに竹林のリターのケイ酸含有率や含有量、表層土壌の可給態ケイ酸含有率の特性に関しては明らかにされていないようである。そこで本章では、竹林とそれに隣接する森林のリターのケイ酸含有率と量、表層土壌の可給態ケイ酸含有率を比較した。

### 3) 竹林におけるリター量の年変動の可能性

稲垣ら(2007)は、高知のモウソウチク林で調査を行い、1995年のリター量(5.81t ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>)は、1994年(1.10t ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>)より5倍以上高いことを報告している。また、Isagi et al. (1993)は京都のマダケ林で調査を行い、1988年のリター量(9.81t ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>)は、1989年(7.04t ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>)より1.4倍高いことを報告している。もし、タケの性質によって、リター量が年変動をするならば、リターに関連する研究ではその年変動を考慮した測定が必要となることも考えられる。モウソウチクやマダケで2年以上竹林のリターを測定した研究はそれほど存在しない。そこで竹林にて約3年に渡るリター量の測定を行った。

### 4) 竹林土壌の交換性 Mg 含有率と交換性 Ca 含有率

Kelly et al. (1998)は、森林と森林から変えられた牧草地で調査を行い、塩基飽和度(通常 pH7 の 1N 酢酸アンモニウムによって交換溶出してくる Ca<sup>2+</sup>、Mg<sup>2+</sup>、K<sup>+</sup>、Na<sup>+</sup>の総量が陽イオン交換容量に占める割合)が変化したことを報告している。草本にはケイ酸含有率が高いイネ科も含まれていただろう。竹林土壌でも、森林土壌と比較して塩基含有率が変動している可能性も考えられる。西田(1987)と Tanaka et al. (2011)はモウソウチク林と針葉樹林の交換性 Mg、交換性 Ca を測定し、竹林で高い傾向があったことを報告している。しかし、統計分析を伴った竹林と森林の土壌の交換性 Mg 含有率、交換性 Ca 含有率を比較した研究は、これまでに見当たらない。そこで本章では、竹林と隣接する森林の表層土壌の交換性 Mg 含有率、交換性 Ca 含有率を比較した。

## 5) 本章の目的

タケが林分に侵入し優占種となった場合に想定される林分の変化を予測するため、竹林とそれに隣接する森林のリターのケイ酸含有率と量、表層土壌の可給態ケイ酸含有率、交換性 Mg 含有率、交換性 Ca 含有率を比較した。また、竹林ではリター量が年変動をする可能性が考えられたため、約 3 年に渡るリター量の測定を行った。

## 2-2 実験材料と方法

### 1) 試験地

島根県松江市（年平均気温 14.9° C、平均年降水量 1825mm、標高 16~33m）の上東川津町（A: 35° 29' 30"N, 133° 05' 41"E）と下東川津町（B: 35° 29' 39"N, 133° 05' 11"E）の 2 ヶ所に調査地を設定した（図 2-1）。それぞれの調査地に竹林（Ab, Bb）と森林（Ae, Bc）のプロットを設置した。各プロットの写真を図 2-2~2-5 に載せた。各プロットの概要を表 2-1~2-3 に示した。胸高断面積合計に占めるタケの胸高断面積合計の割合は、Ab と Bb（竹林）で 89-90%であり、Ae（常緑広葉樹林）で 9%、Bc（針葉樹林）で 0%であった。Ab と Bb（竹林）では、測定対象の大部分がタケであった。Ae（常緑広葉樹林）では僅かにタケの侵入が見られた。Bc（針葉樹林）ではタケの侵入は見られず、胸高直径（DBH）が 3.5 cm 以上の樹木は全てスギであった。Ab（竹林）、Ae（常緑広葉樹林）および Bb（竹林）の DBH が 3.5 cm 以上の樹木は全て広葉樹であった。各プロットの履歴を表 2-4 に示した。

### 2) リターフォール分析

#### リターフォール量

各プロット内の a~d（図 2-6）の位置に開口部 50cm×50cm のリタートラップを計 4 基設置し、2004 年 4 月 14 日から 2006 年 3 月 26 日までリターフォールを

月2回の頻度（14日と28日付近）で回収し、それから2007年2月27日までは月に1回の頻度（28日付近）で回収した。回収したリターフォールは、60℃で3日間乾燥させた後、分類して計量した。2004年4月14日から2005年12月28日まで、タケの葉、タケの枝、タケの葉鞘、タケの皮、タケのその他、木本の葉、木本の枝、木本の繁殖器官、木本のその他、その他の10区分に分類した。また、2005年12月28日から2007年2月27日までは、タケの葉、タケの枝と葉鞘、タケの皮、木本の葉、木本の枝、木本の繁殖器官、その他の7区分に分類した。各部位ごとに粉碎してその約1gを秤量瓶にとり105℃で1日乾燥させて絶乾水分率を求めた。重量は絶乾基準で表示させた。

#### ケイ酸含有率

2004年4月30日から2005年8月12日に回収したサンプルのケイ酸含有率を測定した。風乾粉碎サンプル0.50gをケルダールフラスコにとり、水2ml、濃硫酸6ml、過酸化水素5mlを加え、砂皿を置いたバナーで約30分加熱し、分解液が暗褐色～黒色になったところで加熱を止め、冷却後、過酸化水素3mlを加えて加熱し、分解液が透明になるまで加熱した。数時間加熱しても分解液が透明にならない場合には、冷却後にさらに過酸化水素を3ml加えて加熱し、分解液が透明になるまで加熱した。透明になった分解液は、冷却後に蒸留水を10ml加えて希釈した（水野・南 1980, 水野・今田 1984）。希釈した分解液を濾過し、100mlメスフラスコを用いて定容した。

濾過に使用した濾紙を坩堝に入れて、それをマッフル炉により240℃1時間、その後600℃3時間加熱して灰化した。デシケーターで放冷後、坩堝を秤量してケイ酸量を求めた（日本土壌協会 2001）。リターのケイ酸含有率は次の式で計算した。

ケイ酸含有率（%）＝

$$\text{秤量されたケイ酸の重量 (g)} \times 100 / \text{試料量 (g)}$$

林分のリターの加重ケイ酸含有率は次の式で求めた。

林分のリターの加重ケイ酸含有率 (%) =

該当期間の林分のリターのケイ酸含量 / 該当期間のリター量 × 100

### 3) 土壌分析

#### サンプリング

サンプリングは、2004年6月14日、8月9日、10月4日、11月29日、2005年4月28日、5月29日、6月28日、7月25日に行った。A<sub>0</sub>層を除いた深さ5cmまでの表層土壌を図2-6に示した各プロットのa~eの5箇所の周辺から移植ゴテで採取した。採取した土壌は当日のうちに2mmメッシュの篩にかけ細土を得た。

#### 風乾率と絶乾率

細土、約1gを秤量瓶にとり、60°Cで1日乾燥して風乾率を求め、さらに105°Cで1日乾燥させ絶乾率を求めた。重量は絶乾基準で表示させた。

#### 可給態ケイ酸

生細土10gに、1N酢酸-酢酸ナトリウム緩衝液(pH4.0)を100ml加え、時々振とうしながら40°Cの恒温器内で5時間浸出させた。この浸出液を濾過し、はじめの数mlを捨てた濾液を可給態ケイ酸の定量に用いた。濾液10mlをビーカーにとり、0.6NHCl 5mlおよびモリブデン酸アンモニウム液(102g l<sup>-1</sup>) 5mlを加え、そこに亜硫酸ナトリウム液10mlを加えモリブデン青を発色させ、約10分後に、分光光度計(U-1000 株式会社日立製作所製)を用いて700nmでの吸光度を読んだ。なお、検量線用標準液の発色には0.25NHClを用いた(吉田 1983)。

#### 交換性 Mg と交換性 Ca

三角フラスコに生細土を10gとり、酢酸アンモニウム(77.08g l<sup>-1</sup>, pH7.0)を100ml加え、時々振とうしながら1時間浸出させた。この浸出液を濾過して原子吸光度計(ASC-6000 株式会社島津製作所製)によりMg・Ca量を測定した(河田・小島 1979)。

#### 4) 統計解析

タケの葉と鞘のリターの量、タケの葉リターのケイ酸含有率と含有量に対して季節変動を明らかにするためにt検定を行った。2004年度から2006年度までの葉と枝+鞘のリター量の年度の差、竹林と森林の樹木の葉リターのケイ酸含有率の差、2004年4月30日から2005年4月14日までの竹林と森林間のリターのケイ酸含有率と含有量の差を明らかにするために対のあるt検定を行った。表層土壌の可給態ケイ酸含有率に対して、竹林と森林の差を明らかにするために対のあるt検定を行なった。表層土壌の交換性Mg含有率に対して、竹林と森林の差を明らかにするために2元配置分散分析を行なった。B調査地においては2元配置分散分析の結果、交互作用が検出されたため、対のあるt検定を行なった。表層土壌の交換性Ca含有率に対して、竹林と森林の差を明らかにするために2元配置分散分析を行なった。表層土壌の可給態ケイ酸含有率において、調査地と採取日を要因とする反復測定による2元配置分散分析を行なった。採取日に有意な効果が認められたため、多重比較検定(ライアンの方法)を行なった。これらの統計解析にはR(R Development Core Team 2010)を用いた。

### 2-3 結果

#### 1) リター量

##### タケの葉と鞘のリター量の季節変動

竹林プロット(Ab、Bb)のタケの葉と鞘のリター量を図2-7に示した。両プロットともタケの葉のリター量は、4月の後半から6月までの期間、 $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ day}^{-1}$ を超えた。この期間を本研究では落葉期と呼ぶ。両プロットとも2004年4月30日-6月28日の葉のリター量(Ab:  $17.7-64.4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ day}^{-1}$ ; Bb:  $23.3-54.1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ day}^{-1}$ )は2004年7月14日-2005年2月28日(Ab:  $1.4-12.0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ day}^{-1}$ ; Bb:  $1.9-23.1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ day}^{-1}$ )より有意に高かった( $p < 0.001$ )。

両プロットとも、タケの鞘リター量は、6月から8月前半まで $2.5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ day}^{-1}$

を超えた。両プロットとも 2004 年 6 月 14–8 月 12 日の鞘のリター量 (Ab: 2.5–14.8 kg ha<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>; Bb: 3.2–8.6 kg ha<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>) はそれ以外の期間 (2004 年 4 月 30 日–5 月 29 日・2004 年 8 月 27 日–2005 年 2 月 28 日) (Ab: 1.2–0.1 kg ha<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>; Bb: 0.1–1.7 kg ha<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>) より有意に高かった ( $p < 0.001$ )。両プロットの葉と鞘のリター量は、季節により有意に変動した。なお、9 月 12 日と 10 月 28 日の葉のリター量も 10 kg ha<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup> を超えた。これは 8 月 30 日、9 月 7 日、10 月 20 日に襲来した台風の影響である。

### 各プロットのリター量

2004 年 4 月 14 日から 2005 年 4 月 14 日までの各プロットのリター量を図 2-8 に示した。なお、9 月 12 日、10 月 28 日、11 月 28 日はリター量がやや高いが、これは最大瞬間風速が 30m を超えた強風の影響である。竹林 (Ab、Bb) では、4 月 30 日から 6 月 29 日までのリター量が高く (Ab: 0.61–1.13 t ha<sup>-1</sup>; Bb: 0.65–1.27 t ha<sup>-1</sup>)、その後 2005 年 2 月 (Ab: 0.04 t ha<sup>-1</sup>) や 3 月 (Bb: 0.02 t ha<sup>-1</sup>) に向けて減少する傾向が見られた。常緑広葉樹林 (Ae) では、4 月 30 日から 5 月 14 日までのリター量が高く (0.77–1.61 t ha<sup>-1</sup>)、その後 5 月 28 日から 11 月 29 日まででは強風以外で 0.14–0.41 (t ha<sup>-1</sup>) のやや低い値をとり、12 月 12 日から 3 月 18 日までは 0.05–0.09 (t ha<sup>-1</sup>) のさらに低い値を取った。針葉樹林 (Bc) では、5 月 14 日から 7 月 28 日までは、0.002–0.01 (t ha<sup>-1</sup>) と低く、8 月は 0.02–0.03 (t ha<sup>-1</sup>) とやや高くなり、9 月から 4 月は強風の日などを除くとおおむね 0.04–0.07 (t ha<sup>-1</sup>) の範囲の値を取った。1 年間の各プロットのリター量は Ab (モウソウチク林): 7.45、Ae (常緑広葉樹林): 8.36、Bb (マダケ林): 8.19、Bc (針葉樹林): 3.51 (t ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) だった。各プロットのリター量の竹由来のリター量は Ab: 6.64、Ae: 0.42、Bb: 7.08、Bc: 0.01 (t ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) だった。各プロットのリター量に占める竹由来のリター量の割合は、Ab: 89.2、Ae: 5.1、Bb: 86.5、Bc: 0.2 (%) だった。

## タケ由来のリター量の年変動

竹林 (Ab、Bb) における葉と枝+鞘のリター量の年度による比較を表 2-5 に示した。モウソウチク林 (Ab) において、葉と枝+鞘ともに 2004 年度と 2006 年度の値は 2005 年度の値より 2 倍以上高かった。また、マダケ林 (Bb) において、2004 年度は 2005 年度のより 1.6 倍高い結果となり、2006 年度は 2005 年度のより 1.1 倍以上高い結果となった。

Ab と Bb のタケの葉と枝+鞘のリター量の年度比較を図 2-9~2-16 に示した。Ab において、葉のリター量は 2005 年度より 2004 年度と 2006 年度で有意に高かった (2004 年度と 2005 年度:  $p < 0.001$ ; 2005 年度と 2006 年度:  $p < 0.01$ ) (図 2-9; 図 2-11)。さらに、枝+鞘のリター量は 2005 年度より 2004 年度と 2006 年度で有意に高かった (2004 年度と 2005 年度:  $p < 0.001$ ; 2005 年度と 2006 年度:  $p < 0.001$ ) (図 2-10; 図 2-12)。Bb において、葉のリター量は 2005 年度より 2004 年度で有意に高かった ( $p < 0.001$ ) (図 2-13)。しかし、Bb の葉のリター量では 2005 年度と 2006 年度の間には有意な差は見られなかった ( $p > 0.05$ ) (図 2-15)。Bb の枝+鞘のリター量において、2004 年度と 2006 年度は 2005 年度より有意に高かった (2004 年度と 2005 年度:  $p < 0.001$ ; 2005 年度と 2006 年度:  $p < 0.001$ ) (図 2-14; 図 2-16)。

## 2) リターのケイ酸含有率

### タケの葉と鞘リターのケイ酸含有率

竹林プロット (Ab、Bb) のタケの葉と鞘リターのケイ酸含有率を図 2-17 に示した。モウソウチク林 (Ab) のタケの葉リターのケイ酸含有率は、4 月 30 日-6 月 14 日 (20.0-21.9%) で高く、マダケ林 (Bb) で、4 月 30 日-7 月 28 日 (17.3-23.4%) で高かった。両プロットとも 8 月に含有率の最低値を記録し (Ab: 7.2%; Bb: 10.7%)、その後、2005 年 6 月 (Ab: 13.8%; Bb: 19.8%) に向かって値が上昇した。両プロットとも 2004 年 4 月 30 日-6 月 29 日の葉リターのケイ酸含有率 (Ab: 9.3

—21.9%; Bb: 19.6—23.3%) は 2004 年 7 月 13 日—2005 年 2 月 28 日 (Ab: 7.2—11.2%; Bb: 10.7—18.4%) より有意に高かった (Ab:  $p < 0.05$ ; Bb:  $p < 0.001$ )。両プロットともタケの葉リターのケイ酸含有率は、落葉期で有意に高かった。

2004 年の鞘リターのケイ酸含有率の最も低い値は Ab で 6.1% (7 月 13 日)、Bb で 5.1% (5 月 28 日) でその後、両プロットともに上昇した。値のピークは 2005 年 4 月前半だった (Ab: 10.8%; Bb: 13.3%)。その後、両プロットともに 4 月後半に減少し始めた。

#### 樹木の葉リターのケイ酸含有率

A 調査地 (Ab、Ae) における広葉樹の葉リターのケイ酸含有率を図 2-18 に示した。Ab (モウソウチク林) においては、7 月に 4%以上の値を取った。それ以外は 0.6—2.6%の範囲で値が推移した。Ae (常緑広葉樹林) においては、4 月や 5 月で 4%以上の値を取り、7 月に向けて減少し、8 月に再度 4%以上の値を取り、2 月 (0.6%) に向けて値が下落したのち、値が上昇していった。Ab (モウソウチク林) と Ae (常緑広葉樹林) の値を比較すると、概ね Ab (モウソウチク林) で低い値を取った。対のある t 検定で分析した結果、Ab (モウソウチク林) は Ae (常緑広葉樹林) よりも有意に低かった ( $p < 0.01$ )。

#### 林分のリターの加重ケイ酸含有率

各プロットのリターの加重ケイ酸含有率を図 2-19 に示した。Ab (モウソウチク林) では、4 月 30 日—5 月 28 日の含有率が高く (17.2—18.2%)、それから 6 月 29 日 (7.6%) に向けて値が下がっていった。それから 2005 年 4 月 14 日まで 4.6—8.6 (%) の範囲で値はおおむね横ばいに推移した。Bb (マダケ林) では、4 月 14 日から 5 月 28 日まで高かった (19.8—20.1%)。それから 8 月 27 日に向かって値が下がり (6.0%)、12 月 29 日まで値は横ばいに推移した (5.9—8.0%)。その後は上昇し、2005 年 1 月 12 日—4 月 14 日の期間では 8.9—12.1%の範囲で横ばいだった。Ae

(常緑広葉樹林) では、概して 0.7-4.5 (%) の範囲で推移した。Bc (針葉樹林) では、概して 0.6-3.4 (%) で推移した。

A、B 両調査地内の竹林と森林の値を比較すると、両調査地とも全ての測定において、竹林の値は森林より高かった。対のある  $t$  検定を行った結果、竹林は森林よりも有意に高かった (A 調査地:  $p < 0.001$ ; B 調査地:  $p < 0.001$ )。

### 3) リターのケイ酸含有量

#### タケの葉と鞘リターのケイ酸含有量

竹林プロットのタケの葉と鞘リターのケイ酸含有量を図 2-20 に示した。竹林のタケの葉リターのケイ酸含有量は、2004 年 4 月から 6 月まで  $1.5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ day}^{-1}$  を超えた。7 月 13 日-4 月 14 日の期間での台風が襲来した以外の回収日において、モウソウチク林 (Ab) では、 $0.13-0.99 \text{ kg ha}^{-1} \text{ day}^{-1}$  の値を取り、マダケ林 (Bb) で、 $0.16-1.21 \text{ kg ha}^{-1} \text{ day}^{-1}$  の値を取った。両プロットとも 2004 年 4 月 30 日-6 月 29 日の葉リターのケイ酸含有量は 2004 年 7 月 13 日-2005 年 2 月 28 日より有意に高かった (Ab:  $p < 0.05$ ; Bb:  $p < 0.01$ )。

Ab のタケの葉リターのケイ酸含有量は、2005 年 2 月 14 日-4 月 28 日 (90 日間:  $22.4 \text{ kg ha}^{-1}$ ) より 2004 年 7 月 13 日-9 月 27 日 (90 日間:  $63.9 \text{ kg ha}^{-1}$ ) で高かった。2004 年 12 月 12 日-2005 年 4 月 28 日のタケの葉リターのケイ酸含有量は、モウソウチク林 (Ab) よりマダケ林 (Bb) で有意に高かった ( $p < 0.01$ )。

#### 各プロットのリターのケイ酸含有量

各プロットのリターのケイ酸含有量を図 2-21 に示した。Ab (モウソウチク林) では、4 月 30 日 ( $152.3 \text{ kg ha}^{-1}$ ) から 5 月 14 日 ( $196.5 \text{ kg ha}^{-1}$ ) に向けて値が上昇し、それから 8 月 27 日 ( $12.9 \text{ kg ha}^{-1}$ ) に向けて値が下がっていった。9 月から 11 月は強風以外で  $9.5-12.0 \text{ (kg ha}^{-1})$  の範囲で値は推移し、12 月から 3 月までは  $2.8-7.5 \text{ (kg ha}^{-1})$  の範囲で推移し、4 月に  $10.1 \text{ (kg ha}^{-1})$  と上昇した。Bb (マダ

ケ林)では、4月30日から5月28日まで高い値で推移した(138.7-139.7 kg ha<sup>-1</sup>)。それから6月14日に上昇し(217.8 kg ha<sup>-1</sup>)、7月13日に向かって減少した(27.2 kg ha<sup>-1</sup>)。7月から11月までは強風以外で概して10-30(kg ha<sup>-1</sup>)の範囲で推移し、12月から3月は概ね10(kg ha<sup>-1</sup>)以下で推移し、その後4月(14.3 kg ha<sup>-1</sup>)に上昇した。Ae(常緑広葉樹林)では4月30日の値が高かった(61.9 kg ha<sup>-1</sup>)。その後、5月から11月まで3.5-19.7(kg ha<sup>-1</sup>)の値で推移し、12月から3月までは0.5-2.2(kg ha<sup>-1</sup>)の値で推移し、4月14日(7.0 kg ha<sup>-1</sup>)に上昇した。Bc(針葉樹林)では、5月から2月まで、強風以外で0.1-0.8(kg ha<sup>-1</sup>)の値で推移した。3月や4月は値がやや上昇し、1.0-2.2(kg ha<sup>-1</sup>)の範囲の値を取った。

A、B両調査地内の竹林と森林の値を比較すると、A調査地では、1回収日を除いて、森林より竹林で値が高かった。B調査地では、全ての回収日において、森林より竹林で値が高かった。対のあるt検定を行った結果、竹林は森林よりも有意に高かった(A調査地:  $p < 0.01$ ; B調査地:  $p < 0.001$ )。2004年4月14日-2005年4月14日の期間において、竹林の年間のリターのケイ酸含有量はAbで817.82 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>、Bbで1055.08 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>であり、そのうち80-81%がタケの葉リター(Ab: 650.73; Bb: 856.95 (kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>))によるものだった。

#### 4) 表層土壌

##### 可給態ケイ酸含有率

表層土壌の可給態ケイ酸含有率を図2-22に示した。2004年は、Bc(針葉樹林)以外で6月から8月に向かって値が上昇し、10月から11月に向かって値が下落した。Bc(針葉樹林)では、6月から11月に向かって値が下落していった。全ての試験区で10月から11月に向かって値が下落した。モウソウチク林(Ab)では2004年11月より2005年4月で高くなりそれから6月に向けて下がった。マダケ林(Bb)では2005年4月から5月に向けて上昇し、それから6月に向けて下がった。2005年のピークの値はモウソウチク林(Ab)で4月、マダケ林(Bb)で5月だった。竹

林プロット (Ab、Bb) における反復測定による 2 元配置分散分析の結果、採取日間で有意な差が見られ ( $p < 0.01$ )、交互作用は見られなかった ( $p > 0.05$ )。多重比較検定を行った結果、11 月と 5 月、5 月と 6 月の間で有意な差が見られた ( $p < 0.05$ )。一方、森林 (Ae、Bc) では、竹林で見られた変動は見られなかった。

A、B 両調査地内の竹林と森林の値を比較すると、竹林は森林よりも有意に高かった (A 調査地:  $p < 0.05$ ; B 調査地:  $p < 0.05$ )。

#### 交換性 Mg 含有率

表層土壌の交換性 Mg 含有率を図 2-23 に示した。A、B 両調査地内の竹林と森林の値を比較すると、両調査地とも森林より竹林で高かった。A 調査地において、2 元配置分散分析を行なった結果、プロット間に有意な効果が認められ ( $p < 0.001$ )、交互作用は検出されなかった ( $p > 0.05$ )。B 調査地において、2 元配置分散分析を行なった結果、プロット間に有意な効果が認められ ( $p < 0.001$ )、交互作用も有意な効果が認められた ( $p < 0.05$ )。そのため B 調査地においては、対のある t 検定を行った。その結果、竹林は森林よりも有意に高かった ( $p < 0.05$ )。

#### 交換性 Ca 含有率

表層土壌の交換性 Ca 含有率を図 2-24 に示した。A、B 両調査地内の竹林と森林の値を比較すると、両調査地とも森林より竹林で高かった。2 元配置分散分析を行なった結果、プロット間に有意な効果が認められ (A 調査地:  $p < 0.001$ ; B 調査地:  $p < 0.01$ )、交互作用は検出されなかった ( $p > 0.05$ )。竹林は森林よりも有意に高かった。

### 2-4 考察

#### 1) リター量

##### 竹林の年間のリター量

日本において、管理されていない（放置）竹林で年間のリターを測定した研究は少ない。Isagi et al. (1997) は京都のモウソウチク林で調査を行い、そのリター量を  $7.17 \text{ (t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1})$  と報告している。本研究のモウソウチク林の値、 $7.45 \text{ (t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1})$  は、先行研究とほぼ同等であった。また、マダケ林に関しては Isagi et al. (1993) が一斉開花した後の林分で調査を行い、 $9.81$  と  $7.01 \text{ (t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1})$  と報告している。本研究のマダケ林の値 ( $8.19 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ) は先行研究の値の範囲内だった。

### 竹林のリター量の季節変動

モウソウチク林において、リター量の季節変動の報告がある。渡辺 (1983) は京都にて調査を行い、4月のリター量が突出していたことを報告している。また、豊田・森 (1985) は愛媛にて調査を行い、5月と6月で年間のリター量の約55%を占めたことを報告している。本研究において、モウソウチク林の4月から6月の積算リター量は、年間のリター量の52%であり、その他の期間（7月-2月）と比較して有意に高かった。また、マダケ林の4月から6月の積算リター量は、年間のリター量の49%であり、こちらもその他の期間（7月-2月）と比較して有意に高かった（図 2-8）。先行研究や本研究の竹林において、春から初夏にかけてリター量が高くなった。

### タケ由来のリターの量の年変動

一般に竹林ではタケノコの発生数が多い年、少ない年を1年ごとに繰り返すことが多い（上田 1975）。タケノコの発生数が多い年は出番年、少ない年は非番年と呼ばれている。出番年・非番年が見られるのは植栽後5年目以降で、竹林として成熟期に入ったことを示す（野中 1992）。タケノコの年による収量の差は、タケノコ生産農家の収入の年による変動をもたらす。森田・浜田 (1983) は本数として毎年同程度の新竹を親竹と仕立てているモウソウチク林では出番年と非番年の差はあま

り見られないが、出番年に発旬した竹をより多く親竹に仕立てている竹林では非番年の発旬量は出番年の1/7であったことを報告している。これらのことを考慮に入れると、一般的なモウソウチク林では本数として毎年同程度の新竹が親竹とはなっていないということが考えられる。仮にタケノコの発生数が多い年（出番年）を奇数年と仮定するならば、次の年の偶数年は非番年となり、この林分では奇数年生まれの親竹が多いと仮定できる。モウソウチクやマダケは当年生のタケでは発生した次の年に、2年生以上のタケは2年に一度、葉を落とす（内村 1974, 野中 1992, Kleinhenz and Midmore 2001）。要するに、偶数年に発生したモウソウチクは、葉替りを奇数年に行い（野中 1992）、裏を返せば、奇数年に発生したモウソウチクは、葉替りを偶数年に行う。林分の奇数年生まれのタケが多ければ、奇数年より偶数年のリター量が多くなると推察される。本研究のモウソウチク林において、林分内の偶数年に発生したタケの個体数より奇数年に発生したタケの個体数が多かったため、葉や枝+鞘のリター量が偶数年で有意に高くなったことが考えられる（図 2-9～2-12）。またマダケ林においてもモウソウチクと同様のメカニズムで林分内の偶数年に発生したタケの個体数より奇数年に発生したタケの個体数が多かったため、枝+鞘で 2005 年度よりも 2004 年度や 2006 年度で有意に高い、また葉で 2005 年度よりも 2004 年度で有意に高い結果が得られたことが考えられる（図 2-13、2-14、2-16）。リターによる土壌へのケイ酸の還元量において、モウソウチク林とマダケ林共に 8 割がタケの葉によるものであり、葉のリター量が年によって変動するのであれば、林分の土壌へのケイ酸の供給量も年により変動することが考えられる。

Li et al. (1998) は、モウソウチク林で調査を行い、林分の偶数年生まれのタケの個体数が多く、偶数年のタケノコの出現数は奇数年より多いが、偶数年のリター量は奇数年より少ないことを示している。そのリター量変動の原因を光合成能力としている。偶数年において、葉の竹に付着している期間が1年の個体と2年の個体の数を比較すると1年の方の個体数が多い。葉の付着期間が2年の個体より1年の個体の方が、より多くの同化産物をタケノコに供給できるため、着葉期間が1

年の個体が多い偶数年でタケノコの出現数が多いとしている。野中(1992)は、1886年に発生したモウソウチクのみで構成される林分にて調査を行い、1887年のタケノコの発生数は少なく、1888年のタケノコの発生数が多いことを報告している。1987年はタケが発生後1年で葉の着葉期間が1年にも関わらずタケノコを多く発生させなかった。この結果はLi et al. (1998)の推察しているように出番年と非番年の発生の原因を葉の同化産物の生産能力だけでは説明できないことを示唆している。

奇数年よりも偶数年の方がリター量が大きいということを明らかにするためには、数年に渡るリター量の測定を行い、年間のリター量に対して統計分析をかけるべきであった。しかし、本研究においては数年に渡った測定が無いため、年間を通じたリター量に対して、統計分析をかけ、Abのタケの葉と枝+鞘で2005年度よりも2004年度や2006年度で有意に高い結果が得られ、Bbのタケの枝+鞘で2005年度よりも2004年度や2006年度で有意に高い、また葉で2005年度よりも2004年度で有意に高い結果が得られた。これが起こる背景として、落葉期はもちろん落葉期以後も偶数年生まれのタケよりも奇数年生まれのタケの方がリター量を落としたということを示唆している。このことは落葉期以後、展葉後の葉が落ちやすい可能性を示している。リター量が年変動するのであれば例えば物質循環のように年間のリター量が関係する研究を行う際は、リター量の年変動を考慮する必要があるだろう。

## 2) リターのケイ酸含有率および含有量

### タケ由来のリターのケイ酸含有率の季節変動

植物根により吸収されたケイ酸 ( $H_4SiO_4$ ) は、地上部に運ばれる (Epstein 1999, Ma and Takahashi 2002)。そのケイ酸の大部分は幹や葉といった組織の細胞間や中で、非晶質 ( $SiO_2 \cdot nH_2O$ ) の形で蓄積される (Sommer et al. 2006, Hodson et al. 2008)。その非晶質ケイ酸粒子は、ファイトリスやプラントオパールなどと呼ばれ

る (Hodson et al. 2008, Santos et al. 2012)。一旦、この形で植物体内に蓄積されると、ケイ酸は樹体内転流をしない (Epstein 1994)。竹類は、生育期間を通して連続的にケイ酸を葉に蓄積してゆく (金子 1995, Motomura et al. 2002)。本研究において、落葉期は着葉期間が比較的長い (約 2 年) のケイ酸含有量の高い葉が多かったため、ケイ酸含有率が高かったと考えられる (図 2-17)。その後、両プロットとも 8 月に含有率の最低値を記録した。8 月の回収期間よりも前に着葉期間が比較的長い葉は落ちきり、リター構成がそれと比較して着葉期間の短い葉となったため、含有率が 8 月に最低値を記録したと考えられる。その後、両プロットにおいて、葉リターのケイ酸含有率は、2004 年 8 月から 2005 年の 6 月に向かって上昇した。生葉のケイ酸含有率は着葉期間の経過とともに上昇するが、この上昇はそれを反映させたものと考えられる。

両プロットとも鞘リターのケイ酸含有率は 4 月後半から落ち始めた (図 2-17)。2004 年の 5 月 (Bb) と 7 月 (Ab) に鞘リターのケイ酸含有率の最も低い値を記録したのち、2005 年 4 月に向かって値は上昇した。鞘もタケの葉と同様のメカニズムで、植物体に付いている時間の経過とともにケイ酸含有率が上昇してゆくと考えられる。だが、鞘リターのケイ酸含有率が急激に減少した時期 (4 月) は葉リターの含有率が急激に減少した時期 (Ab: 6 月; Bb: 8 月) より、数ヶ月早かった。また、リター量は鞘リターで 2004 年 6 月に高くなったが、葉リターでは 2004 年 4 月の時点で既に高く、リター量が高くなる時期が異なった (図 2-78)。タケは鞘の離脱とともに葉の伸張が止まると言われている (野中 1992)。鞘では、4 月から葉の展葉終了に伴って植物についている時間の短い、ケイ酸含有率の低いものが落ち始め、6 月からは多くの葉が展葉を終了させたことに伴ってリターの量が多くなったと考えられる。

#### 樹木の葉リターのケイ酸含有率

A 調査地において、樹木の葉リターのケイ酸含有率は、Ab (モウソウチク林) で

Ae（常緑広葉樹林）よりも有意に低かった（図 2-18）。竹林と森林における樹木の葉のケイ酸含有率の差は、竹林と森林という林分の差により引き起こされた可能性がある。しかし、樹木の葉リターには様々な樹種が混入していた。Bartoli and Souchier（1978）は、樹木の葉でも着葉期間の経過とともにケイ酸含有率が上昇することを報告している。樹種により葉のケイ酸含有率の差があろうし、樹種により、1年で葉を落とす種もあれば、4年で葉を落とす種もあり、樹体に付いている年数も異なる。そのため本研究における含有率の差が引き起こされた原因は分からなかった。なお、B調査地において、それぞれのプロットに生育している樹種が広葉樹、針葉樹と異なるため、Bb（マダケ林）と Bc（針葉樹林）における樹木の葉リターのケイ酸含有率の比較は行わなかった。

#### 林分のリターの加重ケイ酸含有率

竹林において、落葉期を迎えたタケの葉のケイ酸含有率は1年間の中で最も高いと考えられる。4月から5月は、ケイ酸含有率の高い葉が大量に落下するため、それを反映してこの時期の加重ケイ酸含有率が高くなったと考えられる。6月になるとリターに含有率の低い鞘がやや多く混入するため、またタケの葉リター量が減少、もしくは減少し始めたため、加重ケイ酸含有率が低下し始めたと考えられる。なお Ae（常緑広葉樹林）では6月14日に高い値を取った（7.8%）。これは、このプロットにタケが生育しており、この時期にケイ酸含有率の高いタケの葉（22.7%）がリターに混入したためと考えられる。また、Bc（針葉樹林）では、5月28日（6.1%）、6月14日（5.1%）、3月31日（4.2%）で高かった。5月28日、6月14日では、それぞれの回収日の全リター量に対する木他の割合が高く、そのケイ酸含有率が5.4%と比較的高かった。おそらくここにタケ由来のリターが混入していたため、ケイ酸含有率が高かったと考えられる。

#### 林分のリターのケイ酸含有量の季節変動

Ab（モウソウチク林）、Bb（マダケ林）、Ae（常緑広葉樹林）の3プロットは似たようなリターのケイ酸含有量の変動を見せた（図 2-21）。すなわち、春若しくは春から初夏の含有量が高く、それから急激に下がり 11 月まで横ばいの値を取り、そこからさらに濃度を落として 12 月から 3 月まで横ばいの値を取り、4 月に上昇した。これらの 3 プロットでは、春若しくは春から初夏で葉のリター量も高い。落葉期を迎え、着葉期間の長いケイ酸含有量の比較的高い葉リターが大量に落下したためこの時期のケイ酸含有量が高くなったと考えられる。

#### 竹林と森林のリターのケイ酸含有率と含有量

A、B 両調査地とも森林（Ae、Bc）よりも竹林（Ab、Bb）でリターの加重ケイ酸含有率やリターのケイ酸含量は有意に高かった（図 2-19、2-21）。モウソウチクやマダケはケイ酸集積植物であり、ケイ酸含有率が高い（Ma and Takahashi 2002）。竹林において、年間の林分のリター量の 89.2%（Ab）86.5%（Bb）はタケ由来であった。森林と比較して竹林のリターの加重ケイ酸含有率やケイ酸含有量が高いことはタケのケイ酸含有率の高さと林分のタケ由来のリター量の多さを反映していると考えられる。

### 3) 表層土壌

#### 可給態ケイ酸含有率の季節変動

土壌の可給態ケイ酸含有率は、2004 年 11 月と比較して、モウソウチク林（Ab）で 2005 年 4 月に 2.4 倍高くなり、マダケ林（Bb）では 2005 年 5 月に 1.7 倍高くなった（図 2-22）。Tanaka et al（2011）は高知県のモウソウチク林にて土壌溶液のケイ素濃度を測定し、6 月の濃度が上昇することを報告している。そして、その原因を枯葉（リター）と推察している。本研究でも土壌に供給される葉リターが土壌の可給態ケイ酸含有率の上昇に影響を与えた可能性を考えた。しかし、Ab の土壌の可給態ケイ酸含有率が上昇する前の 2004 年 12 月から 2005 年 4 月のリターのケ

イ酸含有量を見ると、さほど土壌へケイ酸は還元されてはいない（図 2-21）。Ab の 2005 年 2 月 14 日－4 月 28 日の 90 日間のリターによる土壌へのケイ酸還元量は 2004 年 7 月 13 日－9 月 27 日の 90 日間の還元量より低かった。なおかつ、2 月 14 日－4 月 28 日の期間の気温は、2004 年 7 月 13 日－9 月 27 日の期間の気温より低い（気象庁 2012）。Ab の土壌の可給態ケイ酸含有率において、4 月の上昇の主な原因が、土壌のサンプリングの直前のリターにあるのであれば、2005 年 4 月の直前よりもケイ酸量が還元されている 2004 年 9 月でも土壌のケイ酸含有率が上昇したはずである。しかし、2004 年 9 月の土壌の可給態ケイ酸含有率は 2005 年 4 月より低い。

土壌の可給態ケイ酸含有率は、2005 年 4 月を除いて Ab（モウソウチク林）は、Bb（マダケ林）より低い値だった。2004 年 12 月 12 日－2005 年 4 月 28 日のリターによるケイ酸還元量を比較すると Ab より Bb で有意に高かった。しかし、2005 年 4 月の土壌の可給態ケイ酸含有率は、Bb より Ab の方が高かった。以上のことから本研究の Ab における 2005 年 4 月の可給態ケイ酸含有率が高くなった主な原因は直前に降下したリターとは考えられない。

土壌溶液の  $\delta^{30}\text{Si}$  の測定から、Ziegler et al. (2005) は表層土壌の溶存ケイ酸に対して、植物によるケイ酸吸収と土壌に蓄積されているリター中の植物由来のケイ酸が主に影響を与える。と主張している。本研究の結果より竹林の葉のリター量は 4－6 月で有意に高かった。モウソウチクやマダケの新葉の展開は落葉直後である（上田 1968）。モウソウチクのタケノコは 3 月下旬から 5 月上旬に出現する（室井 1994）。マダケのタケノコは 5 月上旬～中旬に出現する（上田 1975）。地上に出たタケノコは 50～60 日で成長を終える（内村 2007）。本研究の竹林において、新葉の展開とタケノコの伸張により、土壌中のケイ酸が植物に吸収されたため、土壌の可給態ケイ酸含有率が 6 月に向かって下落した可能性を考えている。

#### 竹林と森林の可給態ケイ酸含有率

表層土壌の可給態ケイ酸含有率は、A、B 両調査地とも森林（Ae、Bc）よりも竹林（Ab、Bb）で有意に高かった（図 2-22）。本研究の竹林プロットは竹が侵入することにより成立した。両調査地内の森林プロットと竹林プロットは隣接しているため元々の可給態ケイ酸含有率は、同じと仮定した。Farmer et al.（2005）はプラントオパール（ファイトリス）は土壌のケイ酸の主要な即座に利用可能なソースでありシンクであろうと結論している。本研究において、竹林のリターによる土壌へのケイ酸供給量（リターのケイ酸含有量）は森林より有意に大きかった。植生の違いが、土壌へのケイ酸の供給量（リターのケイ酸含有量）の差をもたらし、土壌の可給態ケイ酸含有率を上昇させた可能性が考えられる。なお、プラントオパールの溶解に対しては議論があり（伊藤 2003）、それについては 4 章で触れる。

#### 交換性 Mg 含有率、交換性 Ca 含有率

表層土壌の交換性 Mg 含有率、交換性 Ca 含有率は A、B 両調査地とも森林（Ae、Bc）よりも竹林（Ab、Bb）で有意に高かった（図 2-23、2-24）。これについては 4 章で触れる。

#### 2-5 結論

タケはケイ酸集積植物であり、そのタケが優占した竹林ではリターのケイ酸含有率や量が大きいことが予想された。また、大量のケイ酸吸収や供給を受ける表層土壌では可給態ケイ酸含有率が変動している可能性を考えた。さらに、先行研究から竹林の土壌の交換性 Mg 含有率と交換性 Ca 含有率が森林と比較して変動している可能性を考えた。そのため、竹林と森林のリターのケイ酸含有率と量および土壌の可給態ケイ酸含有率、交換性 Mg 含有率および交換性 Ca 含有率を比較した。また、竹林のリター量が年変動をする可能性が考えられたため、竹林のリター量を約 3 年に渡り測定した。その結果、以下が得られた。

- 1) 竹林では森林と比較して林分のリターの加重ケイ酸含有率やケイ酸含有量が有

意に高かった。

2) 竹林では森林と比較して表層土壌の可給態ケイ酸含有率、交換性 Mg 含有率、交換性 Ca 含有率が有意に高かった。

3) タケの葉と枝+鞘の年間を通じたリター量はモウソウチク林で奇数年より偶数年で有意に高かった。マダケ林では2005年度より2004年度で有意に高かった。2005年度と2006年度では枝+鞘においてのみ2006年度で有意に高かった。

現在、タケがその生育面積を拡大させているがタケの林分への侵入により、林分のリターのケイ酸含有率および量、表層土壌の可給態ケイ酸含有率、交換性 Mg 含有率、交換性 Ca 含有率が変動する可能性がある。

表 2-1 各プロットの概要 1

試験区	植生	主要構成樹種	傾度	斜面方位	面積 (m <sup>2</sup> )
Ab	竹林	モウソウチク	18°	N 38°W	150
Ae	常緑広葉樹林	タブノキ ウラジロガシ	12°	S 16°W	145
Bb	竹林	マダケ	10°	N 16°E	150
Bc	針葉樹林	スギ	15°	S 62°E	300

表 2-2 各プロットの概要 2

試験区	樹木			
	BA <sup>a</sup> (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	密度 (No. ha <sup>-1</sup> )	樹高 (m)	DBH <sup>b</sup> (cm)
Ab	4.8	1,067	6.3	6.8
Ae	68.3	2,897	8.2	13.3
Bb	3.4	467	9.0	8.5
Bc	46.2	2,367	12.4	15.6

表 2-3 各プロットの概要 3

試験区	タケ				BA <sup>a</sup> に占める タケの割合 (%)
	BA <sup>a</sup> (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	タケ密度 (No. ha <sup>-1</sup> )	樹高 (m)	DBH <sup>b</sup> (cm)	
Ab	46.4	14,867	9.5	5.9	89%
Ae	6.6	2,069	12.6	6.0	9%
Bb	31.7	12,800	10.8	5.3	90%
Bc	0	0			0%

<sup>a</sup> BA, 胸高断面積合計. <sup>b</sup> DBH, 胸高直径. 樹木では DBH が 3.5 cm 以上の個体をタケでは樹高 1.3m 以上の個体を測定した. BA に占めるタケの割合は胸高断面積合計に占めるタケの胸高断面積合計の割合で求めた

表 2-4 各プロットの履歴

試験区	履歴
Ab	もとは畑でソバなどを栽培。1955年以降竹林となった。
Ae	履歴は不明。小規模な常緑広葉樹林。
Bb	もとは畑として利用。1975年頃からタケが侵入し、竹林となった。
Bc	もとは天然アカマツ林で1982年にマツを皆伐し、翌年スギを植栽した。

表 2-5 竹林におけるタケの葉と枝+鞘のリター量の 2004-2006 年度比較

	Ab (モウソウチク林)				Bb (マダケ林)			
	'04 <sup>a</sup>	'05 <sup>b</sup>	'05 <sup>c</sup>	'06 <sup>d</sup>	'04 <sup>a</sup>	'05 <sup>b</sup>	'05 <sup>c</sup>	'06 <sup>d</sup>
葉 (t ha <sup>-1</sup> )	4.00	1.69	1.82	3.90	4.46	2.73	2.86	3.17
枝と鞘 (t ha <sup>-1</sup> )	2.13	0.80	0.88	2.11	1.96	1.20	1.24	1.52

モウソウチクの落葉期は4月～7月であり(野中 1992), マダケの落葉期は5月～7月である(内村 1974)。年間の落葉量を比較するにあたり, データは落葉期の前から次の年の落葉期の前のものを用いることとした。2005年度と2006年度の比較では2005年2月末-2007年2月末の期間のデータを用いた。しかし, 2004年度と2005年度の比較においては2004年の2月末から4月前半のデータがないため, 2004年4月中旬-2006年の2月末のデータを用いた

<sup>a</sup> 2004年度の算出期間: 2004年4月14日-2005年2月28日

<sup>b</sup> 2005年度の算出期間: 2005年4月14日-2006年2月27日

<sup>c</sup> 2005年度の算出期間: 2005年2月28日-2006年2月27日

<sup>d</sup> 2006年度の算出期間: 2006年2月27日-2007年2月27日

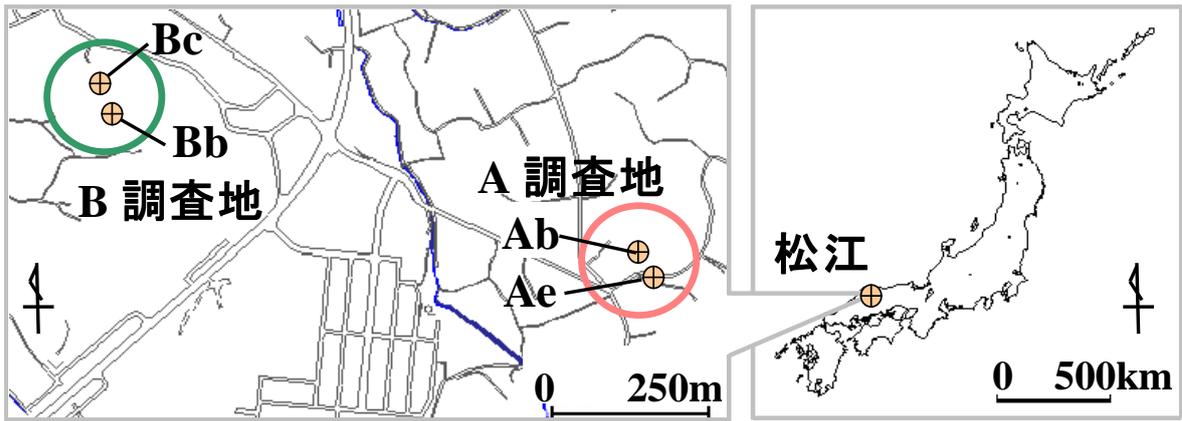


図 2-1 調査地と各プロットの位置



図 2-2 モウソウチク林 (Ab)



図 2-3 常緑広葉樹林 (Ae)



図 2-4 マダケ林 (Bb)



図 2-5 針葉樹林 (Bc)

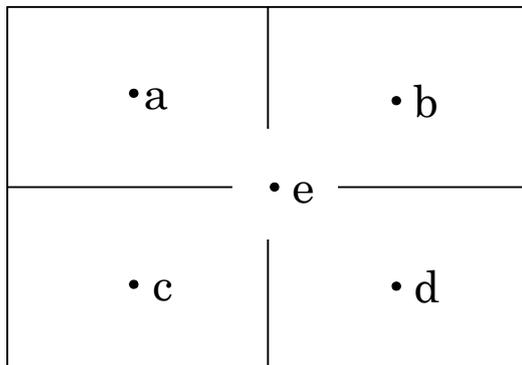


図 2-6 各プロットのサンプリング位置. リターフォールは a~d の位置から回収した. 表層土壌は a~e の周辺から採取した

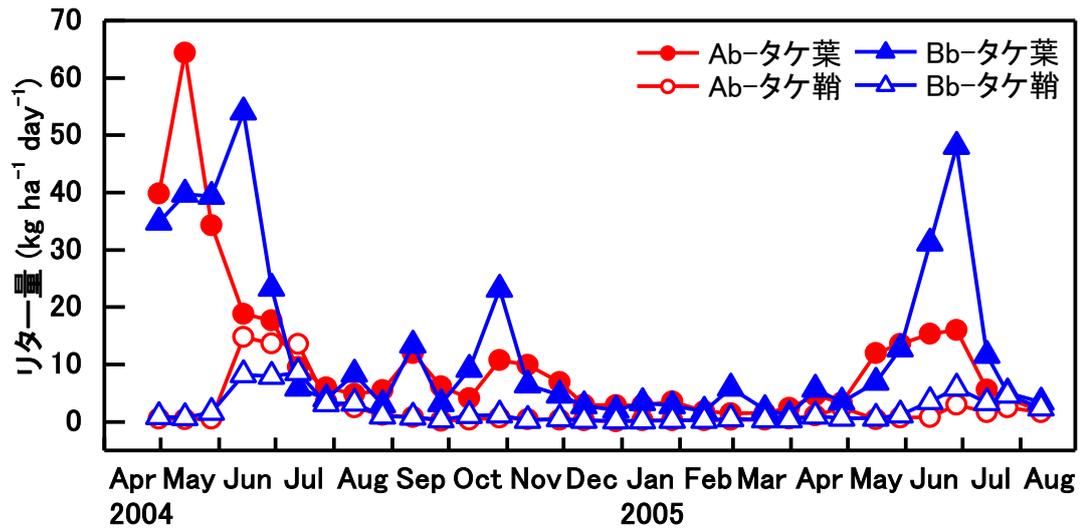


図 2-7 竹林プロットのタケの葉と鞘のリター量

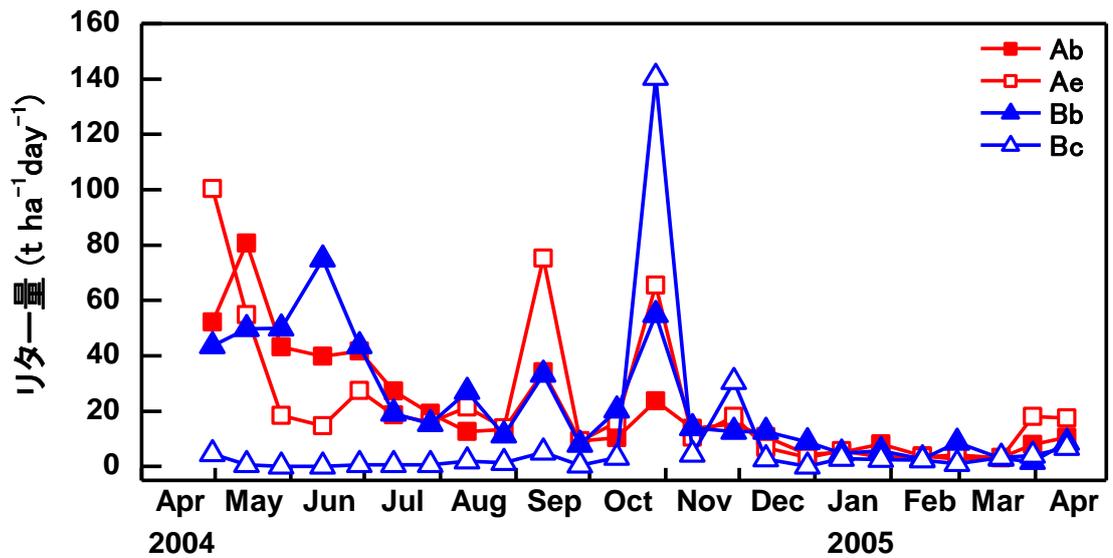


図 2-8 2004年4月12日-2005年4月14日の各プロットのリター総量

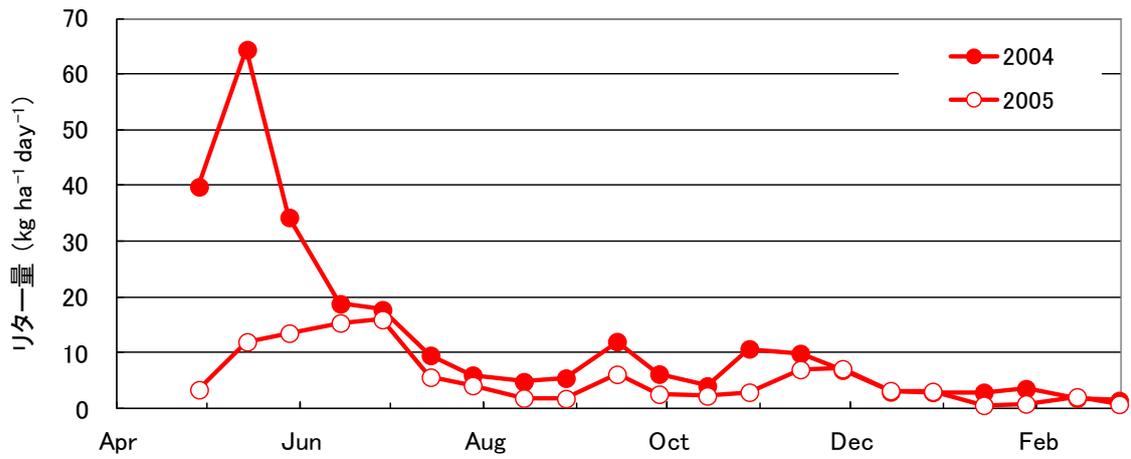


図 2-9 2004 年度と 2005 年度のモウソウチク林 (Ab) のタケの葉のリター量

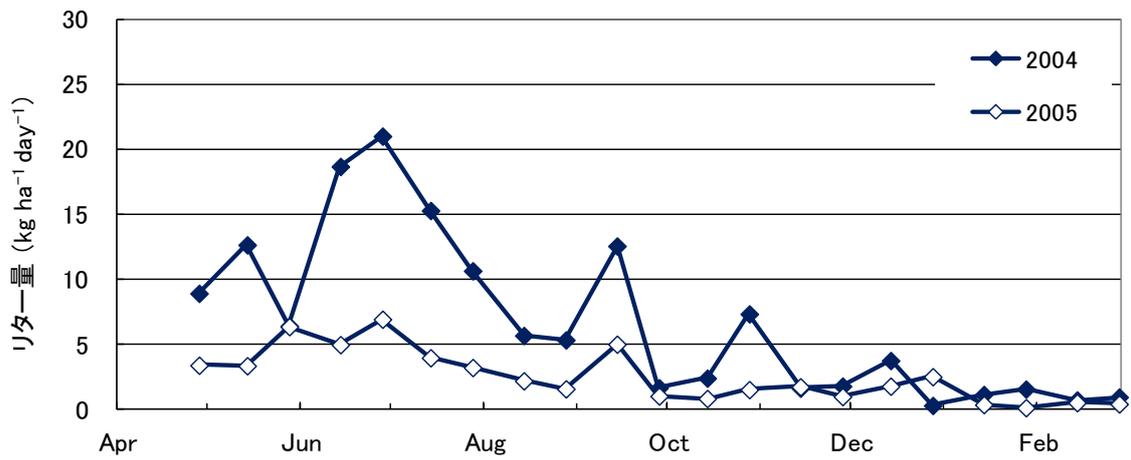


図 2-10 2004 年度と 2005 年度のモウソウチク林 (Ab) のタケの枝+鞘のリター量

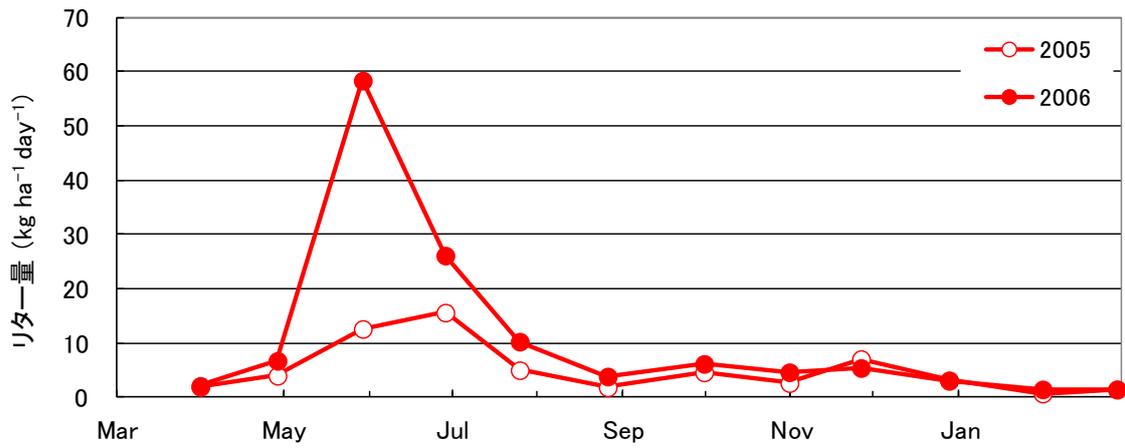


図 2-11 2005 年度と 2006 年度のモウソウチク林 (Ab) のタケの葉のリター量

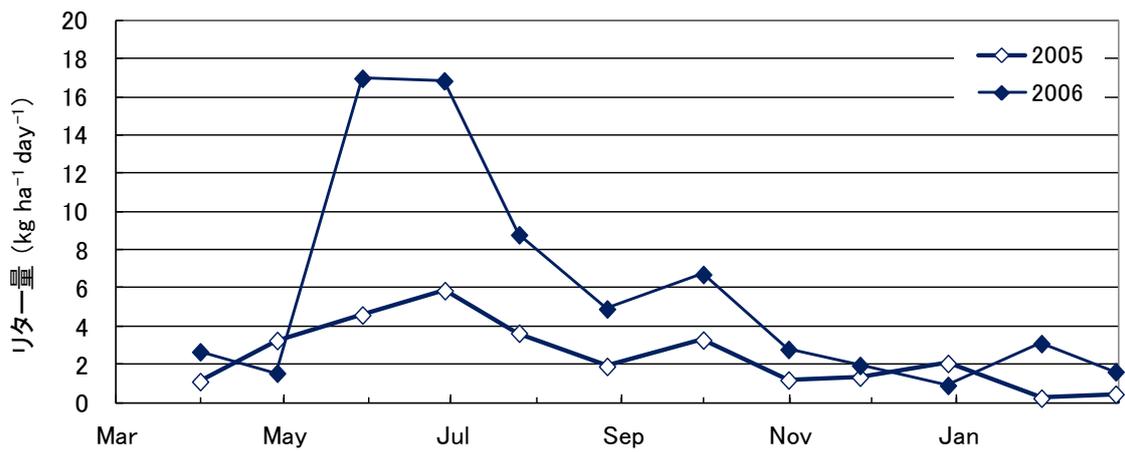


図 2-12 2005 年度と 2006 年度のモウソウチク林 (Ab) のタケの枝+鞘のリター量

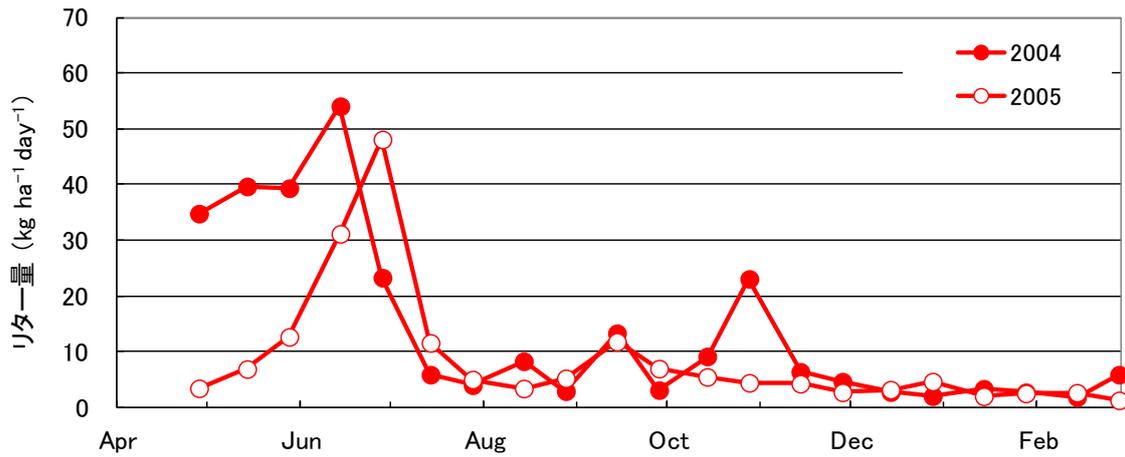


図 2-13 2004 年度と 2005 年度のマダケ林 (Bb) のタケの葉のリター量

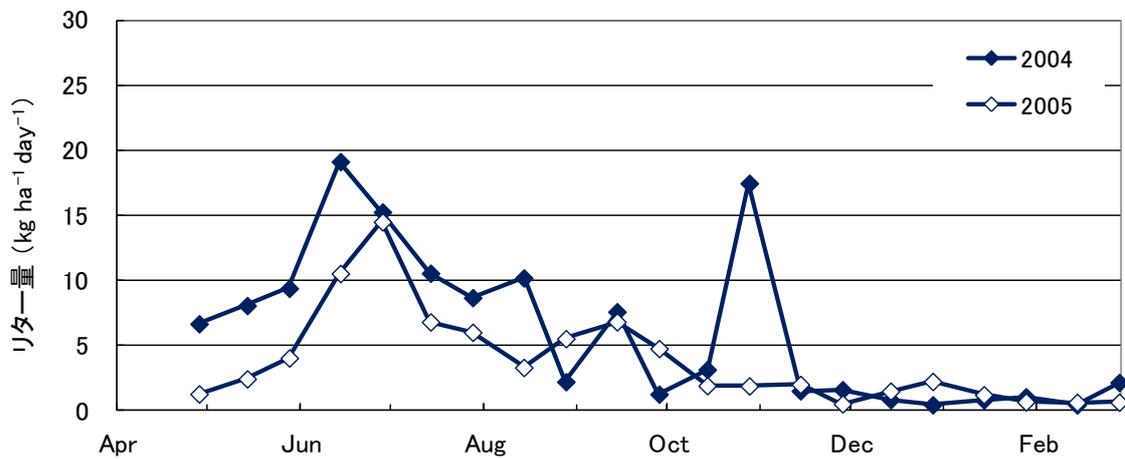


図 2-14 2004 年度と 2005 年度のマダケ林 (Bb) のタケの枝+鞘のリター量

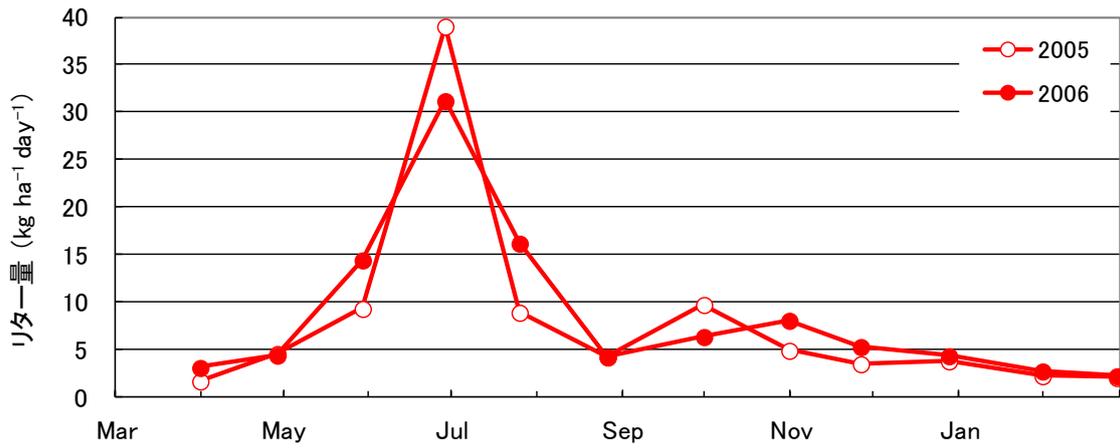


図 2-15 2005 年度と 2006 年度のマダケ林 (Bb) のタケの葉のリター量

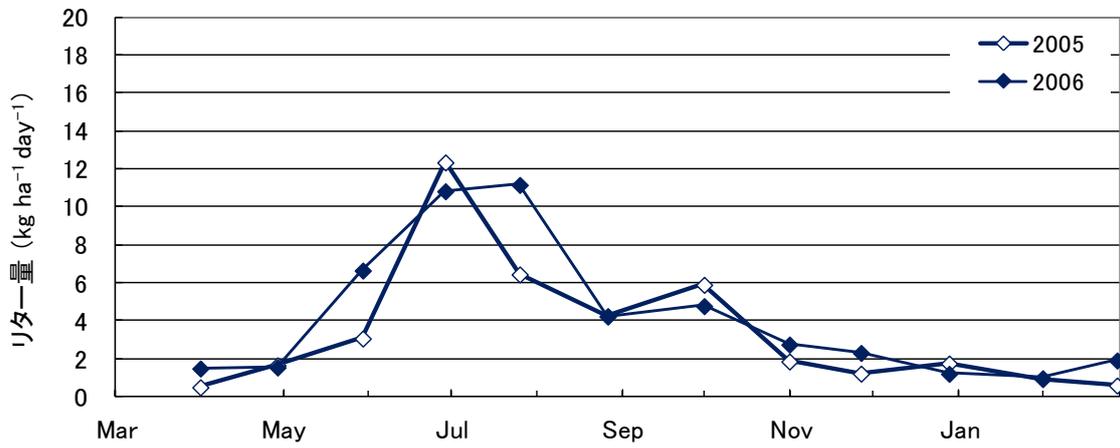


図 2-16 2005 年度と 2006 年度のマダケ林 (Bb) のタケの枝+鞘のリター量

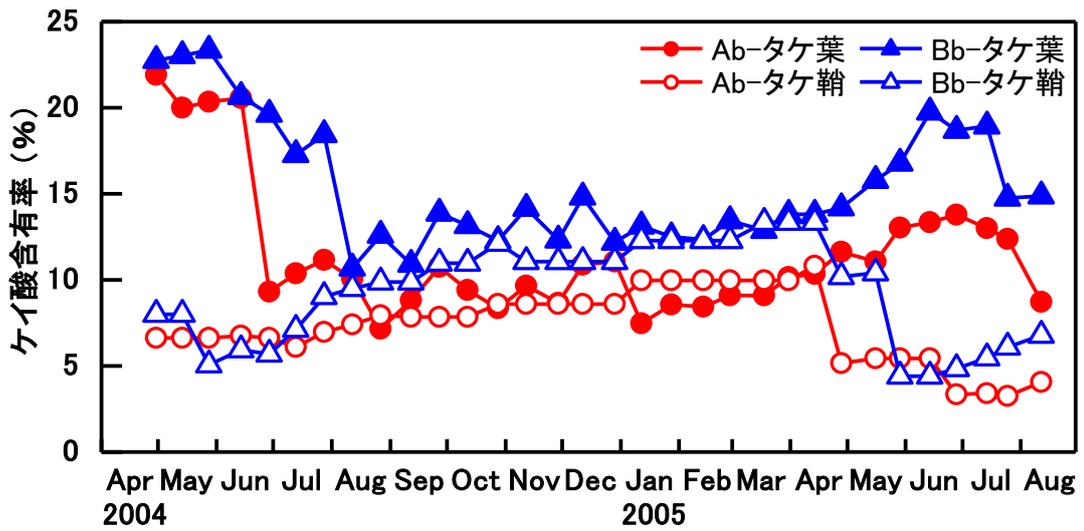


図 2-17 竹林プロットのタケの葉と鞘リターのケイ酸含有率

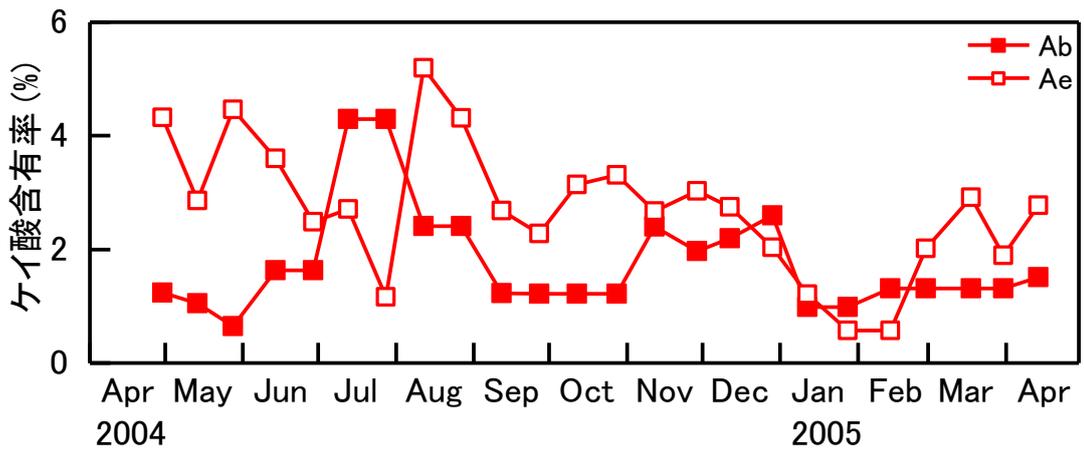


図 2-18 A 調査地の樹木の葉リターのケイ酸含有率

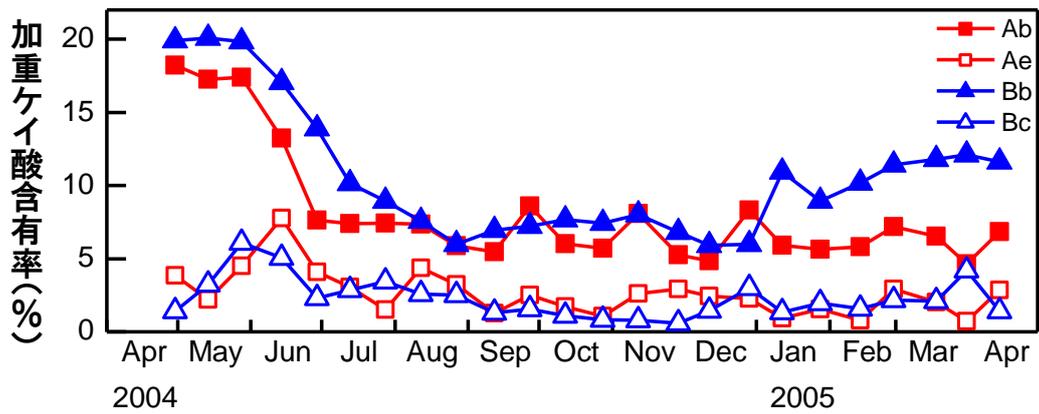


図 2-19 各プロットのリターの加重ケイ酸含有率

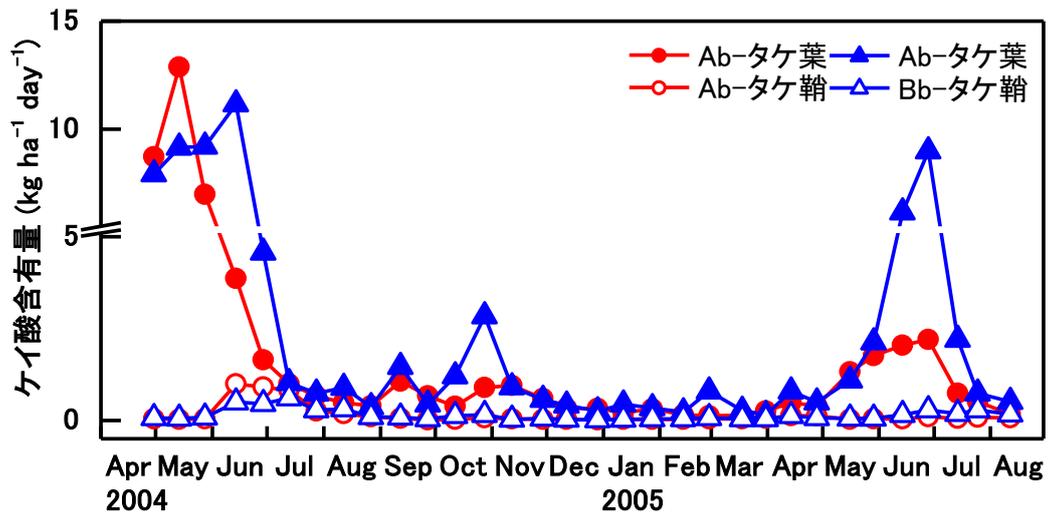


図 2-20 竹林プロットのタケの葉と鞘リターのケイ酸含有量

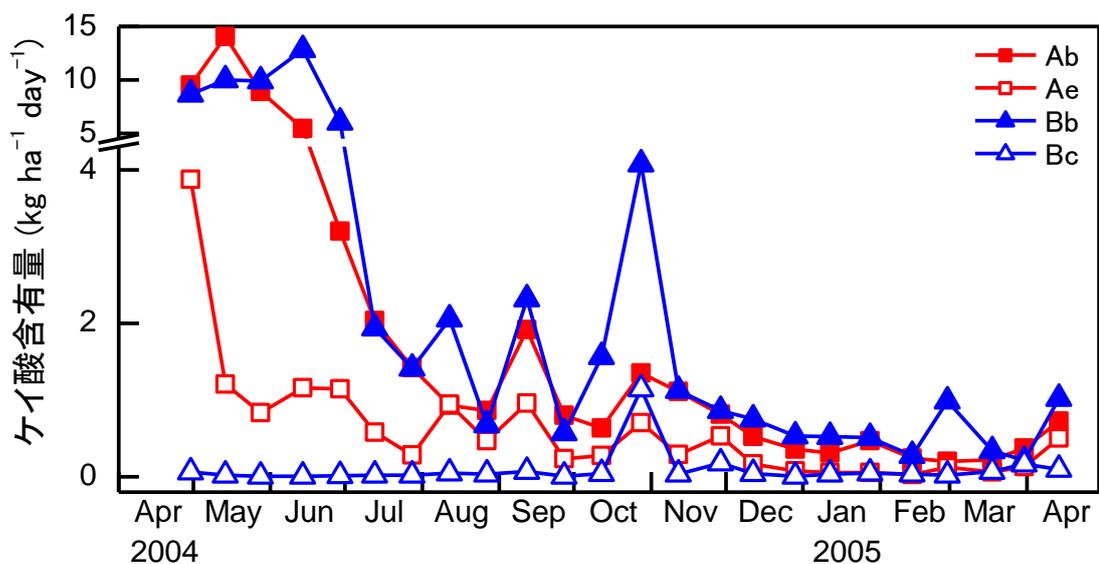


図 2-21 各プロットのリターのケイ酸含有量

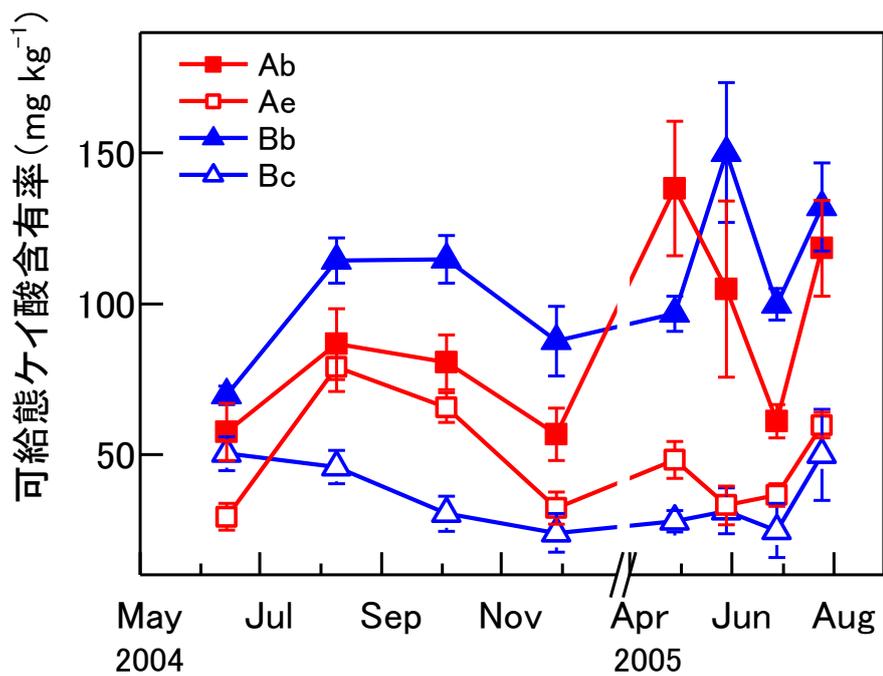


図 2-22 表層土壌の可給態ケイ酸含有率. n = 5. 縦棒は標準誤差を示す

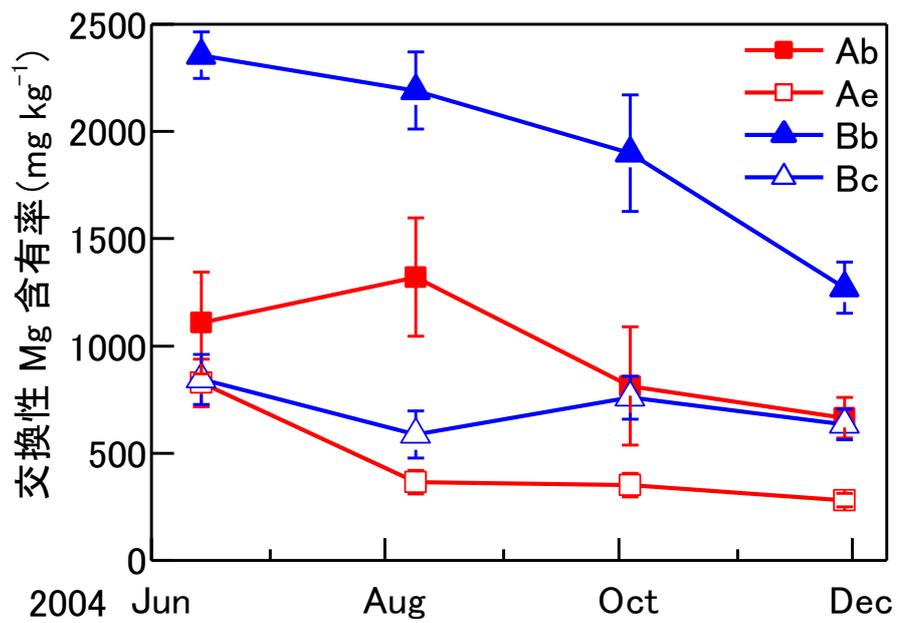


図 2-23 表層土壌の交換性 Mg 含有率. n = 5. 縦棒は標準誤差を示す

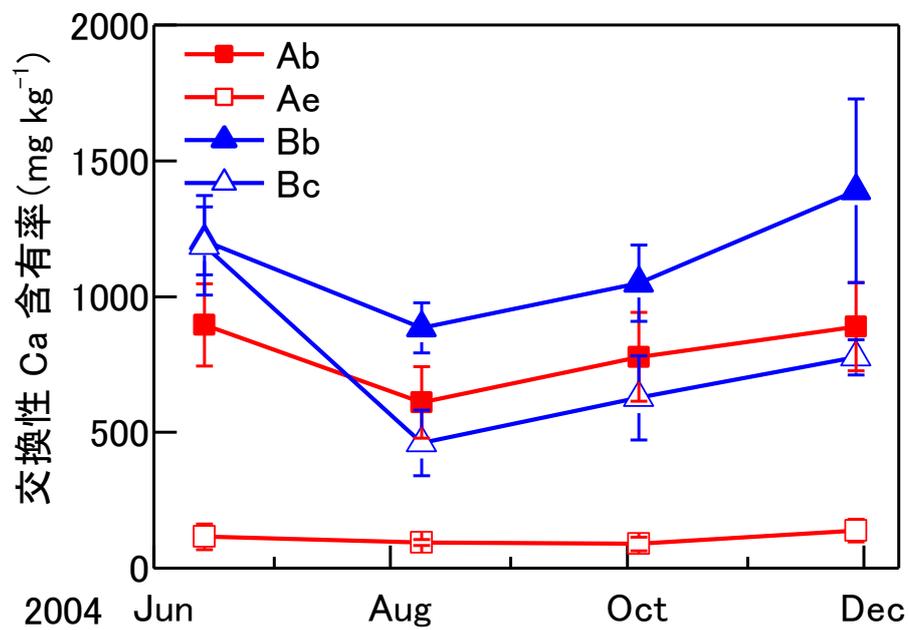


図 2-24 表層土壌の交換性 Ca 含有率. n = 5. 縦棒は標準誤差を示す

## 第3章 竹林のケイ酸循環

### 3-1 背景および目的

#### 1) 森林生態系の物質循環

森林生態系において、最大のバイオマスを有するのは樹木である。樹木は、主に炭素、窒素、カルシウムなどのミネラルから構成されている。これらの物質は図 3-1 に示すように森林生態系内のほかの生物や土壌、大気との間を循環している（全国大学演習林協議会 2006）。森林生態系は、植物体および土壌といった森林生態系そのものを構成する部位=コンパートメントと大気および陸水等といった森林生態系を取り囲むコンパートメントに分けることができる。森林生態系における物質循環のデータを解析する際にはこれらのコンパートメントの現存量もしくはコンパートメントの移動量として表すと整理しやすい（全国大学演習林協議会 2006）。生態系をめぐる物質の循環過程はその種類によって異なる（中村・小池 2005）（図 3-2）。炭素では植生が光合成により大気から  $\text{CO}_2$  を吸収し、その一部を呼吸により大気へ返す、植生と大気との経路を持つ特徴がある。大気との経路が主体である炭素に対して、窒素やミネラルは植物-土壌間での循環が主である。窒素は、生物的窒素固定や脱窒を通じた若干の大気との経路を持つ特徴がある。鉱物の化学的風化による供給はほとんどないと言われている。一方ミネラルは主要な起源が母材である特徴を持っている。本章で扱うケイ素（ケイ酸）は図 3-2 (c) の循環経路をとる。

#### 2) 土壌の可給態ケイ酸の測定を伴った陸上生態系のケイ酸循環

ケイ素は土壌の風化過程や海へのケイ素流入を通して、グローバルな炭素循環に重要な役割を果たしている（Conley 2002, Sommer et al. 2006）。海へ投入されるケイ素の約 80%は川から流入する（Treguer et al. 1995）。海へ流入するケイ素の 68-90%は植物由来であり（Derry et al. 2005）、植物はグローバルなケイ素循

環に大きな影響を与えている (Bansal et al. 2006)。しかし、陸上生態系のケイ素循環を測定した研究は、数例 (Bartoli 1983, Lucas et al. 1993, Alexandre et al. 1997, Meunier et al. 1999, Blecker et al. 2006, Gerard et al. 2008) が行われているのみで、更なる測定が求められている (Conley 2002)。これまで、温帯において竹林や常緑広葉樹林の陸上生態系のケイ素循環の報告は見当たらない。

タケはケイ酸集積植物であり、土壌から積極的にケイ酸を吸収する。吸収したケイ酸の多くは葉に蓄積され、その葉は生産と脱落を繰り返す。そのため、竹林生態系では他の樹種が優占する生態系と比較して植生によるケイ酸の吸収と還元が大きいことが予測される。さらに積極的なケイ酸吸収とリターにより多くのケイ酸の供給を受ける土壌では、ケイ酸集積植物以外が優占する森林と比較して変化が見られるかもしれない。そこで本研究では竹林とタケ以外の樹種が優占していた森林 (森林) が隣接していた場所にプロットを設置し、土壌、植物体そして落葉落枝 (リター) に含まれるケイ酸と土壌、植物体およびリターの中のケイ酸の移動量を測定し森林と比較することで竹林のケイ酸循環の特性を明らかにすることを目的として調査を行った。

ケイ素は土壌中で酸素について 2 番目に多い原子である (図 3-3)。ただ、酸素との強い親和性のため、自然界ではケイ酸や珪酸塩鉱物として存在する (Ma and Takahashi 2002)。ケイ酸は土壌重量の 50-70% を構成している (Ma and Yamaji 2006)。土壌鉱物の風化は、土壌溶液にケイ酸を放出する (Iler 1979)。pH8 以下の土壌溶液の中で、ケイ酸はオルトケイ酸 ( $H_4SiO_4$ ) の形で存在し (Ma and Takahashi 2002)、植物はこの形でケイ酸 (ケイ素) を土壌から吸収する (Epstein 1999)。しかし、土壌の可給態ケイ酸の測定とともに陸上生態系の植生のケイ酸循環を測定した報告は見当たらない。そこで、本研究では土壌の可給態ケイ酸の測定を伴った竹林、常緑広葉樹林、針葉樹林におけるケイ酸の物質循環を測定した。

### 3-2 実験材料と方法

### 1) 試験地

2章と同じ試験地で調査を行った(2-2 1)に記載)。

### 2) 毎木調査

2004年4月14日と16日に樹高1.3m以上の2年生以上のタケと胸高直径3.5cm以上の木本を対象として毎木調査を行い、胸高直径と樹高を測定した。胸高直径は直径巻尺で測定し、樹高は測桿とブルメライスで測定した。当年生のタケに関しては葉の展開が完了した7月13日に測定を行なった。

### 3) 地上部現存量

2004年11月に竹林(Ab、Bb)では、当年生のタケを3本と当年生以外のタケを3本、針葉樹林(Bc)ではスギ、3本を伐倒し、1個体ごとに稈(幹)、枝、葉に分けて重量を測定した。それぞれの部位の一部を60°Cで3日間乾燥させた後に粉碎してその約1gを秤量瓶にとり105°Cで1日乾燥させて絶乾水分率を求めた。重量は全て絶乾基準で表示させた。幹(稈)重量、枝重量、葉重量と2)で測定した胸高直径を用いて相対成長関係式を作成した。モウソウチクの相対成長関係式は次のように求められた。

$$\text{Log } w_s = 2.102 \log D + 1.990 \quad (R^2 = 0.9660) \quad (1)$$

$$\text{Log } w_b = 1.582 \log D + 1.694 \quad (R^2 = 0.8096) \quad (2)$$

$$\text{Log } w_l = 1.765 \log D + 1.123 \quad (R^2 = 0.5572) \quad (3)$$

$w_s$  : 幹(稈)の乾物重  $w_b$  : 枝の乾物重  $w_l$  : 葉の乾物重  $D$  : 胸高直径

マダケの相対成長関係式は次のように求められた。

$$\text{Log } w_s = 2.063 \log D + 2.051 \quad (R^2 = 0.9462) \quad (4)$$

$$\text{Log } w_b = 1.317 \log D + 1.562 \quad (R^2 = 0.5875) \quad (5)$$

$$\text{Log } w_l = 3.261 \log D - 0.169 \quad (R^2 = 0.8758) \quad (6)$$

スギの相対成長関係式は次のように求められた。

$$\text{Log } w_S = 2.638 \log D + 1.449 \quad (R^2 = 0.9783) \quad (7)$$

$$\text{Log } w_B = 2.569 \log D + 0.577 \quad (R^2 = 0.9917) \quad (8)$$

$$\text{Log } w_L = 1.725 \log D - 2.072 \quad (R^2 = 0.9985) \quad (9)$$

常緑広葉樹の現存量の推定には、伊勢神宮備林のツバキ林とその付近の常緑混合林で求められた以下の推定式 (10) ~ (13) (齊藤ら 1965) を用いた。なお、ヤブツバキ以外の樹木の葉の現存量の推定には (12) 式を用い、ヤブツバキの葉の現存量の推定には (13) 式を用いた。

$$\text{Log } w_S = 1.15 \log D^2 - 0.184 \quad (10)$$

$$\text{Log } w_B = 1.46 \log D^2 - 2.071 \quad (11)$$

$$\text{Log } w_L = 1.17 \log D^2 - 2.331 \quad (12)$$

$$\text{Log } w_L = 1.08 \log D^2 - 1.917 \quad (13)$$

上記 (1) ~ (13) を用いてタケと樹木の現存量の推定を行った。

#### 4) 地上部現存量に含まれるケイ酸含有量

タケとスギは上記 3) で得られた 60°C で 3 日間乾燥させた後に粉碎されたサンプルを用いてケイ酸含有率の測定を行った。広葉樹は、成長錘と高枝切りにより幹、枝、葉のサンプルを採取し、60°C で 3 日間乾燥させた後に粉碎したサンプルを用いてケイ酸含有率の測定を行った。ケイ酸含有率の測定は 2-2 2) で示す方法で行った。地上部現存量に含まれるケイ酸含有量は、以下の式で求めた。

$$\text{現存量に含まれるケイ酸量} = \text{現存量} \times \text{ケイ酸含有率} \div 100$$

#### 5) 純生産と林分のケイ酸吸収量

純生産量は (14) 式で算出される。

$$\Delta P_n = \Delta Y + \Delta L + \Delta G \quad (14)$$

$\Delta P_n$  : 純生産量、 $\Delta Y$  : 現存量の増加量、 $\Delta L$  : リター量、 $\Delta G$  : 植食性動物の摂食による損失量 (被食量) (中村・小池 2005, 全国大学演習林協議会 2006)

なお $\Delta G$  に関しては、一般に極めて小さいものであるので本論文では無視した。現存量の増加量は次のように求めた。当年生のタケは、稈、枝、葉の現存量、2年生以上のタケは、稈は肥大成長をしないため、その成長量は無視し、枝と葉はリターフォール分とした。また、広葉樹の幹の増加量には、以下の推定式 (15) ~ (17) (齊藤ら 1965) を用いた。なお、ヤブツバキ以外には (16) 式を用い、ヤブツバキには (17) 式を用いた。

$$\text{Log } V_s = 1.15 \log D^2 - 0.692 \quad (15)$$

$$\text{Log } \Delta V_s = 1.12 \log D^2 - 1.888 \quad (16)$$

$$\text{Log } \Delta V_s = 0.832 \log D^2 - 1.536 \quad (17)$$

$V_s$  : 材積、 $\Delta V_s$  : 幹成長量

スギの幹の増加量は年輪解析により求めた。年輪解析は次のように行った。伐倒木を 2m ごとに玉切りし、それぞれの材の元口と末口の直径、年輪数、直近 5 年の年輪の成長幅を測定した。これらの値をもとにスマリアン式を用いて伐倒時の材積を求め、5 年成長幅から 5 年前の材積を推定し、材積の差から年平均増加量を推定した。そして伐倒時の材積と年平均増加量から年間の増加率を求めた。そして蓄積量に年間の増加率を乗じて年増加量を算出した。木本の枝と葉はリターフォール分とした。各部位のケイ酸含有率の測定は 6) で示す方法で行った。算出期間は 2004 年 4 月 14 日から 2005 年 4 月 14 日とした。

## 6) リターフォール

### リターフォール量

2 章と同じ測定法で行った (2-2 2) に記載)。なお、リターフォールの回収期間は、2004 年 4 月 14 日から 2005 年 4 月 14 日までとした。

### ケイ酸含有量とケイ素含有量

60°C で 3 日間乾燥させた後に粉碎されたサンプルを用いてケイ酸含有率の測定

を行った。ケイ酸含有率の測定は 2-2 2) で示す方法で行った。ケイ素含有率は、ケイ酸含有率に 0.467 を乗じて算出した。ケイ酸含有量およびケイ素含有量は、各部位のリターフォール量とケイ酸含有率またはケイ素含有率を用いて算出した。

## 7) 土壌分析

### サンプリング

2005 年 8 月 2 日 (B 調査地) および 4 日 (A 調査地) にプロットの中央付近の土壌を 80 cm の深さまで掘った。そして A0 層を除き、0-5cm、5-10cm、10-20cm、20-30cm、30-50cm、50 - 80cm の各層から、化学分析用土壌を移植ゴテで採取した。さらに、細土率を求めるために、上述の各層から 400cc 採土円筒を用いて土壌の採取を行った。化学分析用土壌に関しては、当日のうちに 2mm メッシュの篩にかけ細土を得た。

### 風乾率と絶乾率

2 章と同じ測定法で行った。(2-2 3) に記載)

### 可給態ケイ酸

2 章と同じ測定法で行った。(2-2 3) に記載)

## 8) 生態系内のケイ酸の循環

生態系内のケイ酸の循環を現存量(ストック)と移動量(フロー)で示した。植物体および土壌など、森林生態系そのものを構成する部位は現存量として四角で示し、現存量間の移動量を矢印で示した。ストックは 1 時点での蓄積量を示し、フローは一定期間の移動量を示した。値は 4) ~7) で得られたものを使用した。

## 3-3 結果

### 1) リターによる土壌へのケイ酸(ケイ素)の還元

表 3-1 に各プロットのリターの重量、加重ケイ酸含有率、ケイ酸含有量を示した。リターのケイ酸含有量は Ab (モウソウチク林): 818、Ae (常緑広葉樹林): 223、

Bb (マダケ林) : 1,055、Bc (針葉樹林) : 35 ( $\text{kg SiO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ) だった。これらの値をケイ素に換算するとそれぞれ Ab : 382、Ae : 104、Bb : 493、Bc : 16 ( $\text{kg Si ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ) だった。

## 2) 植生のバイオマスおよびケイ酸の蓄積と吸収

表 3-3 に地上部純生産とそのケイ酸含有率、ケイ酸含有量を示した。各プロットの植生のケイ酸吸収量は Ab : 924、Ae : 253、Bb : 1,060、Bc : 41 ( $\text{kg SiO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ) だった (表 3-3)。A 調査地において、Ab (モウソウチク林) の植生の吸収量は Ae (常緑広葉樹林) より 3.7 倍高かった。また B 調査地において、Bb (マダケ林) の植生の吸収量は Bc (針葉樹林) より 26 倍高かった。

## 3) 土壌の可給態ケイ酸含有率と量

表 3-4 に各プロットの深度 80cm までの土壌の可給態ケイ酸含有率と量を示した。図 3-4 に 0~80cm までの土壌の可給態ケイ酸含有率を示した。竹林土壌の可給態ケイ酸含有率の推移において、Ab (モウソウチク林) では、最表層 (0-5cm) が 66.2 ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) と最も高く、その値から下方の 30-50cm (21.8  $\text{mg kg}^{-1}$ ) へ向かって値が減少し、50-80cm (33.7  $\text{mg kg}^{-1}$ ) へ向かって値は上昇した。Ae (常緑広葉樹林) では、最表層 (0-5cm: 96.8  $\text{mg kg}^{-1}$ ) から 10-20 cm (31.6  $\text{mg kg}^{-1}$ ) に向けて減少した。そこから 30-50cm (31.8  $\text{mg kg}^{-1}$ ) まで概ね横ばいで推移し、50-80cm (51.4  $\text{mg kg}^{-1}$ ) へ向かって値が上昇した。Bb (マダケ林) では、最表層 (0-5cm) が 124.6 ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) と最も低く、その値から下方の 50-80cm (487.1  $\text{mg kg}^{-1}$ ) へ向かって値が上昇した。Bc (針葉樹林) では、概ね最表層 (0-5cm: 30.4  $\text{mg kg}^{-1}$ ) から最下層 (50-80cm: 91.4  $\text{mg kg}^{-1}$ ) に向かって上昇した。

A 調査地において、深度 80cm までの Ab (モウソウチク林) の可給態ケイ酸ストック 195 ( $\text{kg SiO}_2 \text{ ha}^{-1}$ ) は Ae (常緑広葉樹林) 239 ( $\text{kg SiO}_2 \text{ ha}^{-1}$ ) と同等だった。また B 調査地においては Bb (マダケ林) の可給態ケイ酸ストック 1,913 ( $\text{kg SiO}_2 \text{ ha}^{-1}$ )

は Bc (針葉樹林) 550 (kg SiO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>) より 3.5 倍高かった。

#### 4) 植生のケイ酸循環

表 3-1~3-4 をもとに各プロットのケイ酸循環を図 3-5 に示した。Ab (モウソウチク林) では土壌の可給態ケイ酸ストックが 195 (kg SiO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>)、植生のケイ酸吸収量は 922 (kg SiO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>)、植生のケイ酸ストックが 1,142 (kg SiO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>)、リターフォールのケイ酸含有量が 818 (kg SiO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) であった。Ae (常緑広葉樹林) では土壌の可給態ケイ酸ストックが 239 (kg SiO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>)、植生のケイ酸吸収量は 253 (kg SiO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>)、植生のケイ酸ストックが 1,497 (kg SiO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>)、リターフォールのケイ酸含有量が 223 (kg SiO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) であった。Bb (マダケ林) では土壌の可給態ケイ酸ストックが 1,913 (kg SiO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>)、植生のケイ酸吸収量は 1,060 (kg SiO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>)、植生のケイ酸ストックが 702 (kg SiO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>)、リターフォールのケイ酸含有量が 1,055 (kg SiO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) であった。Bc (針葉樹林) では土壌の可給態ケイ酸ストックが 550 (kg SiO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>)、植生のケイ酸吸収量は 41 (kg SiO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>)、植生のケイ酸ストックが 197 (kg SiO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>)、リターフォールのケイ酸含有量が 35 (kg SiO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) であった。Ab (モウソウチク林) において、土壌の可給態ケイ酸ストック (195 kg SiO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>) は、植生のケイ酸吸収量 (922 kg SiO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) より少なかった (図 3-5)。従って、Ab では 1 時点だけを見ると植生の年間吸収量を賄えるケイ酸が土壌中に存在しなかった。一方、Bb (マダケ林) においては土壌の可給態ケイ酸ストック (1,913 kg SiO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>) は、植生の年間吸収量 (1,060 kg SiO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) を賄うのに十分な量が存在した (図 3-5)。

### 3-4 考察

#### 1) リターによる土壌へのケイ素還元

陸上生態系のケイ素循環において、リターフォールは植生から土壌への最も重要

なフラックスである (Sommer et al. 2006)。各プロットのリターによる土壌へのケイ素還元 (リターのケイ素含有量) は Ab : 382、Ae : 104、Bb : 493、Bc : 16 ( $\text{kg Si ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ) だった。温帯でのリターケイ素含有量は、これまでに次のような報告がある。Bartoli (1983) は、針葉樹林で 5 ( $\text{kg Si ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ )、落葉樹林で 22 ( $\text{kg Si ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ) と報告している。Gerard et al. (2008) は、針葉樹林で 36.2 ( $\text{kg Si ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ )、Blecker et al. (2006) は、グレートプレーンズの草地生態系で 22-67 ( $\text{kg Si ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ) と報告している。Sommer et al. (2006) は温帯湿润気候では 0.6-67.4 ( $\text{kg Si ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ) とレビューしている。本試験での竹林 (Ab、Bb) の値はこれまで温帯で測定された中で最も高い値となった。モウソウチクやマダケは多年生のケイ素集積植物であるため、これまでに測定された中で最も高くなったと考えられる。また、常緑広葉樹林 (Ae) の値もこれまで温帯で測定された中で最も高い値となった。Bartoli and Souchier (1978) は、樹木の葉でも着葉期間の経過とともにケイ素含有率が上昇することを報告している。落葉広葉樹と常緑広葉樹のケイ素吸収率に差がないのであれば、着葉期間の差から落葉広葉樹林と比較して常緑広葉樹林のリターのケイ素含有率が高くなることが考えられる。また、常緑広葉樹と針葉樹でケイ素吸収率に差があれば、両者のリターのケイ素含有率に差が生ずることが予想される。これまで温帯の常緑広葉樹林での測定報告はないようである。常緑広葉樹林のリターのケイ素含有量について明らかにするためにはさらなる測定が必要と考えられる。

## 2) 竹林と森林の物質循環の比較

乾燥、半乾燥気候を除いて、大気から陸上生態系へのケイ酸の降水量は比較的小さい (Sommer et al. 2006)。湿润気候にて、降水を通しての年間のケイ酸降水量の多くの値は  $3 \text{ kg SiO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  以下である (Sommer et al. 2006)。Tanaka et al. (2011) は高知のヒノキ林とモウソウチク林の樹冠流のケイ酸濃度を報告しており、それぞれ、0.008 と  $0.07 \text{ kg SiO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  と報告している。ケイ酸の降水量および

樹幹流による林分へのケイ酸投入は、本調査でのリターによる土壌へのケイ酸供給 ( $35-1,055 \text{ kg SiO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ) と比較して低い値である。

A、B 両調査地内において、竹林 (Ab、Bb) の植生の吸収量は森林 (Ae、Bc) よりそれぞれ 3.7 倍、26 倍高かった。A 調査地の竹林 (Ab) の土壌の可給態ケイ酸のストックの値は森林 (Ae) とほぼ同等だった。しかし、B 調査地の竹林 (Bb) の値は森林 (Bc) より 3.5 倍高かった。竹林プロット (Ab、Bb) は竹が侵入することにより成立した。A、B 両調査地内の竹林と森林は隣接しているため、Ab と Ae、Bb と Bc それぞれの元々の可給態ケイ酸のストックの値は同じと仮定すると、A 調査地における竹林 (Ab) の森林 (Ae) と比較した植生吸収の増分と B 調査地における竹林 (Bb) の森林 (Bc) と比較した土壌のストックの増分と植生吸収の増分は両竹林にタケが侵入したあとに供給されたと考えられる。リターのケイ酸含有量において、A 調査地では、竹林 (Ab) は森林 (Ae) より 2.7 倍高く、B 調査地では、竹林 (Bb) は森林 (Bc) より 24.8 倍高かった。Alexandre (1997) はリターに含まれていたケイ素の 92.5% が 1 年以内に溶解したと報告している。また、Frayssé et al. (2009) は、土壌溶液の中性の pH において、数種の植物から抽出されたプラントオパールは典型的な土壌鉱物より高かったと報告している。Farmer et al. (2005) は、プラントオパールは土壌の溶存ケイ酸の主要なより早く供給可能なソースでありシンクであろうと結論している。よって本試験での調査時点では竹林でのリターに含まれるケイ酸は土壌の可給態ケイ酸の重要な供給源となっていたと考えられる。しかし、Ab と Bb の竹林プロットではタケが侵入した際に土壌へ高いケイ酸含量を伴ったリターが供給されていたはずはない。土壌溶液中のケイ酸の供給は主に土壌鉱物の風化やプラントオパールの溶解によってなされる (Alexandre et al. 1997, Farmer et al. 2005, Frayssé et al. 2006, Sommer et al. 2006, Frayssé et al. 2009)。従って、A 調査地における竹林 (Ab) の森林 (Ae) と比較した植生吸収の増分と B 調査地における竹林 (Bb) の森林 (Bc) と比較した土壌のストックの増分と植生吸収の増分はタケが竹林 (Ab、Bb) に侵入したあと土壌鉱物

の風化からもたらされた可能性が考えられる。

植物は、土壤溶液の  $\text{CO}_2$  分圧を上昇させることや有機酸の排出を通して珪酸塩鉱物の風化を高める (Sommer et al. 2006)。珪酸塩鉱物の風化は土壤溶液へケイ酸の放出をもたらす (Sommer et al. 2006)。杉山・阿江 (2000) は、イネ科のリクトウが土壤鉱物から可溶化したケイ酸を吸収したことを報告している。Blecker et al. (2006) は、植物のケイ酸含有率が高い草本が優先する草地での土壤鉱物の溶解は森林より高いことを報告している。本研究においても、森林と比較して竹林で土壤鉱物の風化が大きく、それに伴ってケイ酸の土壤溶液への放出が竹林で大きい可能性が考えられる。竹林では土壤鉱物の風化に伴ったケイ酸の土壤溶液への放出が大きい故に植生のケイ酸の吸収と還元が高いことも考えられる。

なお、Lux et al. (2003) はモウソウチクの細根を調査し、そのケイ素 (ケイ酸) 含有率を 2.4 (5.1) %、蓄積量を 460 (984)  $\text{kg ha}^{-1}$  と試算している。本論文のケイ酸循環には細根や地下茎のケイ酸吸収量が含まれていないため、それらを含めた竹林のケイ酸吸収量は本研究の値よりも大きくなる。

### 3) 土壤の可給態ケイ酸含有率

自然状態ではケイ酸を含んだ土壤溶液は下方へ向かい移動する (木宮 1991)。B 調査地の竹林 (Bb) 土壤において、可給態ケイ酸含有率は上層から下層に向かうほど上昇した (表 3-4)。自然状態でのケイ酸の動きを反映してそのような結果が得られたと考えている。一方、A 調査地の竹林 (Ab) 土壤においては 0-5cm 層から 30-50cm 層へ向かって値が減少し、50-80cm へ向かって値は上昇した。竹林間で土壤の可給態ケイ酸含有率の動きに違いが見られた。

Ab において、土壤の可給態ケイ酸ストックは、植生のケイ酸吸収量の 3 割弱だった。一方、Bb においては土壤の可給態ケイ酸ストックは、植生の年間の吸収量を賄うのに十分な量が存在した。採土円筒で回収した土壤に含まれていたタケの細根重量において、Ab の 0-80cm に対する 0-50cm までの層位の重量の割合は 99% で、

細根の大部分が 50cm よりも上層に存在していた。Ab では植生の吸収を十分に賄えるだけの可給態ケイ酸が土壤に存在しない。細根の存在範囲において、可給化されたケイ酸が積極的に吸収され、表層から細根の存在する土壤層位に向かって土壤の可給態ケイ酸含有率が減少した可能性も考えられる。一方、Bb では植生の吸収量を賄えるだけの土壤の可給態ケイ酸ストックが存在する上に、鉱物風化やリターの分解によって、可給態ケイ酸が土壤に供給されていたため、可給態ケイ酸含有率が上層から下層に向かって上昇する動きを示したことも考えられる。自然状態ではケイ酸を含んだ土壤溶液は下方へ向かい移動するためタケが地下水のケイ酸濃度の上昇に影響を与えることも考えられる。

### 3-5 結論

陸上生態系のケイ酸循環を示した研究は少なく、更なる測定が求められている。生態系内のケイ酸の循環を考えるにあたり、植物が吸収できる形のケイ酸の土壤の現存量を提示する必要性を考えた。これまでに土壤の可給態ケイ酸の測定を伴ったケイ酸循環の測定は見当たらない。そこで本章では竹林、常緑広葉樹林、針葉樹林の土壤の可給態ケイ酸の測定を伴ったケイ酸循環の測定を提示した。また、竹林では森林と比較して植生によるケイ酸の吸収と還元が大きいことと土壤の可給態ケイ酸が変動していることが予測されたため、土壤、植物体およびリターに含まれるケイ酸（ストック）と土壤および植物体間のケイ酸の移動量（フロー）を測定し竹林と森林の値を比較した。そして以下の結果を得た。

- 1) 竹林（Ab、Bb）と常緑広葉樹林（Ae）のリターのケイ酸含有量はこれまで温帯で測定された中で最も高い値だった。
- 2) 竹林の植生の吸収量は森林より A 調査地で 3.7 倍、B 調査地で 26 倍高く、竹林の土壤の可給態ケイ酸のストックの値は、A 調査地は森林とほぼ同等であり、B 調査地は森林より 3.5 倍高かった。また、リターのケイ酸含有量は森林より A 調査地で 2.7 倍、B 調査地で 24.8 倍高かった。A 調査地内、B 調査地内のタケが

侵入する前の可給態ケイ酸のストックの値は同じと仮定すると、森林と比較した増分は鉱物風化からもたらされた可能性が考えられた。竹林では鉱物風化に伴ったケイ酸の土壌溶液への放出が大きい故に植生のケイ酸の吸収と還元が高いことも考えられた。

表 3-1 各プロットのリターの重量、加重ケイ酸含有率およびケイ酸含有量

	リター重量 (t ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> )				加重ケイ酸含有率 (%)				ケイ酸含有量 (kg ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> )				
	Ab	Ae	Bb	Bc	Ab	Ae	Bb	Bc	Ab	Ae	Bb	Bc	
タケ	葉	4.13	0.30	4.60	0.01	15.77	18.65	18.64	15.68	650.73	55.49	856.95	1.10
	枝	1.34	0.09	1.35	0.00	5.96	7.44	7.31	7.34	79.83	6.45	99.00	0.02
	鞘	0.87	0.04	0.65	0.00	6.92	6.63	7.78	8.58	60.30	2.55	50.89	0.04
	その他部位	0.31	0.00	0.48	0.00	5.34	0.00	6.70	0.00	16.34	0.00	32.10	0.00
	総量	6.64	0.42	7.08	0.01					807.20	64.48	1038.93	1.16
樹木	葉	0.45	3.79	0.87	2.99	1.71	3.47	1.73	0.86	7.61	131.71	15.15	25.79
	枝	0.11	2.67	0.13	0.24	0.46	0.42	0.31	0.32	0.52	11.22	0.41	0.77
	繁殖器官	0.18	0.63	0.06	0.12	0.47	0.46	0.15	1.16	0.83	2.89	0.08	1.38
	その他部位	0.07	0.83	0.04	0.16	2.37	1.53	1.28	3.55	1.67	12.72	0.50	5.61
	総量	0.80	7.93	1.11	3.50					10.62	158.53	16.15	33.55
総量	7.45	8.36	8.19	3.51					817.82	223.01	1055.08	34.71	

表 3-2 各プロットの地上部の現存量、ケイ酸含有率およびケイ酸含有量

		植物体重量 (t ha <sup>-1</sup> )				ケイ酸含有率 (%)				ケイ酸含有量 (kg ha <sup>-1</sup> )			
		Ab	Ae	Bb	Bc	Ab	Ae	Bb	Bc	Ab	Ae	Bb	Bc
タケ	葉	4.56	0.67	2.94	0.00	7.96	10.82	10.82		362.89	72.49	318.07	0.00
	枝	11.88	0.83	4.31	0.00	2.50	2.93	2.91		297.26	24.25	125.28	0.00
	稈	71.36	10.63	50.94	0.00	0.60	0.43	0.43		426.68	45.72	217.37	0.00
	総量	87.80	12.13	58.19	0.00					1086.83	142.46	660.71	0.00
樹木	葉	0.83	14.87	0.48	32.38	1.55	1.55	1.55	0.34	12.91	229.87	7.40	108.68
	枝	4.29	184.13	3.86	10.81	0.28	0.28	0.28	0.10	11.87	509.71	10.68	10.68
	幹	18.29	370.29	14.23	97.43	0.17	0.17	0.17	0.08	30.39	615.39	23.64	77.47
	総量	23.41	569.29	18.56	140.62					55.17	1354.97	41.72	196.83
総量	111.21	581.42	76.75	140.62					1142.00	1497.43	702.44	196.83	

表 3-3 各プロットの地上部純生産とその加重ケイ酸含有率およびケイ酸含有量

	地上部純生産 (t ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> )				加重ケイ酸含有率 (%)				ケイ酸含有量 (kg ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> )				
	Ab	Ae	Bb	Bc	Ab	Ae	Bb	Bc	Ab	Ae	Bb	Bc	
タケ	葉	4.80	0.30	4.61	0.00	14.63	18.65	18.61		701.48	55.49	858.34	0.00
	枝	3.07	0.09	1.41	0.00	3.68	7.44	7.05		113.03	6.45	99.77	0.00
	稈	10.00	0.00	0.77	0.00	0.21		0.20		20.73	0.00	1.55	0.00
	鞘	0.87	0.04	0.65	0.00	6.92	6.63	7.78		60.30	2.55	50.89	0.00
	その他	0.31	0.00	0.48	0.00	5.34		6.70		16.34	0.00	32.10	0.00
	総量	19.04	0.42	7.93	0.00					911.87	64.48	1042.64	0.00
樹木	葉	0.45	3.79	0.87	2.99	1.71	3.47	1.73	0.86	7.61	131.71	15.15	25.79
	枝	0.11	2.67	0.13	0.24	0.46	0.42	0.31	0.32	0.52	11.22	0.41	0.77
	幹	0.95	18.31	0.78	9.19	0.17	0.17	0.17	0.08	1.57	30.43	1.29	7.31
	繁殖器官	0.18	0.63	0.06	0.12	0.47	0.46	0.15	1.16	0.83	2.89	0.08	1.38
	その他	0.07	0.83	0.04	0.16	2.37	1.53	1.28	3.55	1.67	12.72	0.50	5.61
	総量	1.75	26.25	1.88	12.69					12.19	188.96	17.44	40.85
総量	20.79	26.67	9.81	12.69					924.06	253.44	1060.08	40.85	

表 3-4 各プロットの深度 80cm までの土壌の可給態ケイ酸含有率と量

深さ (cm)	可給態ケイ酸含有率 (mg kg <sup>-1</sup> )				可給態ケイ酸量 (kg ha <sup>-1</sup> )			
	Ab	Ae	Bb	Bc	Ab	Ae	Bb	Bc
0-5	66.2	96.8	124.6	30.4	13.9	7.3	51.6	12.4
5-10	50.8	61.3	126.0	52.2	18.2	11.0	56.4	25.8
10-20	30.4	31.6	176.7	47.0	21.2	15.6	163.2	51.3
20-30	26.8	31.7	240.8	68.3	23.9	27.6	207.3	77.8
30-50	21.8	31.8	295.8	76.7	33.8	53.6	481.0	164.6
50-80	33.7	51.4	487.1	91.4	84.2	123.3	953.7	218.2
0-80					195.3	238.6	1913.1	550.1

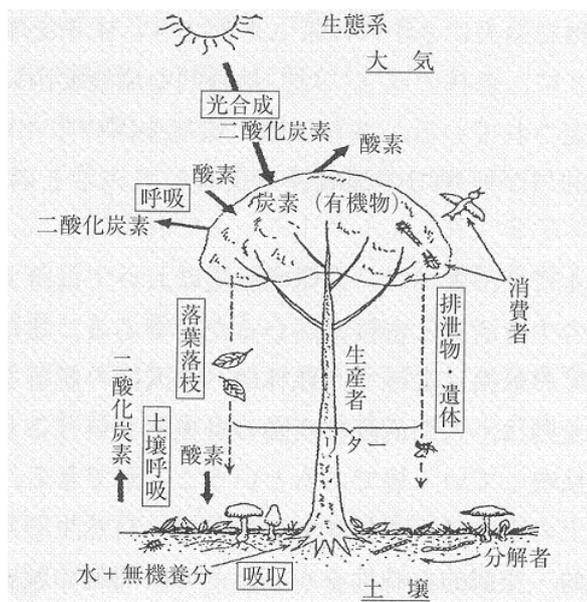


図 3-1 森林生態系の模式図（全国大学演習林協議会 2006）

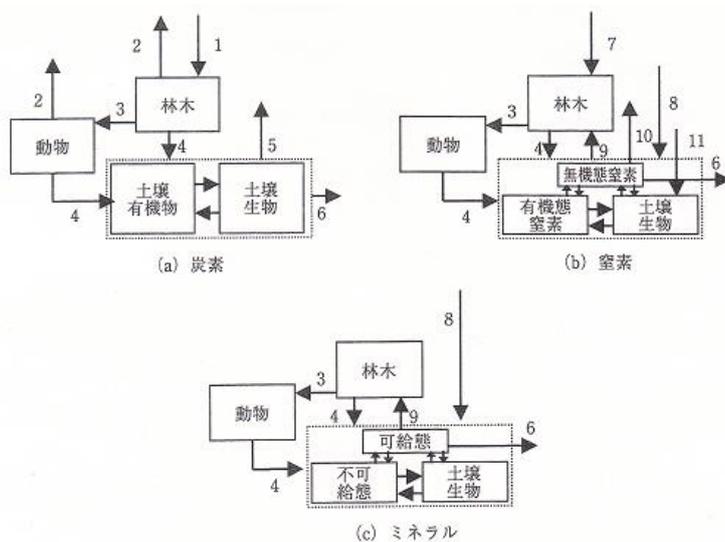


図 3-2 森林における物質循環の経路（全国大学演習林協議会 2006）

点線で囲んだ部分は土壌中での動きである。

- 1：光合成，2：呼吸，3：被食，4：リターフォール，5：土壌呼吸，6：流出・侵食，  
 7：N固定（共生），8：降水，降下粉塵，9：林木による吸収，10：脱窒，11：N  
 固定（非共生）

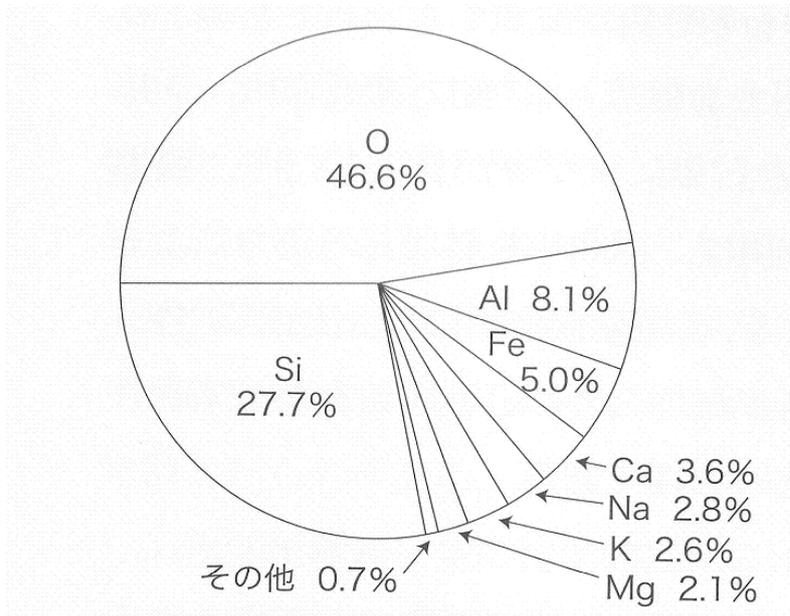


図 3-3 地殻の化学組成 (三枝・木村 2005)

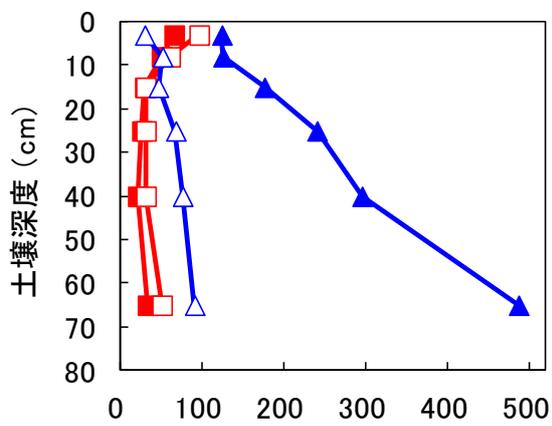
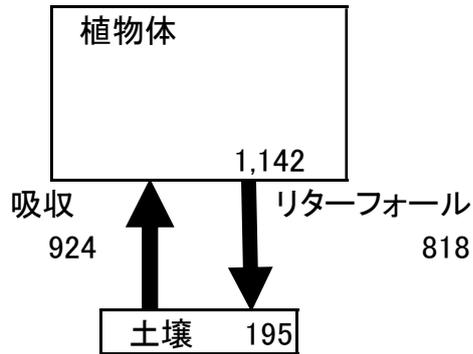
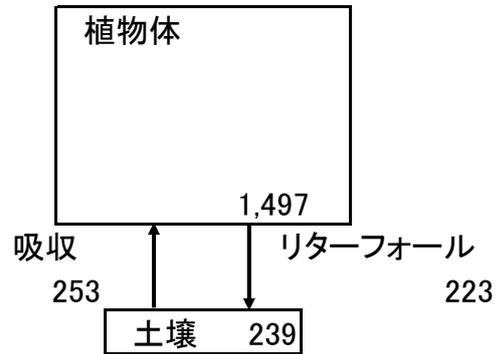


図 3-4 0~80cm までの土壌の可給態ケイ酸含有率

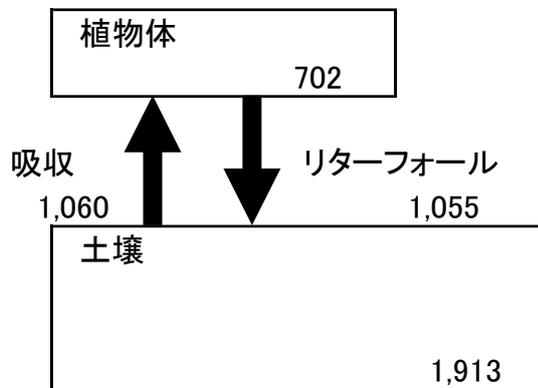
**Ab (モウソウチク林)**



**Ae (常緑広葉樹林)**



**Bb (マダケ林)**



**Bc (針葉樹林)**

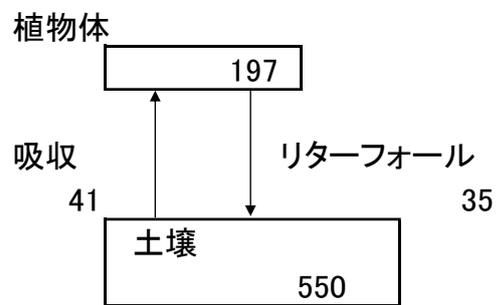


図 3-5 各プロットのケイ酸の内部循環. 長方形は1時点でのケイ酸のストック (kg SiO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>) を示しており、大きさはストックの量を反映している. 矢印は年間のケイ酸のフロー (kg SiO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) を示しており、太さはフローの量を反映している. 土壌のケイ酸は可給態ケイ酸を示している

## 第4章 総合考察

### 1) プラントオパール溶解

水溶性ケイ酸 ( $\text{H}_4\text{SiO}_4$ ) は土壌中に普遍的に存在し、容易に植物に吸収されるため、ケイ酸は土壌に根を下ろしている全ての植物に含まれる (Ma and Takahashi 2002)。吸収されたケイ酸の大部分は非晶質ケイ酸として植物の細胞の中や間で凝集される (Sommer et al. 2006, Hodson et al. 2008; Santos et al. 2012)。その凝集された非晶質ケイ酸粒子は、プラントオパール、ファイトリスなどと呼ばれる (Hodson et al. 2008, Santos et al. 2012)。プラントオパール (図 4-1, 4-2) は植物の種により形や大きさ、密度が異なり (杉山 2000)、数千年以上も元の形状を保つとされている (伊藤 2003)。その性質を利用して、考古学の分野などでは、遺跡土壌などからプラントオパールを抽出し、当時の植生、環境、農耕の推定などに利用している (杉山 2000)。この分析法はプラントオパール分析と呼ばれている。

伊藤 (2003) は、粳がらや稲わらに由来するケイ酸の施与により水稻に吸収されたケイ酸が上昇したことを報告している。プラントオパールが考古学等の分野で使用されていることを考えるとプラントオパールが 1 年から数年という短時間で溶解することはありえないはずである (伊藤 2003)。伊藤 (2003) は、粳がらや稲わら中のケイ酸が植物の生育にプラスに作用する研究報告がある一方で植物体に含まれていたケイ酸が数千年以上も元の形状を保つことを利用して研究に活用されており、両者が成立するメカニズムを難問と表現している。

Alexandre (1997) は、熱帯林にて、表層から深度 2.15m までの土壌中のプラントオパール含量を測定した。表層から深度 2.15m までの土壌中のプラントオパール含量の総量は、 $26.6 \text{ t ha}^{-1}$  だった。この森林でのリターの 1 年間のケイ酸含有量は  $58\text{--}76 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  であり、プラントオパールが全く溶解しないと仮定すると、土壌のこのプラントオパールの量が蓄積されるのにかかる時間は最大で 458 年と試算している。しかし、一方で土壌からこの土壌の年齢を 19 万 5 千年から 27 万年と試

算している。Alexandre (1997) はこの差がプラントオパール<sup>1</sup>の溶解によって生じたとしている。また、土壌中のプラントオパール<sup>1</sup>含量は、表層から 50-60cm に向かうにつれて減少し、そこから深度 2.15m まで概ね横ばいの値を取った (図 4-3-a)。Blecker et al. (2006) もグレートプレーンズの草地での土壌中のプラントオパール<sup>1</sup>含量を測定し、表層で高く、下層で低くなることを報告している。Alexandre (1997) はプラントオパール<sup>1</sup>には、安定的なプールと易溶性のプールが存在することを述べている (図 4-3-b)。プラントオパール<sup>1</sup>には易溶性の部分と難溶性の部分があり、難溶性の部分が数千年以上にわたり残存するのであろう。Wilding (1967) は、プラントオパール<sup>1</sup>が少なくとも 13,000 年残存していた可能性を示している。考古学で用いられているプラントオパール<sup>1</sup>分析において、試料 (例えば土壌) 1g 中のプラントオパール<sup>1</sup>の個数をカウントする。プラントオパール<sup>1</sup>の重量は分析には関与しない。個々のプラントオパール<sup>1</sup>の易溶性の部分が溶けてもそれぞれの種を特定できるのであれば、プラントオパール<sup>1</sup>が溶解して植物の生育にプラスに作用する一方でプラントオパール<sup>1</sup>分析を行える。Meunier et al. (1999) は、植物体と土壌のプラントオパール<sup>1</sup>を観察し、植物体から抽出したプラントオパール<sup>1</sup>の表面は滑らかであったが、土壌から抽出したプラントオパール<sup>1</sup>には、溶解による窪みが生じていたと報告している。

## 2) 土壌鉱物風化と大気中 CO<sub>2</sub> の吸収

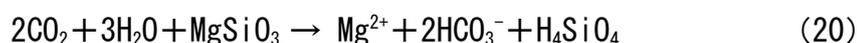
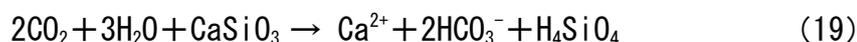
図 4-4 は、顕生代 (カンブリア紀以後、約 5 億 4,200 万年前以降) の大気中 CO<sub>2</sub> 濃度を示している。図はデボン紀 (4.1-3.6 億年前) に CO<sub>2</sub> 濃度が減少したことを示している。生物が陸上に進出する前の陸地の表面はハゲ山に近い状態だったと推定されている (丸山・磯崎 2007)。陸上の景観が大きく変わったのはデボン紀であり、シダ植物が広く繁るようになった。樹高はデボン紀の始めは数 cm であったがデボン紀後期に 20m を超えるものが出現し、森林が形成された。Bernier (1997) は、GEOCARB モデルを用いてこの図の CO<sub>2</sub> 濃度を推定した。モデルはこのデボン紀での

CO<sub>2</sub>濃度の減少の原因の多くは、植物が Ca や Mg を含んだケイ酸塩鉱物の風化を促進させたことに因ることを示した (Berner 1997)。

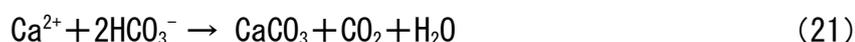
大気中の炭素原子が Ca や Mg を含んだケイ酸塩鉱物の風化と関連して長期間固定される過程は次のように説明されている (Berner 1995)。まず、炭素は陸上の植物により光合成を通じて植物体内へ取り込まれる。固定された炭素は、根およびそれに伴う微生物相により、そして枯死した根やリター (葉、枝、枯木など) の分解により、有機酸および CO<sub>2</sub> として土壤中へ移動する。炭素を含む酸はケイ酸塩鉱物を腐食し、土壤溶液中に重炭酸塩が放出される。例えば、かい長石 (anorthite、アノーサイト) の風化は次式で表せる (Sommer et al. 2006)。



Ca、Mg を含むケイ酸塩鉱物の風化は、Ca を含むケイ酸塩鉱物は珪灰石として、Mg を含むケイ酸塩鉱物はエンスタタイトとして一般化かつ単純化させて以下の式で把握できる。



ケイ酸塩の風化により生成された HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> は土壤や地下水から河川へ運ばれ、そして海へ運ばれる。100 年から 10 万年まで、この溶存炭素は海水中に蓄えられる。それより長い時間に対しては、海底堆積物中に、CaCO<sub>3</sub> としての埋没により取り除かれる。この反応は次の式で示せる。



なお、玄武岩-海水反応の間に Mg<sup>2+</sup> との交換で河川により供給される以上の Ca<sup>2+</sup> が海洋に加わるため、Mg ケイ酸塩の風化に由来して付加された HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> は CaCO<sub>3</sub> として取り除かれうる。

3 章にて、竹林では、森林より土壤鉱物の風化が大きい可能性が考えられた。また、森林と比較して竹林の表層土壤の交換性 Mg 含有率、交換性 Ca 含有率は有意に高かった (2 章)。(19) 式、(20) 式は、風化により交換性 Mg や Ca が放出される。

竹林の土壤鉱物の風化促進作用を反映して竹林土壤の交換性 Mg や Ca 含有率が高かった可能性も考えられる。

### 3) 表層土壤の可給態ケイ酸含有率上昇の原因

土壤鉱物の風化作用には、物理的風化作用、化学的風化作用、生物的風化作用がある（三枝・木村 2007）。生物的風化作用は、物理的風化作用、化学的風化作用と複合して起こる。本論文に関わるのは、化学的風化作用と生物的風化作用である。植物や微生物の呼吸により、土壤中の酸素が消費されて二酸化炭素が放出される。それが土壤溶液に溶解し、風化反応を助長する。また、植物の根が放出する酸や酵素など様々な無機、有機物質も化学反応の引き金になる。植物の根は土壤へ有機酸を放出する（日本土壌肥料学会 1997）。この量は全乾物生産の 30%に達することがある。無機養分欠乏（例えば、P、K、Zn、Fe）や嫌気条件のようなストレスによって分泌が促進される。例えば、白花ルーピンは P 欠乏下で土壤へクエン酸を放出する。これにより溶解度の低いリン酸カルシウムだけでなく Fe、Mn、Zn などの微量要素も可給化させる。したがって、Mn、Zn の地上部含有率は P が十分な土壤で生育した場合よりも P 欠乏下で生育した白花ルーピンの方が高くなる。

表層土壤の可給態ケイ酸含有率を見ると全てのプロットで10月から11月に濃度が下がったことから気温は含有率に影響を与えることも考えられる。各サンプリング日の10日前からの平均気温は、2004年6月で20.7℃、8月で27.7℃、10月で21.2℃、11月で11.6℃、2005年4月で15.5℃、5月で17.7℃、6月で26.2℃、7月で26.9℃であった。6月から10月は20℃を上回った。測定期間の中で、最高値を記録した2005年の4月と5月は20℃を下回った。しかし、モウソウチク林で4月に、またマダケ林で5月に表層土壤の可給態ケイ酸含有率は有意に上昇した。この4月と5月の含有率の上昇には気温以外の要因が存在することが考えられる。

落葉期はモウソウチクの方が1ヶ月早く（内村 1974, 野中 1992）、またタケノコの出現時期もモウソウチク林の方が1ヶ月早い（上田 1975, 内村 2007）。本研

究において、2005年の土壌の可給態ケイ酸含有率の最高値は、モウソウチク林 (Ab) で4月、マダケ林 (Bb) で5月とモウソウチク林で1ヵ月以上早かった。(図 2-22)。タケの生育に対して、養分の何かが不足していたため、タケが土壌へ有機酸を放出した可能性も考えられる。マダケ林 (Bb) では、土壌中に年間の植生の吸収量を賅うのに十分なケイ酸量が存在しているにもかかわらず (3章)、土壌鉱物から可給態ケイ酸が放出されたのであれば、不足している養分はケイ酸以外ということも考えられる。

#### 4) 森林生態系から系外へのケイ素排出

珪藻は海のバイオマスの約50%を占めている (Sommer et al. 2006)。海洋において、珪藻の生産に対するケイ素の制限は様々なシステムにおいて推測されている (Ragueneau et al. 2006)。珪藻のバイオマスは地球規模で見ると膨大な量であるため海洋のケイ素濃度の変化は、結果としてC循環にも大きな影響を及ぼす (廣田ら 2011)。ケイ素が利用可能である限り珪藻は深海へ炭素の導管として作用する (Yool and Tyrrell 2003)。海にケイ素が供給されればされるほど海の堆積物にCが排出され、海の堆積物へ炭素が排出される (Yool and Tyrrell 2003)。

Ziegler et al. (2005) は、土壌溶液と河川水のケイ素濃度を測定した(図 4-6)。2万年の年齢の土壌の土壌溶液とその集水域から排出された河川水のケイ素濃度を見ても、2年以上の年齢の土壌の土壌溶液とその集水域から排出された河川水のケイ素濃度を見ても、河川水のケイ素濃度がもたらされるためには土壌の上層と下層のケイ素が河川水に排出されている。

海へ流入するケイ素の68-90%は植物由来であり (Derry et al. 2005)。陸上で起こっている現象が陸から海へのケイ素の流入に影響を及ぼしている (Gerard et al. 2008)。河川水のケイ酸含有率は下層の土壌溶液ではなく、上層の土壌溶液に大きな影響を及ぼされている (Derry et al. 2005; Ziegler et al. 2005)。竹林では、表層土壌の可給態ケイ酸含有率が高かった (2章)。また、マダケ林のみに

においてであるが、地下水のケイ酸含有率の上昇の可能性が考えられた（3章）。竹林は渓流水のケイ酸濃度に影響を及ぼしている可能性も考えられる。

#### 5) 温帯林でのケイ酸循環

図 4-7 にケイ酸循環を示した。これは本研究で得られた値に文献から推定した土壌の不可給態のケイ酸やケイ酸の降下量などを書き加え、樹木と土壌の間を結ぶ内部の再循環経路に外界に開いた循環経路を重ねた。降水を通しての年間のケイ酸の降下量は Sommer et al. (2006) が湿潤気候での多くの値は  $3 \text{ kg SiO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  以下と報告しており、その値を利用した。また、Ma and Yamaji (2006) によれば土壌重量の 50–70% がケイ酸であり、不可給態のケイ酸はその値を利用した。図 4-7 は代表としてマダケ林を図示した。以下に温帯林でのケイ酸循環について述べる。

生態系は、大気中から年間  $3 \text{ kg SiO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  以下のケイ酸の投入を受ける。土壌中には不可給態ケイ酸が  $3,115 \sim 4,361 \text{ t SiO}_2 \text{ ha}^{-1}$  存在した。不可給態ケイ酸の溶解により、また、プラントオパール溶解によって可給態ケイ酸は主にもたらされる。可給態ケイ酸のストックは  $1,913 \text{ kg SiO}_2 \text{ ha}^{-1}$  であった。ここから植生は年間  $1,059 \text{ kg SiO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  吸収した。植生には  $702 \text{ kg SiO}_2 \text{ ha}^{-1}$  のストックが存在した。マダケ林の測定対象の 9 割がタケであった。タケの地上部は 10–20 年生存する。また葉の寿命は 2 年である。稈のケイ酸は最大 20 年かけて、また葉は最大 2 年かけて蓄積されたものである。地上部のストックはいずれリターとして土壌に還元される。リターフォールの年間のケイ酸含有量は  $1,055 \text{ kg SiO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  であった。これは A0 層にまずストックされ、分解を受けて一部は土壌の可給態ケイ酸のストックとなり、一部はプラントオパールのストックになる。プラントオパールのストックの一部は分解されて可給態ケイ酸のストックとなり、一部は 1 万年以上ストックされる。可給態ケイ酸のストックは系外へ流出する。表層と下層の可給態ケイ酸の一部はそれぞれ別のルートで溪流へ流出する。これが温帯林でのケイ酸の循環経路である。

## 6) 今後の課題

本研究を通じて次のことが考えられた。

1) タケの林分への侵入により、林分のリターのケイ酸含有率および量、表層土壌の可給態ケイ酸含有率、交換性 Mg 含有率、交換性 Ca 含有率が変動する可能性が考えられた。

2) 竹林では鉱物の風化に伴ったケイ酸の土壌溶液への放出が大きい故に植生のケイ酸の吸収と還元が高いことが考えられた。

ただし、純粹に林分の特徴を明らかにするためには、3つ以上の林分からのデータを用いて分析する必要がある。本研究では、モウソウチク林、マダケ林、常緑広葉樹林、針葉樹林それぞれ1プロットづつしか作成しておらず、それぞれの林分の特徴を明らかにするためには、それぞれ3プロット以上を作成する必要がある。

## 7) おわりに

図 4-8 に 1915 年から 2007 年までの日本の竹林の総面積の推移を示した。現在、タケが生育面積を拡大させていると言われているが、より長いタイムスケールで見れば今よりも竹林面積が広がった時代があった。竹林は北海道を除いた日本の代償植生（人が自然植生を破壊したのちに生じたもの）の典型である（宮脇 1977）。竹林は西南日本では、ヤブツバキ、ネズミモチ、アオキなどが増えて照葉樹林の方向に進む場合があり、また、関東以北の場合は、アカマツ、コナラ、クリなどが侵入し、落葉広葉樹林の方向へ進むと思われる場合もある（沼田・岩瀬 2002）。竹林は一般的には遷移の途中相で人手が加えられなければ安定した方向へ移り変わってゆく（沼田・岩瀬 2002）。現在、「今後もタケがその生育面積を拡大させる」と言われているが、より長いタイムスケールで見れば、竹林は他の樹種で構成される森林に遷移していくのかもしれない。

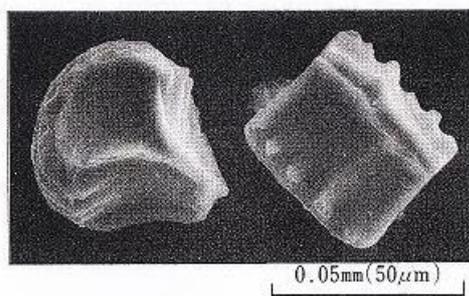


図 4-1 プラントオパール (イネ) (杉山 2000)

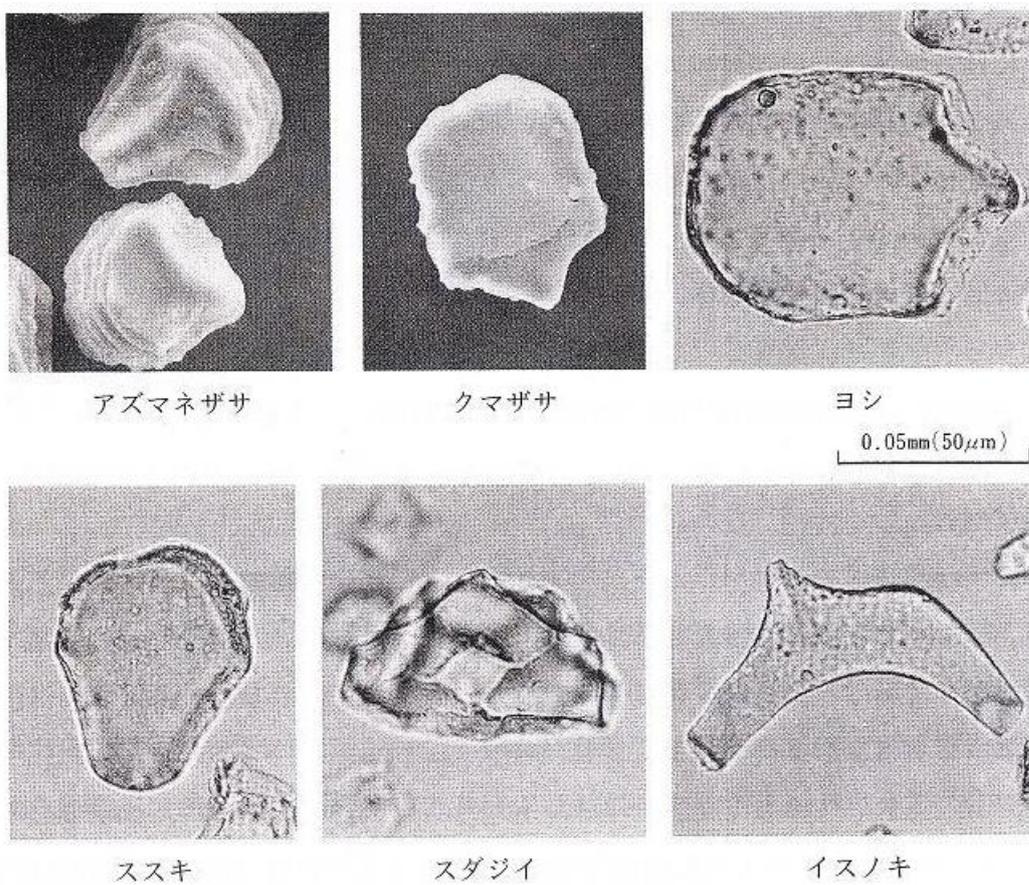


図 4-2 プラントオパール (杉山 2000)

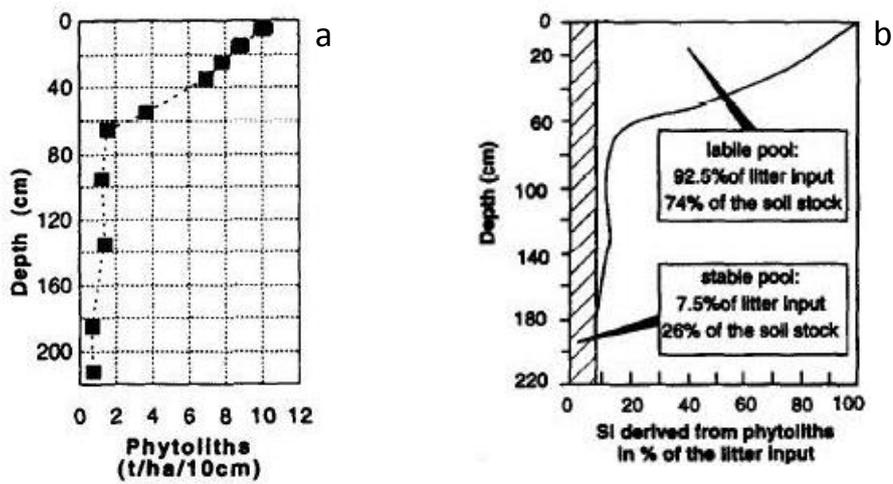


図 4-3 (a) 土壤中のプラントオパールの分布. (b) プラントオパールの 2 つのプールの割合 (Alexandre 1997)

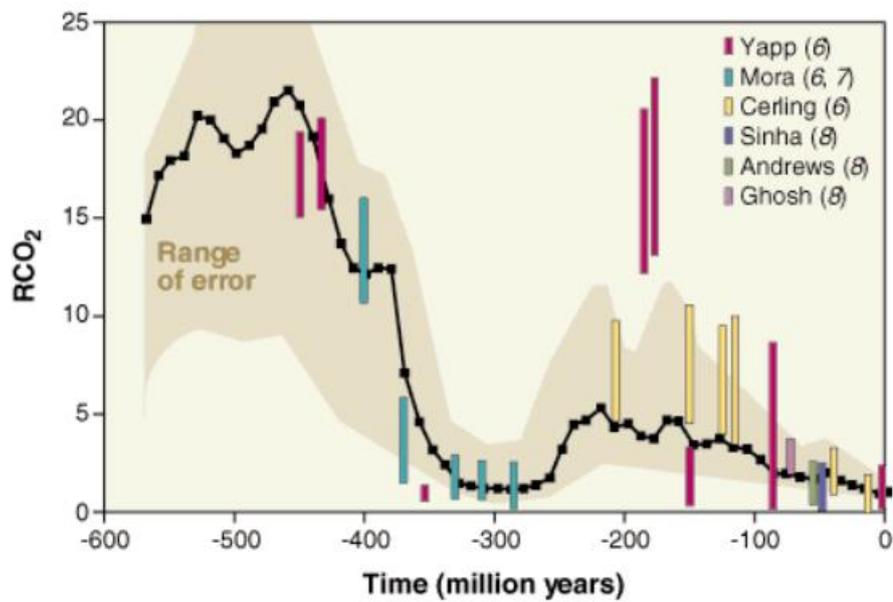


図 4-4 顕生代の大気中 CO<sub>2</sub> 濃度 (Berner 1997)

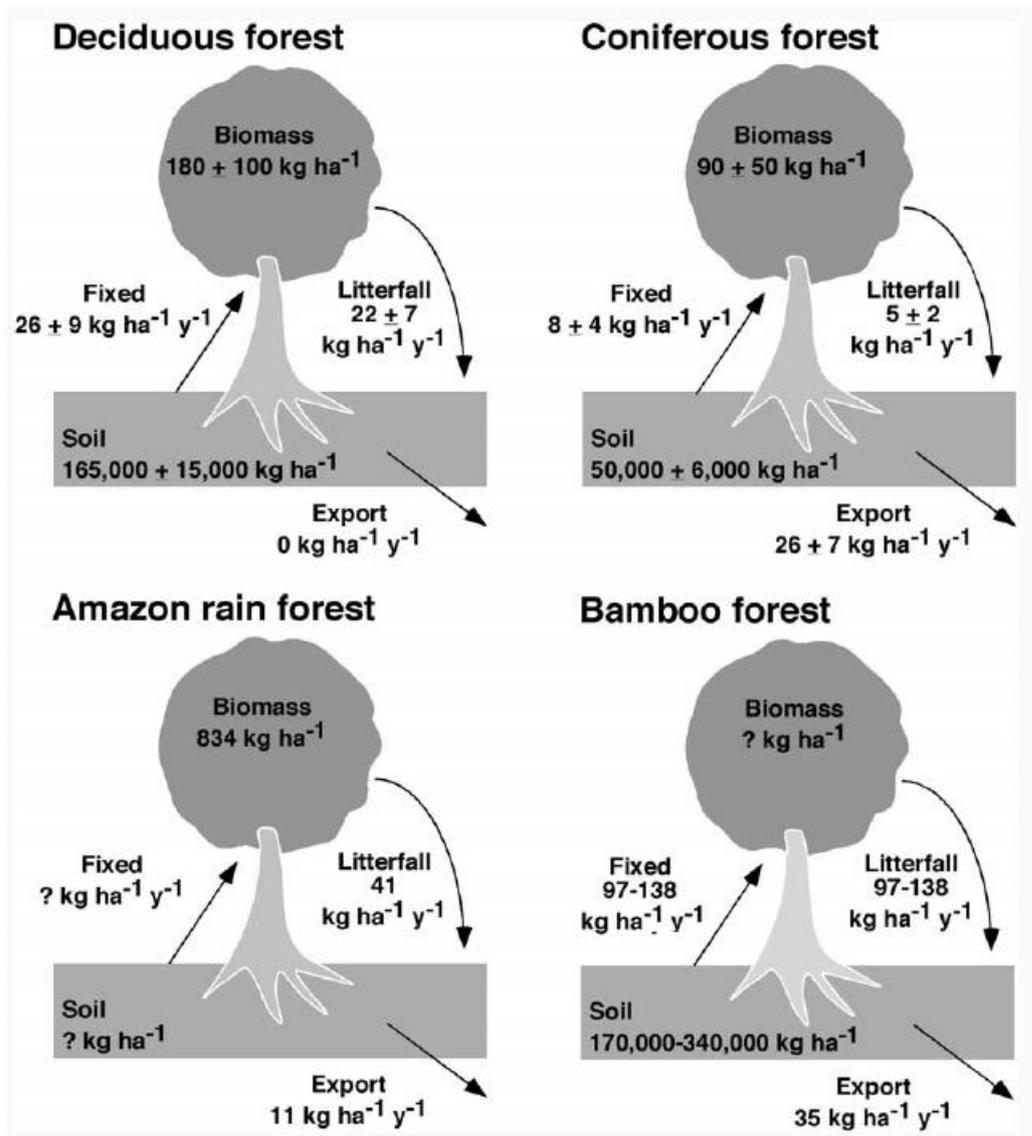


図 4-5 広葉樹林 (Bartoli 1983), 針葉樹林 (Bartoli 1983), 熱帯雨林 (Lucas et al. 1993), 竹林 (Meunier et al. 1999) におけるケイ素循環 (Conley 2002)

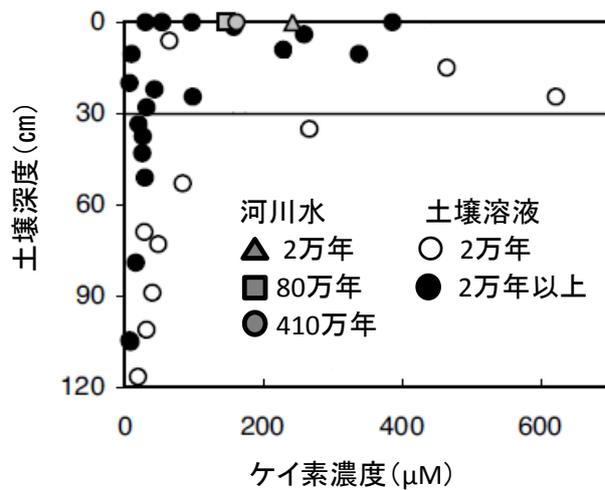


図 4-6 土壌溶液と河川水のケイ素濃度 (Ziegler et al. 2005 改変)

○ 2 万年の土壌の土壌溶液のケイ素濃度

● 2 万年以上の土壌の土壌溶液のケイ素濃度

▲ 火成岩の年齢が 2 万年の集水域から排出された河川水のケイ素濃度

■ 火成岩の年齢が 80 万年の集水域から排出された河川水のケイ素濃度

● 火成岩の年齢が 410 万年の集水域から排出された河川水のケイ素濃度

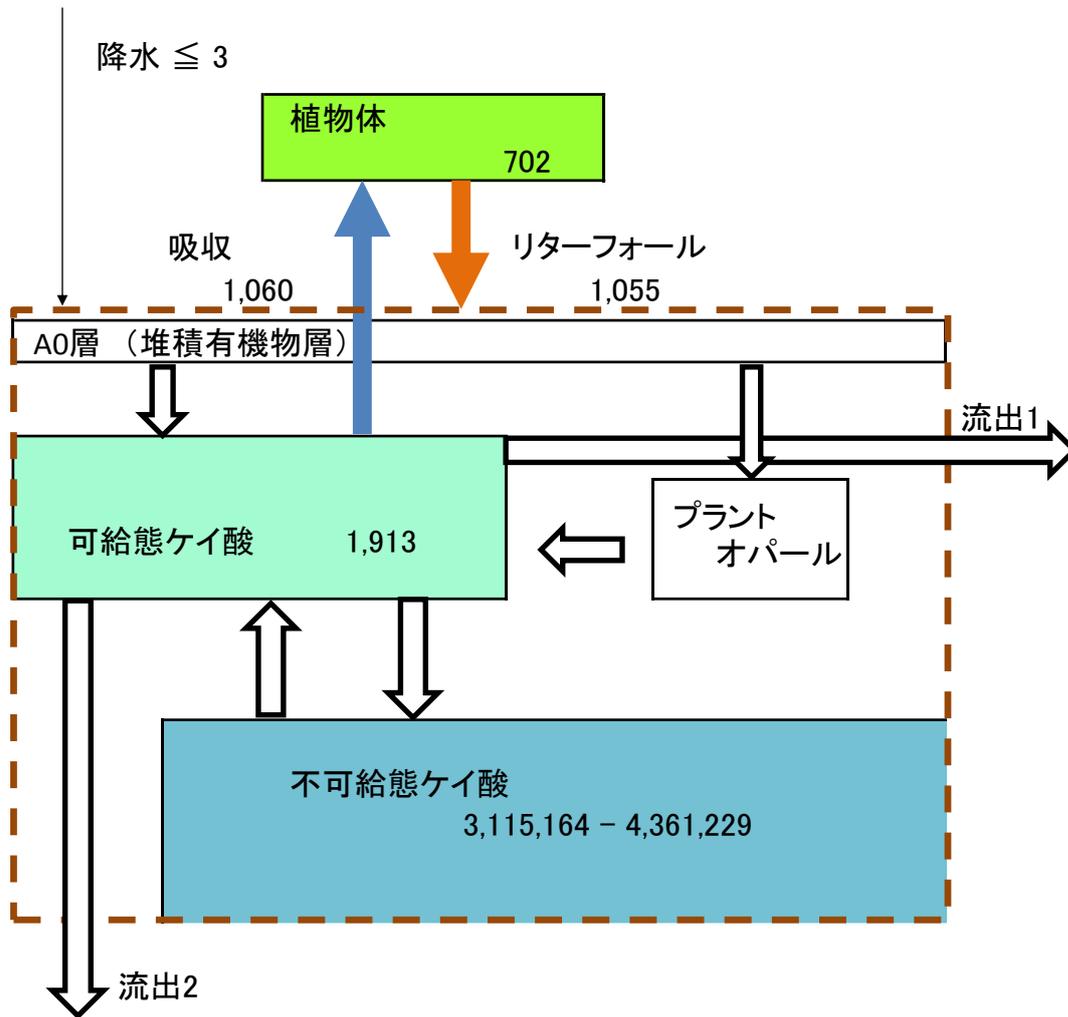


図 4-7 マダケ林のケイ酸循環. 長方形は 1 時点でのケイ酸のストック (kg SiO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>) を示しており, 矢印は年間のケイ酸のフロー (kg SiO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) を示している. それらの大きさ, 太さはその量を反映させた. ただし, 不可給態のケイ酸は可給態ケイ酸の 1,600 倍以上あり, 可給態ケイ酸の約 1,600 倍もの長方形をこの場に記述できなかつたため, 図上では不可給態ケイ酸の一部を示した. また, ストックとフローの量が推定できなかったものは白抜きの長方形と矢印で示した. 点線で囲んだ部分は土壌中での動きである

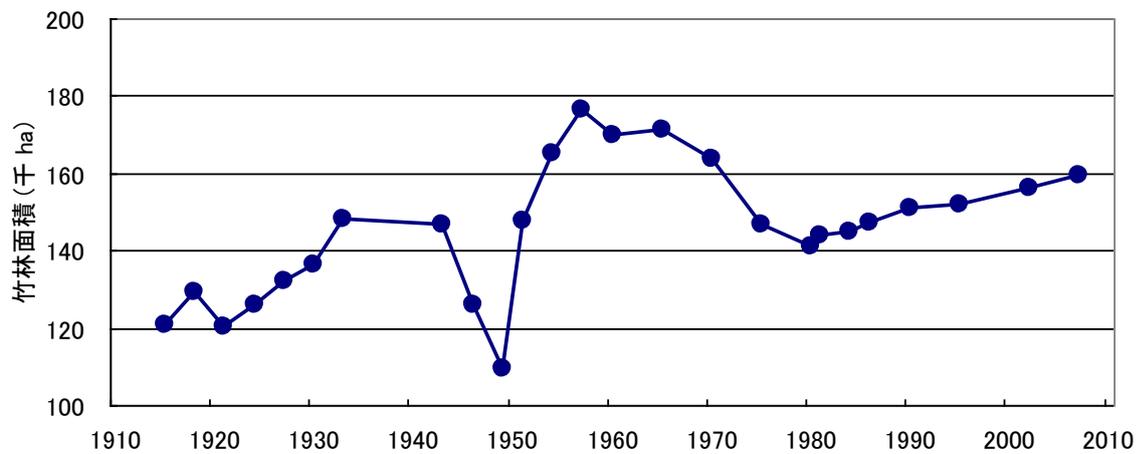


図 4-8 国内の竹林面積の推移（農林大臣官房統計課編 1936，農林水産省経済局統計情報部編 1955，1966，1969，1985，農林水産省大臣官房統計部編 2009）

## 要旨

タケはケイ酸含有率が高い植物である。竹林とタケ以外が優占する森林のリターのケイ酸含有量、表層土壌の可給態ケイ酸含有率を比較することで、竹林の特性が明らかにできる可能性が考えられた。また、2年以上の竹林のリター量の測定でタケのリター量の年変動をより理解できる可能性が考えた。さらに、陸上生態系のケイ酸循環はグローバルな炭素循環に影響を与えているが、陸上生態系のケイ酸循環を測定した研究は少なく、さらなる研究が求められている。そこで、島根県松江市内に竹林（モウソウチク林、マダケ林）とそれに隣接する森林（常緑広葉樹林、針葉樹林）にプロットを設定して約3年に渡るリター量の測定を行い、約1年に渡るリターのケイ酸含有量、表層土壌の可給態ケイ酸含有率、ケイ酸循環を測定した。竹林のリターのケイ酸含有量と表層土壌の可給態ケイ酸含有率は森林と比較して有意に高く、タケの葉および枝と鞘のリター量は多くが年変動を示した。また、竹林や常緑広葉樹林のリターのケイ酸含有量は温帯での先行研究より高い値だった。本研究ではモウソウチク林、マダケ林、常緑広葉樹林、針葉樹林それぞれ1プロットしか作成しておらず、それぞれの林分の特性を明らかにするためにはプロット数を増やして研究を行う必要がある。

## 補遺 植物共生菌を用いた山砂採取跡地におけるセイヨウミヤコグサの定着

### 1. 背景および目的

#### 1) 山砂採取の現状と問題点

日本では、海面の埋め立てや建材などに使用するために山地や丘陵地から砂利や砂などが採取されてきた。砂採取は大規模な面積で行われることが多く、植生や土壌を喪失するばかりでなく地形まで大きく改変させ、もとの自然環境に戻すことが困難である場合が多い。

千葉県の上砂生産量は他県を圧倒しており、2009年の産出量は全国の73%を占めた（日本砂利協会 2011、図1）。千葉県中西部の上砂採取場の規模は、すでに採取が終わった跡地を含めると3,000haと見られる。上砂の採取は千葉県の砂利採取法と森林法に基づいた審査を受け開発を開始するとともに開発後の緑化が義務付けられている。千葉県からは砂利採取跡地等における緑化技術指針（千葉県農林水産部林務課 2002）が示されている。しかし、現状は山肌をさらした広大な跡地が広がっている。荒廃裸地は、降雨による土壌侵食および景観の悪化などの問題が懸念される。遠藤（2005）は、上砂採取跡地は有機物が少なく非常に貧栄養であり、ヒノキを植栽してもその生育は非常に遅いと報告している。広大な跡地をどのように緑化してゆくかが今後の課題である（佐久間 2002）。

#### 2) 千葉県における上砂の採取、起源および埋蔵

千葉県中西部では2000年頃までに約6億立方メートル、12億トンの上砂を採取して首都圏に供給してきた（佐久間 2002）。この上砂の起源は70万年前～50万年前の更新世中期に、関東地方西部の足尾山地や秩父山地などから流出した礫が河川で運搬されて古東京湾の浅海に堆積したことによる（千葉県史料研究財団編 1997）。その後、この付近は2,300mも隆起して今日の房総丘陵が出現しその一部が上砂として採取されている（佐久間 2002）。上砂を埋蔵する地層は長浜層、市宿層、万田

野層などがあり上総層群と呼ばれる地層である（千葉県史料研究財団編 1997）。この上総層は礫混じりの中粗粒岩で構成され、東京湾から内陸部へおよそ幅 3km、長さ 36km にわたって帯状に横たわっており、上総層に沿って山砂採取地が点在している。

### 3) 植物共生微生物を用いた荒廃地緑化

近年、共生菌を用いた緑化や荒廃地修復に関する研究が数例、行われている。AM 菌を利用した緑化工法が化学肥料の削減に有効であるとした試験（久保・河島 2003）の他、丸本・河野（2001）らは鹿児島県桜島および長崎県雲仙普賢岳の火山性荒廃地において、AM 菌を利用した土壌侵食防止・緑化試験を行っており、土壌理化学性や生物性の不良な火山性荒廃地では植物の早期定着や生育促進を行いながら土壌侵食を防止するためには AM 菌の利用が有効であると報告している。また、斉藤（2004）は 1991 年に大爆発を起こしたフィリピンのピナツボ火山の火山性噴出物が堆積した泥流地帯での植生回復過程を調査を報告している。それによるとイネ科のパイオニア植物が AM 菌を増大させ、それが後のマメ科野草の定着を助け、そのマメ科野草の根粒菌を介した窒素固定がさらなる植生の定着につながることを報告している。これらの事例は火山性荒廃地の植生回復において根粒菌や AM 菌などの植物共生菌が重要な役割を持つことを示している。

### 4) グラウンドカバー植物の利用

近年、農地保全の新技术としてグラウンドカバー植物と呼ばれる 1 年生および多年生の草本植物が注目されている（有田・藤井 1998）。グラウンドカバー植物とは地表面を低く密に覆う植物のことで、主に畦畔や圃場で雑草の抑制や景観形成のため利用されている。その他にも地力増進や土壌侵食の防止などの機能も有しており、山砂採取跡地への植生の定着に対して、最初の草本植生を担う植物としても応用できることが考えられる。実際にこのようなグラウンドカバー植物の薄層化を計り、

緑化資材として応用しようとする研究報告はいくつか行われている。ササ等の根茎が密生した山野の表土を薄く剥ぎ取り緑化材料として用いる表土マット（梁川ら 2003）、ジャノヒゲ（和田 1994）、ヘデラやセダム（島野・仲山 1996）のマット植物が開発されている。また、ハッシュウマメやヘアリーベッチなどマメ科のグラウンドカバー植物を栽培した後にトウモロコシやソルガムの作物栽培を行った試験では、土壌侵食、降雨による表面流出を低減し、雑草の繁茂を抑えるとともに根粒菌による窒素固定による緑肥としての効果も示し施肥量を減らしても収量は高くなると報告している（南雲 2007）。以上より地力増進や土壌侵食の防止まで考慮した緑化用の植物として、マメ科のグラウンドカバー植物は非常に適しているといえる。そこで本研究では緑化用マメ科グラウンドカバー植物として、法面緑化にも広く利用されるほか、自然火災後の土壌再生に効果を発揮するという報告もあるセイヨウミヤコグサに注目した（伊藤 2008）。

## 5) 本章の目的

荒廃地における植生回復には窒素の確保が必須である（嶋 1992）。マメ科草本であるセイヨウミヤコグサは、山砂採取跡地の土着根粒菌と共生でき（伊藤 2008）、窒素含有率が高くなるため、そのリターによる土壌への窒素供給が期待できる。また、セイヨウミヤコグサは、AM 菌とも共生でき（伊藤 2008）、AM 菌には、宿主植物へリン、水、微量元素の供給を増大させ、植物生育を促進させる効果が期待できる。ただし、セイヨウミヤコグサは外来種のため、土壌改良資材を利用しないと定着しにくいことも予想される。本研究では、AM 菌、セイヨウミヤコグサ、そして、土壌改良資材として千葉県バイオマス系廃棄物のうち最も排出量が多い家畜排せつ物を原料とした牛ふん堆肥（伊藤 2008）を用い、貧栄養な山砂採取跡地における、被覆性草本植生の定着と生育そしてその土壌への影響を検討した。

## 2. 実験材料と方法

### 1) 試験地

千葉県君津市にある株式会社デイ・シイ吉野事業所の山砂採取地（北緯 35° 18′、東経 140° 05′、標高 40m、図 2）に調査地を設定した。

### 2) 供試材料

セイヨウミヤコグサを供試植物として用いた。また、千葉県農業総合研究センターより供与していただいた牛ふん堆肥を土壌改良資材として用いた。接種 AM 菌は出光興産より供与していただいた *Glomus* sp. を含む市販の AM 菌資材を用いた。

### 3) 試験区

試験区として①山砂区、②山砂 AM 区、③堆肥区、④堆肥 AM 区の 4 試験区を設定した（表 1）。山砂採取跡地の 11m×11m の面積に山砂を盛土し 1m×2m の試験区を 12 区作製し、そこへ乱塊法に基づき各 4 試験区を 3 反復で配置した（図 3）。また、AM 菌接種区の地下部からの菌糸の伸長による非接種区のコンタミを防止するため 1m の緩衝帯設けた。さらに試験区間の緩衝帯の中央部分に直接的な根や菌糸の接触を防止するために深さ 25cm のプラスチック製の波板を埋設した。

### 4) 試験区の作製と試料採取

試験区の作製の際に各資材を表層 15cm に混合した。牛ふん堆肥は 10t ha<sup>-1</sup>、AM 菌資材は出光興産より市販されている「ネギ用 Dr. キンコン」の施用量に合わせて混合した。ネギ用 Dr. キンコンは苗床に使用する場合、表層 5cm に 500kg~1t ha<sup>-1</sup> となるように混合して使用するが、今回試験区を作製するに当たって、1t ha<sup>-1</sup> を採用した。1ha の表層 5cm の体積 500m<sup>3</sup> を 500t とすると施用量は 1t 500 t<sup>-1</sup> となり重量比 0.2% に換算し土壌に混和した。試験区の作製および播種は 2007 年 4 月 23 日に行い、各試験区に資材を混合後セイヨウミヤコグサの種子を 10g m<sup>-2</sup> となるように均一に播種し、山砂を薄くかぶせた後踏みつけた。

現地調査は2007年4月23日、6月1日、6月29日、7月30日、9月28日2008年4月14日、6月26日、8月26日、10月24日、2009年4月10日、9月30日の計11回行った。試料採取として2007年は、4月23日に土壌採取、その他においては被度測定用の写真撮影と植物体生育量と共生菌の関係を調査するためのコアサンプラーによる表層土壌とコア面積の植物体採取を行った。2008年においては、写真撮影は全ての調査日で行い、土壌および植物体のサンプリングは4月14日と10月24日のみ行った。2009年は土壌採取のみ行った。土壌のサンプリングは表層土壌の資材を混合した15cmの深さまで採取した。土壌の採取には、100mL容（深さ5cm）のコアサンプラー3つを布テープで縦に連結したものをを用いた（図4）。コアサンプラーは試験区内で平均的な植物生育がなされている部分を目視で選びハンマーを用いて打ちこんだ。その際打ち込んだコアの面積に生育するセイヨウミヤコグサを同時に採取した。採取した試料は2mmの篩を通して植物体と土壌に分けた。2007年6月から7月に行った3回の試料採取は1試験区につきコアサンプラー1個を採取し、2007年9月28日および2008年の試料採取は、1試験区につきコアサンプラー3個を採取した。

## 5) 植物体の被度

被度測定は画像解析ソフトを用いて行った（小島 2001、Peng et. al 2006）。試験区の写真はデジタルカメラと三脚を用いて高さ137cmに固定し、毎回同じ地点から同じ角度で撮影した（図3）。撮影した写真はBMP形式で植物生育部分を抽出した後グレースケール画像に変換し、画像解析ソフト Scion Image for Windows (Scion Corporation 製) を用いて試験区内に生育するセイヨウミヤコグサの面積の割合を以下の式より算出し被度とした。

$$\text{被度 (\%)} = (\text{セイヨウミヤコグサの被覆面積}) / (\text{試験区の面積}) \times 100$$

## 6) 植物体の採取と試料調整

### a) 植物体試料の調整

2. 4) で採取した植物体を地上部と地下部に分け、試料の調整を行った。地上部は収穫後すぐに新鮮重を測定した。地下部は流水で十分に洗浄し山砂粒子を落とし、それからキムタオルで水分を十分に除去し、新鮮重の測定および根粒着生の確認を行った。また、菌根形成率測定のために地下部の一部（新鮮重で 5g 程度）を採取し、その新鮮重を測定してからホルマリン酢酸（FAA）溶液中に固定した。その後、地上部および地下部は通風乾燥機（SANYO 社製 CONVECTION OVEN）を用い 80°C で 48 時間乾燥したのち乾物重を測定した。その際、乾燥に供試した地下部の新鮮重と乾物重の割合を用いて、以下の式より地下部全体の新鮮重から地下部全体の乾物重を算出した。

地下部全体の乾物重＝

$$\frac{(\text{地下部全体の新鮮重}) \times (\text{乾燥に供試した地下部乾物重})}{\text{乾燥に供試した地下部新鮮重}}$$

また地上部は以下に示した式を用いて 1 m<sup>2</sup>あたりの乾物重を算出した。

$$1 \text{ m}^2 \text{ あたりの乾物重 (g m}^{-2}\text{)} = w \times (x/y) \times (c/100)$$

w : 植物体乾物重 (g)

x : 試験区の面積 (m<sup>2</sup>)

y : コアの面積 (m<sup>2</sup>)

c : 被度 (%)

2007 年 9 月 28 日、2008 年の試料は乾物重測定後、地上部および地下部は粉碎機（Retsch 社製：ミキサーミル MM200）に 1 分間かけ粉碎し全窒素量、全炭素量、

全リン量の測定用試料とした。

## 7) 植物体の炭素、窒素およびリン含有量

### a) 植物体の炭素と窒素の含有量

植物体の炭素と窒素の含有量は乾式燃焼法（植物栄養実験法編集委員会編 1990）を用いて測定した。2. 4) で調整した植物体試料約 100mg をオートサンプラー付 CN コーダー（柳本製作所製 MT-700）で測定した。検量線には馬尿酸を用い、40～70mg の範囲で作製した。

### b) 植物体のリン含有量

リン含有量は植物体試料を乾式灰化後、バナドモリブデン酸法（植物栄養学実験法編集委員会編 1959）によって比色定量した。2. 4) で調整した植物体試料 0.5g を磁性るつぼに採り、電気炉（Thomas Science 社製 Muffle Furnace）に入れ、350°C でしばらくおいてから 550°C に加熱し、白色の灰となるまで約 5 時間加熱した。放冷後、試料にごく少量（50～100  $\mu$ L）の超純水を加え、50%塩酸を 0.5mL 添加しホットプレートを用いた 240°C の砂浴で蒸発乾固させた。さらに 50%塩酸 5mL を加えて 2～3 分間加熱した後、超純水 5mL を加えて数分間加熱しケイ酸以外の成分を溶解させてから、50mL にろ過・定容した。灰化させた試料液を 50mL メスフラスコに 8mL 採り、超純水を加えて約 35mL としこれにバナドモリブデン酸液を加え攪拌し、発色させた。その後超純水を加えて 50mL に定容し 5 分以上放置し分光光度計（島津製作所製 UV-1200V）を用い 420nm の吸光度を測定した。検量線は 0～2.0  $\mu$ gP<sub>2</sub>O<sub>5</sub> mL<sup>-1</sup> の範囲で作製した。また、測定に用いた試薬の組成を表 2 に示し、次項の式を用いて算出したリン含有率から植物体のリン含有量を算出した。

植物体リン含有率 (mgP g<sup>-1</sup>) =

$$(x \times 50) \times (y/v) \times 10^{-3} / 0.5 \times (62/142)$$

v : 測定に用いたろ液の量 (mL)

x : 測定液に含まれるリン酸の濃度 ( $\mu\text{gP}_2\text{O}_5\text{ mL}^{-1}$ )

y : 試料を定容した量 (mL)

植物体に存在する窒素およびリンの含有量を吸収量とし、採取面積あたりの吸収量および  $1\text{ m}^2$ あたりの吸収量を次の式を用いて算出した。

採取面積あたりの吸収量 (mgP, mgN) = リンおよび窒素含有率  $\times$  w

$1\text{ m}^2$ あたりの吸収量 ( $\text{mgP m}^{-2}$ ,  $\text{mgN m}^{-2}$ ) =

リンおよび窒素含有率  $\times$  w  $\times$  (x/y)  $\times$  (c/100)

w : 植物体乾物重 (g)

x : 試験区の面積 ( $\text{m}^2$ )

y : コアの面積 ( $\text{m}^2$ )

c : 被度 (%)

## 8) アーバスキュラー菌根菌の定着

### a) 植物根のトリパンブルー染色

AM 菌の定着は菌根形成率によって比較した。植物根は栽培終了後、トリパンブルー染色法 (Phillips and Hayman 1970) を用いて染色した。収穫後 FAA 溶液に固定した根部試料を水道水で洗浄し、底に網を敷いたプラスチック容器に入れた。これに 10%水酸化カリウム溶液約 40mL が入った 50mL ビーカーに浸漬し、根が半透明になるまで  $180^\circ\text{C}$ の砂浴で約 50 分間加熱した。室温まで放冷後、水酸化カリウム水溶液を捨て水道水で 3 回すすいだ。洗浄後、あらかじめ温めておいた 0.1%トリパンブルー染色液を約 40mL 入れたビーカーに入れ、 $180^\circ\text{C}$ の砂浴で 15 分程度加熱し、試料の染色を行った。放冷後水道水で 2~3 回すすぎ、ラクトグリセロール

溶液を約 40mL 入れたビーカーに入れ、10 分加熱し余分なトリパンブルーの脱色を行った。放冷後、染色根をラクトグリセロール溶液の入ったプラスチックシャーレに採り室温で保存した。用いた試薬の組成を表 3 に示した。

#### b) Trouvelot 法による菌根形成率

菌根形成率の測定は Trouvelot et al. (1986) の方法を用いた。各試験区とも約 1cm に切断した染色根をスライドガラス上に 10 本ずつ並べ、ラクトグリセロール溶液を数滴落として上にマウントし、もう 1 枚のスライドガラスで挟みプレパラートを作製した。プレパラートは 1 試料ごとに 3 枚作成し、1 試料計 30 本になるようにした。これを生物顕微鏡で観察 (150 倍) し、Trouvelot の基準図 (図 5) に基づき、各根の AM 菌の定着状態を 6 段階 (0~5) で評価し、定着部の樹枝状体の形成状態を 4 段階 (A0~A3) で評価した。Trouvelot 法の計算ソフト (Mycocalc. exe) を用いて、評価結果から根系における菌根形成頻度、菌根形成強度、菌根定着部の樹枝状体形成率をそれぞれ求めた。

#### 9) 土壌試料の調整と分析

2mm の篩を通した試料は湿潤細土としその半分は室温で 1 週間風乾し風乾細土とした。

##### a) 土壌水分含量

山砂の含水率および含水比は乾熱法 (土壌標準分析・測定法編集委員会 1986a) を用いて測定した。前もって 105°C で乾燥しておいたアルミ秤量缶をデシケーター内で室温まで放冷後、重量を測定した (a)。続いてアルミ秤量缶に湿潤細土を 5~10g 採り重量を測定し (b)、105°C で 24 時間以上乾燥させたあとの重量を測定し (c)、その減量を水分量とした。風乾細土の場合はガラス秤量缶に 2~3g 採り、105°C で 5 時間以上乾燥して重量を測定した。これらの測定した重量から以下の式を用いて含水率と含水比を算出した。

$$\text{含水比 (\%)} = (b-c) / (c-a) \times 100$$

$$\text{含水率 (\%)} = (b-c) / (b-a) \times 100$$

a : 秤量缶の重量 (g)

b : 湿潤細土の入った秤量缶の重量 (g)

c : 乾燥後の乾土の入った秤量缶の重量 (g)

#### b) アンモニア態窒素量

土壌中のアンモニア態窒素量はニトロプルシッド法 (Anderson and Ingram 1989) を用いて比色定量した。土壌 10g に 1M 塩化カリウム溶液を 50mL 加え 30 分振とうした後ろ過し、そのろ液を抽出液とし測定に用いた。抽出液 1mL を試験管にとり、A 液を 5mL 加え混合し 15 分放置した。その後 B 液を 5mL 加え混合し、60 分間整地した後、分光光度計 (島津製作所製 UV-1200V) で 655nm の吸光度を測定した。検量線は 0~10mg L<sup>-1</sup> の範囲で作製した。また、用いた試薬の組成を表 4 に示し、アンモニア態窒素量は以下の式を用いて算出した。

$$\text{アンモニア態窒素量 (mgN kg}^{-1}\text{ 乾土)} = x \times (50 + v) \times (1 / 1000) \times (1000 / f)$$

x : 測定液中のアンモニア態窒素濃度 ( $\mu\text{gN mL}^{-1}$ )

v : 湿潤細土 10g 中の水分量 (mL)

f : 湿潤細土 10g 中の乾土重 (g)

#### c) 硝酸態窒素量

土壌中の硝酸態窒素量はヒドラジン還元—ナフチルエチレンジアミン法 (林ら 1997) を用いて比色定量した。抽出液はマグネシウムイオンと水溶性有機物による発色の阻害を避けるために 10 倍に希釈した。希釈倍率はあらかじめ山砂を用いた予備実験で検討して決定した。この希釈液を 5mL 正確に試験管に採り、水酸化ナト

リウム溶液を 1mL 加え混合後、銅試薬（保存液を 500 倍に希釈したもの）を 1mL 加え混合し、次に硫酸ヒドラジン溶液を 1mL 加えて混合し 38°C の恒温槽内で 30 分間反応させた。その後 20% アセトン溶液を 1mL 加え混合し反応を停止させ、2 分後にスルファニルアミド試薬を 1mL 加え混合した。約 5 分後に NED・2HCl 試薬を 1mL 加え混合し 20 分後に分光光度計（島津製作所製 UV-1200）で 540nm の吸光度を測定した。検量線は 0~1.0mg L<sup>-1</sup> の範囲で作製した。また、用いた試薬の組成を表 5 に示し、硝酸態窒素量は以下の式を用いて算出した。

硝酸態窒素量 (mgN kg<sup>-1</sup> 乾土) =

$$x \times 10 \times (50+v) \times (1/1000) \times (1000/ f )$$

x : 測定液中のアンモニア態窒素濃度 (μgN mL<sup>-1</sup>)

v : 湿潤細土 10g 中の水分量 (mL)

f : 湿潤細土 10g 中の乾土重 (g)

#### d) 可給態リン酸量

土壌中の可給態リン酸量はトルオーグ法（土壌標準分析・測定法編集委員会編 1986）を用いて比色定量した。風乾細土 0.4g を振とうびんに秤量し 1/1000M 硫酸溶液（pH3）を 80mL 加えて 30 分振とうした後、ろ過しそのろ液を抽出液として用いた。抽出液 5~40 mL を 50mL メスフラスコに分取し、混合発色液 8mL を加え 50mL に定容した。混合発色液は 2.5M 硫酸 100mL に 4% モリブデン酸アンモニウム液 30mL を加えて攪拌した後、アスコルビン酸液 60mL と酒石酸アンチモニルカリウム液 10mL を加えて混合したものを 1 日以内に使用した。15 分後、分光光度計（島津製作所製 UV-1200）で 710nm の吸光度を測定した。検量線は 0~2.0 μgP<sub>2</sub>O<sub>5</sub> mL<sup>-1</sup> の範囲で作製した。また、用いた試薬の組成を表 6 に示し、可給態リン酸量は以下の式を用いて算出した。

可給態リン酸量 (mg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> kg<sup>-1</sup> 乾土) =

$$(x \times 50) \times 80 / v \times 10^{-3} \times 1000 / 0.4 \times f$$

v : 測定に用いたろ液の量 (mL)

x : 測定液に含まれるリン酸の濃度 ( $\mu\text{gP}_2\text{O}_5 \text{ mL}^{-1}$ )

f : 水分補正係数 (風乾細土の重量 / 105°Cで乾燥した乾土の重量)

#### e) 全炭素量と全窒素量

土壌中の全炭素量および全窒素量は乾式燃焼法 (土壤環境分析法編集委員会編 1997) を用いて測定した。風乾細土をメノウ乳鉢を用いて微粉碎し 0.5mm の篩を全通させ風乾細微土とした後、風乾微細土約 500~1000mg をオートサンプラー付 CN コーダー (柳本製作所 : MT-700) で測定した。検量線には馬尿酸を用い、40~70mg の範囲で作製した。

#### 10) 統計解析

各測定項目において、それぞれの採取日で試験区を要因とする 1 元配置分散分析を行なった。有意な効果が認められた場合、多重比較検定 (Holm の方法) を行なった。これらの統計解析には R (R Development Core Team 2010) を用いた。

### 3. 結果

#### 1) セイヨウミヤコグサの生育と被度

被度の結果を図 6 に示した。2007 年において、山砂区と山砂 AM 区では 4 月 23 日から 6 月 29 日まで 2~6% と低い値で推移し、7 月 30 日に 0% になった。一方、堆肥区と堆肥 AM 区では旺盛な生育を示し、山砂区と山砂 AM 区よりも高い被度を示した。堆肥施与区間で比較すると 7 月 30 日以降から堆肥 AM 区の方で高い被度を示し、9 月 28 日には堆肥区で約 47%、堆肥 AM 区で約 60% だった。両者に有意な差はなかった。2008 年においては、山砂区と山砂 AM 区では新たな個体が発生して定着した。4 月 14 日では 0.7~0.9%、10 月 24 日は 21~25% と春から秋に向かい被

度は上昇した。堆肥区と堆肥 AM 区では 4 月 14 日では 15~18%、8 月 26 日は 96~99%と被度は上昇した。

## 2) セイヨウミヤコグサの乾物重

植物体の生育量として、1 m<sup>2</sup>当たりの植物体地上部乾物重、植物体地下部乾物重、植物体乾物重を図 7~9 に示した。2007 年 9 月 30 日の地上部、地下部、植物体の乾物重は、堆肥施与区間で比較すると堆肥 AM 区で有意に高かった。2008 年以降は堆肥施与区間で有意な差はなかった。

## 3) セイヨウミヤコグサの炭素含有率および炭素含有量

セイヨウミヤコグサの地上部、地下部の炭素含有率、地上部、地下部および植物体の炭素含有量を図 10~14 に示した。堆肥施与区で比較すると、2007 年 9 月 30 日の地上部、地下部の炭素含有率においては、堆肥区と堆肥 AM 区の間で有意な差は見られなかった (図 10、図 11)。一方、2007 年 9 月 30 日の地上部、地下部、植物体炭素含有量においては、堆肥 AM 区で有意に高かった (図 12~14)。2008 年以降は炭素関連のいずれの結果も堆肥施与区間で有意な差はなかった (図 10~図 14)。

## 4) セイヨウミヤコグサの窒素含有率および窒素含有量

セイヨウミヤコグサの地上部、地下部の窒素含有率、地上部、地下部および植物体の窒素含有量を図 15~19 に示した。堆肥施与区間において、2007 年 9 月 30 日の地上部、地下部の窒素含有率においては、堆肥 AM 区で有意に高いという結果は得られなかった (図 15、16)。一方、2007 年 9 月 30 日の地上部、地下部、植物体窒素含有量においては、堆肥 AM 区で有意に高かった (図 17~19)。2008 年の結果において、含有率は堆肥 AM 区で有意に高いという結果は得られないものの (図 15、16) 地上部地下部の含有量では堆肥 AM 区で高い傾向が見られ (図 17、18)、植物体乾物重では堆肥 AM 区で有意に高かった (図 19)。

#### 5) セイヨウミヤコグサのリン含有率およびリン含有量

セイヨウミヤコグサの地上部、地下部のリン含有率、地上部、地下部および植物体のリン含有量を図 20～24 に示した。堆肥施与区間において、2007 年 9 月 30 日の地上部、地下部のリン含有率および地上部のリン含有量においては、堆肥区と堆肥 AM 区の間で有意な差はなかった（図 20～22）。一方、2007 年 9 月 30 日の地下部のリン含有量、植物体リン含有量においては、堆肥 AM 区で有意に高かった（図 23、24）。2008 年の結果において、含有率と地下部含有量は両者の間で有意な差はなかったが（図 20、21、23）、地上部含有量と植物体含有量では堆肥 AM 区が有意に高かった（図 22、24）。

#### 6) 菌根形成強度

菌根形成強度を図 25 に示した。堆肥施与区間において、2007 年 9 月 30 日では堆肥区より堆肥 AM 区で有意に高かった。2008 年以降は、堆肥区と堆肥 AM 区の間で有意な差はなかった。

#### 7) 土壌のアンモニア態窒素量

土壌のアンモニア態窒素量の結果を図 26 に示した。施工 1 年目では全ての試験区で有意な差は見られなかった。2008 年と 2009 年の 4 月では堆肥施与区と堆肥無施与区の間で有意な差が見られた。2008 年 10 月は全ての試験区間で有意な差が見られず、2009 年 9 月では堆肥 AM 区と堆肥無施与区の間で有意な差が見られた。

#### 8) 土壌の硝酸態窒素量

土壌中の硝酸態窒素量の結果を図 27 に示した。施工直後で堆肥施与区と堆肥無施与区の間で有意な差が見られた。2007 年のその後の測定では有意な差は見られず、2008 年 4 月は堆肥施与区と堆肥無施与区の間で有意な差が見られた。2008 年

10 月では山砂区と堆肥 AM 区の間で有意な差が見られ、山砂区で有意に高かった。それ以降は全ての試験区間で有意な差は見られなかった。

#### 9) 土壌の全炭素量

土壌中の全炭素量を図 28 に示した。堆肥施与区間において、2007 年 4 月 23 日から 2009 年 4 月 10 日まで堆肥区と堆肥 AM 区の間で有意な差はなかった。しかし、2009 年 9 月 30 日では堆肥 AM 区で有意に高かった。

#### 10) 土壌の全窒素量

土壌中の全窒素量を図 29 に示した。堆肥施与区間において、2007 年 9 月 30 日と 2009 年 4 月 30 日では堆肥区より堆肥 AM 区で有意に高かった。それ以外の採取日では両者の間に有意な差はなかった。

#### 11) 土壌の可給態リン量

土壌中の可給態リン量を図 30 に示した。施工時に堆肥区より堆肥 AM 区で有意に高かった。2007 年の 6 月と 9 月で堆肥 AM 区と堆肥非施与区で有意な差が見られた、そのほかの採取日では、全ての試験区で有意な差は見られなかった。

### 4. 考察

山砂区と山砂 AM 区のセイヨウミコグサは播種後良好な生育を示さず、2007 年 7 月 30 日に枯死した（図 6）。このことからセイヨウミヤコグサの生育には堆肥などの土壌改良資材が必要であることが明らかとなった。一方、堆肥区と堆肥 AM 区のセイヨウミヤコグサは播種後、被度を徐々に増加させた（図 6）。両者の被度は有意な差はないものの、2007 年の 7 月以降は堆肥 AM 区で高い傾向が見られた（図 6）。

2007 年 9 月 30 日のセイヨウミヤコグサの地上部、地下部および植物体乾物重は堆肥区より堆肥 AM 区で有意に高かった（図 7~9）。さらに植物体炭素含有量、植

物体窒素含有量および植物体リン含有量も堆肥区より堆肥 AM 区で有意に高かった（図 14、19、24）。セイヨウミヤコグサ地上部、地下部の炭素含有率、植物体窒素含有率および植物体リン含有率は堆肥区より堆肥 AM 区で有意に高いという結果は得られていないため、炭素含有量、窒素含有量およびリン含有量における堆肥 AM 区の有意な増加は、植物体バイオマスの増加によりもたらされたものと考えられる。

2007 年 9 月 30 日の菌根形成強度は堆肥区より堆肥 AM 区で有意に高かった（図 25）。堆肥区と比較して堆肥 AM 区のセイヨウミヤコグサの根への AM 菌の定着の差が植物体乾物重、窒素含有量、炭素含有量、リン含有量の差をもたらした可能性も考えられる。

2009 年 9 月 30 日の土壌の全炭素量と全窒素量は、堆肥区より堆肥 AM 区で有意に高かった（図 28、29）。土壌の全炭素量と全窒素量の増加は AM 菌の接種によってもたらされた可能性も考えられる。

セイヨウミヤコグサには有機物、窒素、その他養分を土壌へ供給し土壌を肥沃化させる効果を期待している。AM 菌の接種は土壌への有機物、窒素、その他養分の土壌への供給を増大させる可能性がある。ただし、施工時（2007 年 4 月 23 日）の可給態リン量は堆肥区と堆肥 AM 区の間で有意な差が見られた。施工時の土壌の可給態リン量の差が堆肥施与区間での植物体の乾物重、炭素含量、窒素含量、リン含量の差をもたらした可能性も否定できない。AM 菌の植物体および土壌への影響を明らかにするために、今後は AM 菌の土壌への混和方法を検討する必要があると考えている。また、緑化植物として導入した移入種が逸出して地域の侵略種になり、在来の植物を駆逐するなど生態系をかく乱する問題が生じている（日本緑化工学会誌 2002）。導入植物として外来種であるセイヨウミヤコグサを利用したことは、地域の生態系への影響を考えると好ましいことではない。導入植生の初期構造はその後の生態遷移に大きく影響する（日本緑化工学会誌 2002）。今後の山砂採取跡地の植生修復では、その後の生態遷移を念頭においた導入種の検討が必要なのではないだろうか。

## 5. 結論

- 1) 山砂採取跡地へのセイヨウミヤコグサの定着には堆肥等の土壌改良資材が必要であった。
- 2) AM 菌資材の土壌への混和によりセイヨウミヤコグサの植物体バイオマスが増大した。
- 3) 植物体バイオマスの増大は、植物体の炭素量、窒素量、リン量を増大させた。そのことは土壌への炭素量、窒素量、リン量の供給増大へつながった。
- 4) AM 菌資材の土壌への混和により土壌の全炭素量、全窒素量が増大につながった。
- 5) 堆肥施与区のみにおいて、AM 菌資材の土壌への混和により施工時の土壌の可給態リン量が高くなった。よって、本研究の堆肥施与区間で見られた有意差は、土壌の可給態リン量の差によりもたらされた可能性が否定できない。AM 菌の植物体および土壌への影響を明らかにするために、AM 菌の土壌への混和方法を検討する必要があるだろう。

表 1 試験区の概要

試験区	概要
山砂区	山砂単独
山砂AM区	山砂+AM菌資材(1t ha <sup>-1</sup> :1試験区当たり600g)*
堆肥区	山砂+牛ふん堆肥(10t ha <sup>-1</sup> :1試験区当たり1.5kg)
堆肥AM区	山砂+牛ふん堆肥(10t ha <sup>-1</sup> )+AM菌資材(1t ha <sup>-1</sup> :1試験区当たり600g)

\*AM 菌資材と牛ふん堆肥はそれぞれ試験区 (1m×2m) の表層 15cm に混合した。

表 2 植物体リン含有量の測定（乾式灰化およびバナドモリブデン酸法）に用いた試薬

1) バナドモリブデン酸溶液

試薬	試薬量
・硝酸液 ①濃硝酸	330mL
・0.25%メタバナジン酸アンモニウム溶液 ②特級メタバナジン酸アンモニウム	0.25g
・5%モリブデン酸アンモニウム溶液 ③特級モリブデン酸アンモニウム	25g

超純水に①を混合し 500mL とし、②、③は温水で溶解させ 500mL に定容した。できた 3 つの試薬を混合しバナドモリブデン酸溶液とした。

2) 50%塩酸溶液、リン酸標準液 ( $1000 \mu \text{gP}_2\text{O}_5 \text{ mL}^{-1}$ )

試薬	試薬量
・50%塩酸溶液 ①特級塩酸	250mL
・リン酸標準液 ②特級リン酸カリウム	1.9174g

超純水に①を混合し 500mL とした。

105°Cで一晩乾燥させた②を超純水に混合し 500mL に定容した。

表 3 トリパンプルー染色に用いた試薬

1) ホルマリン酢酸 (FAA) 溶液

試薬	試薬量
①特級ホルムアルデヒド液 (HCHO)	20mL
②特級酢酸	20mL
③エタノール	180mL

①、②、③を混合した。

2) 1%トリパンプルー保存液

試薬	試薬量
①トリパンプルー( $C_{34}H_{24}Na_4O_{14}S_4$ )	5g
②ラクトグリセロール溶液	495mL

①を②に溶解し 500mL とした。

3) ラクトグリセロール溶液

試薬	試薬量
①1級乳酸	100mL
②グリセリン	100mL
③イオン交換水	100mL

①、②、③を混合した。

表 4 アンモニア態窒素量（ニトロプルシッド法）の測定に用いた試薬

1) A 液

試薬	試薬量
①サリチル酸ナトリウム	34g
②クエン酸三ナトリウム	25g
③酒石酸ナトリウム二水和物	25g
④ニトロプルシッドナトリウム (ペンタシアノニトロシル鉄(Ⅲ)酸ナトリウム二水和物)	0.12g

①、②、③を 750mL の超純水に溶かした後、④を加え、溶かした後 1000mL に定容した。

2) B 液

試薬	試薬量
①水酸化ナトリウム	30g
②次亜塩素酸ナトリウム(有効塩素5%)	10mL

①を 750mL の超純水に溶かし、冷却後、②を加え混合し 1000mL に定容した。

3) アンモニア態窒素標準液 ( $100 \mu\text{g mL}^{-1}$ )

試薬	試薬量
①塩化アンモニウム	0.382g
②1M塩化カリウム溶液	

105°Cのオーブンで一晩乾燥させた①を②で溶かし 1000mL に定容した。

表 5 硝酸態窒素量の測定(ヒドラジン還元-ナフチルエチレンジアミン法)に用いた試薬

1) 水酸化ナトリウム溶液、保存銅試薬、硫酸ヒドラジン溶液、20%アセトン溶液、NED・2HCl 溶液

試薬	試薬量
・水酸化ナトリウム溶液 ①水酸化ナトリウム	11g
・保存銅試薬(使用時は500倍に希釈) ②硫酸銅(Ⅱ)五水和物	5.4g
・硫酸ヒドラジン溶液 ③硫酸ヒドラジン	0.275g
・20%アセトン溶液 ④アセトン	100mL
・NED・2HCl溶液 ⑤N-1-ナフチルエチレンジアミン2塩酸塩	0.5g

①、②、③、④、⑤をそれぞれ超純水に溶かし 500mL に定容した。

2) スルファニルアミド試薬

試薬	試薬量
①スルファニルアミド	5g
②濃塩酸	50mL

①を②と超純水 300mL の混液に溶かし 500mL に定容した。

3) 硝酸態窒素標準液 (100  $\mu\text{g mL}^{-1}$ )

試薬	試薬量
①特級硝酸カリウム	0.721
②1M塩化カリウム溶液	

105°Cのオーブンで一晩乾燥させた①を②で溶解し 1000mL に定容した。

表 6 可給態リン酸量の測定（トルオーグ法）に用いた試薬

1) 混合発色液

試薬	試薬量
・5N硫酸 ①特級硫酸	140mL
・4%モリブデン酸アンモニウム溶液 ②特級モリブデン酸アンモニウム	40g
・アスコルビン酸液 ③特級-Lアスコルビン酸	1.76g
・酒石酸アンチモニルカリウム液 ④特級酒石酸アンチモニルカリウム	0.27g

①を超純水に混合し 1000mL とした。(A)

②を 60°Cの温水で溶解後、1000mL とした。(B)

③を超純水に溶解し 100mL とした。(C)

④を超純水に溶解し 100mL とした。(D)

A100mL に B30mL を加えて攪拌後、C60mL と D10mL を加えて混合し、混合発色液とした。

2) リン酸標準液 ( $20 \mu \text{gP}_2\text{O}_5 \text{ mL}^{-1}$ )

試薬	試薬量
①特級リン酸カリウム	1.9174g
②超純水	1000mL

105°Cのオーブンで一晩乾燥した①を②に溶解し 1000mL に定容した後、10mL とし超純水で 500mL に定容した。

表 7 交換性陽イオン量および陽イオン交換容量の測定に用いた試薬

1) 1M 酢酸アンモニウム溶液 (pH7.0)

試薬	試薬量
①特級酢酸アンモニウム	77.08g
②2Mアンモニア水	
③2M酢酸	

①を超純水に溶解した後、マグネットスターラーで攪拌しながら pH を測定し②、③を用いて pH7.0 に調整した。

2) 80%エタノール

試薬	試薬量
①特級エタノール(99.5%)	800mL
②超純水	200mL

①と②を混合した。

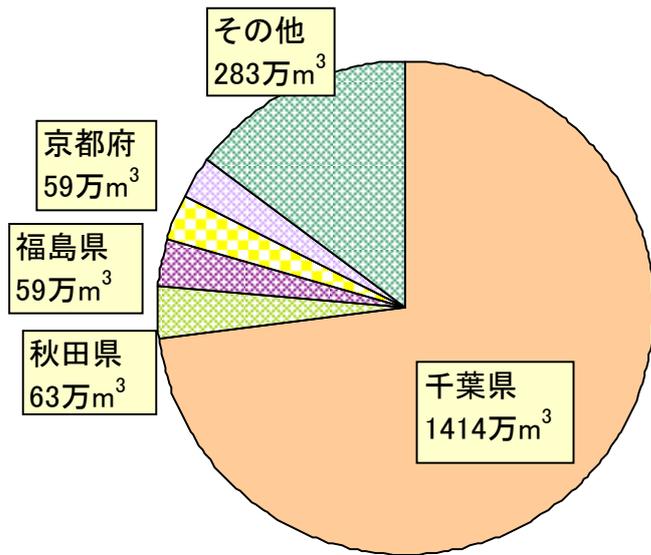


図1 2009年度の県別山砂生産量（日本砂利協会 2011）



図2 試験地の位置\*と航空写真\*\*

\*枠は試験区の位置を示す      \*\*Google Earth より引用

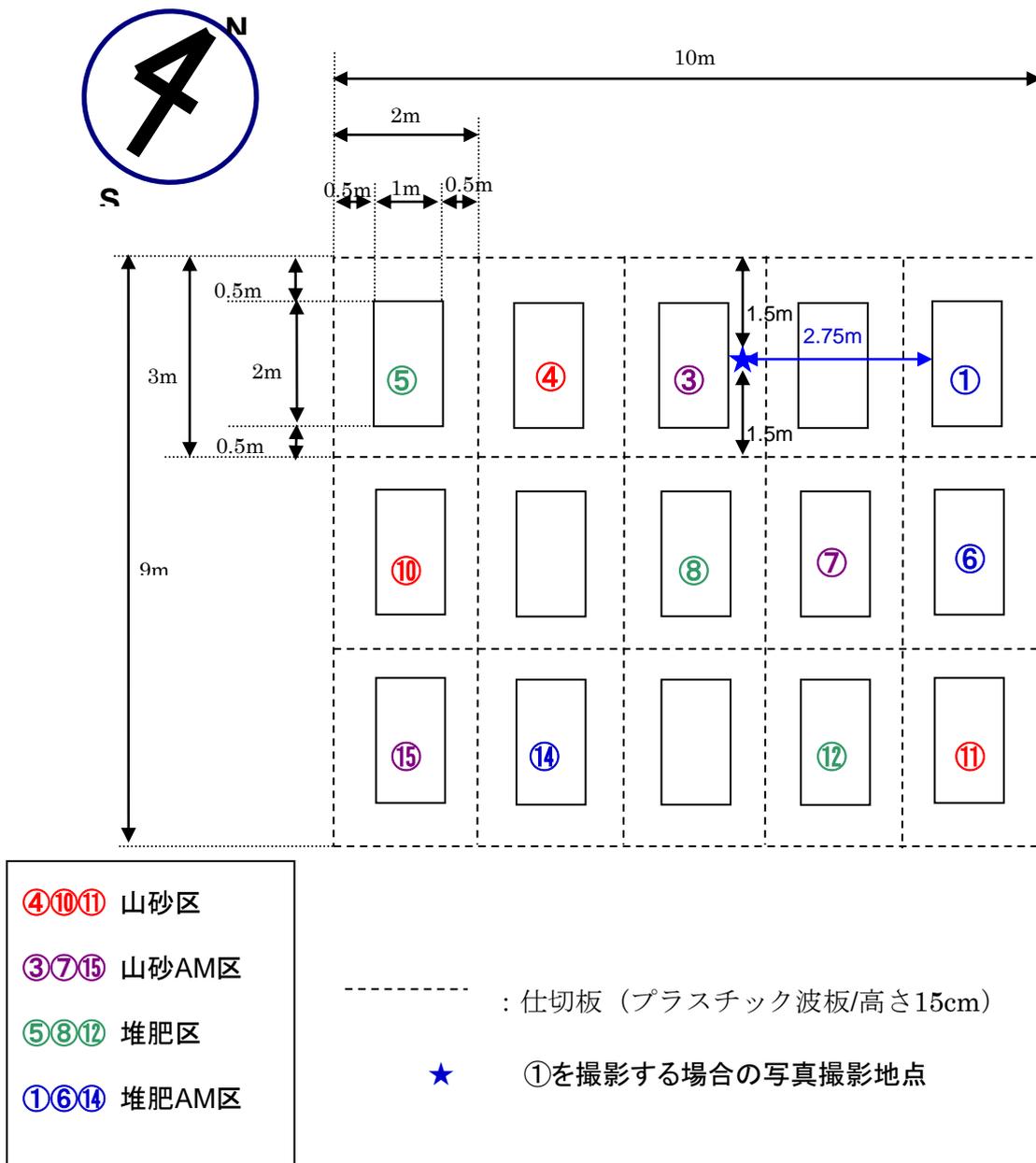


図3 現地試験における試験区の設置図

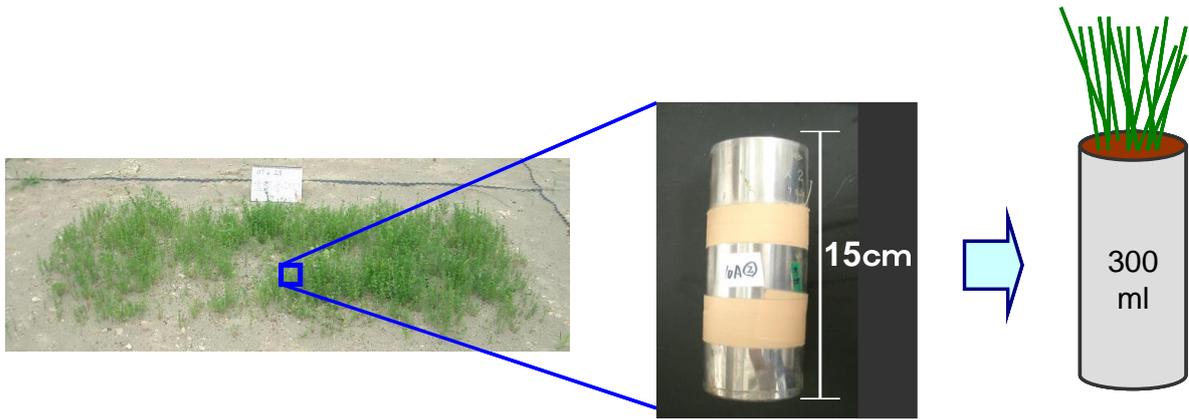


図4 コアサンプラーを用いた試料採取法

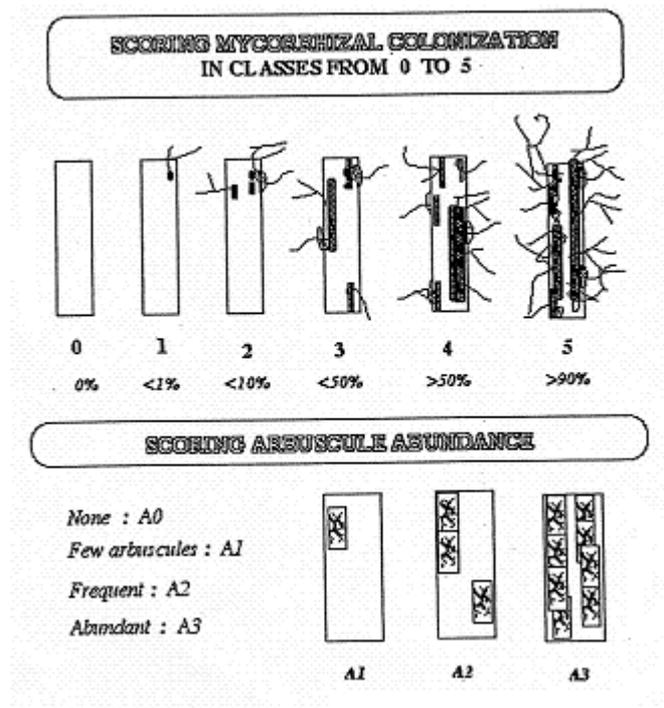


図5 Trovelot 法の基準図

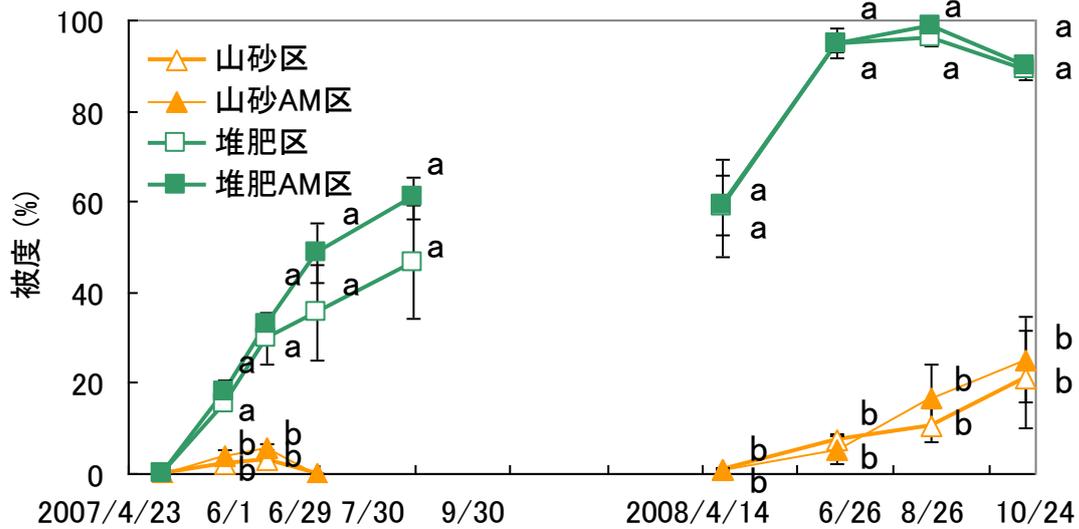


図 6 各試験区における被度の経時的変化 (n=3)

エラーバーは標準誤差を示し、各調査日における同一英文字は多重比較検定により有意差がないことを示す。

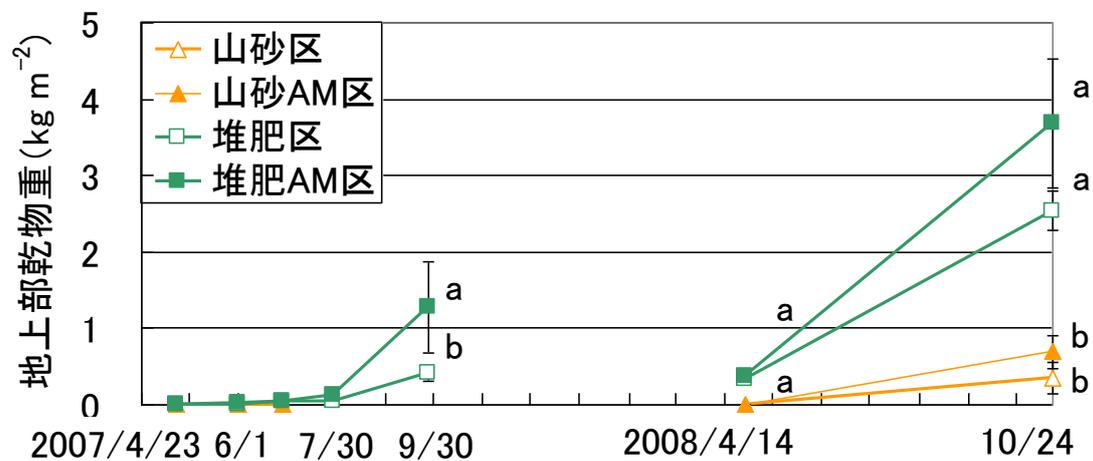


図 7 各試験区におけるセイヨウミヤコグサの地上部乾物重 (n=3)

バーは標準誤差を示し、各試料採取日における同一英文字は多重比較検定により有意差がないことを示す。

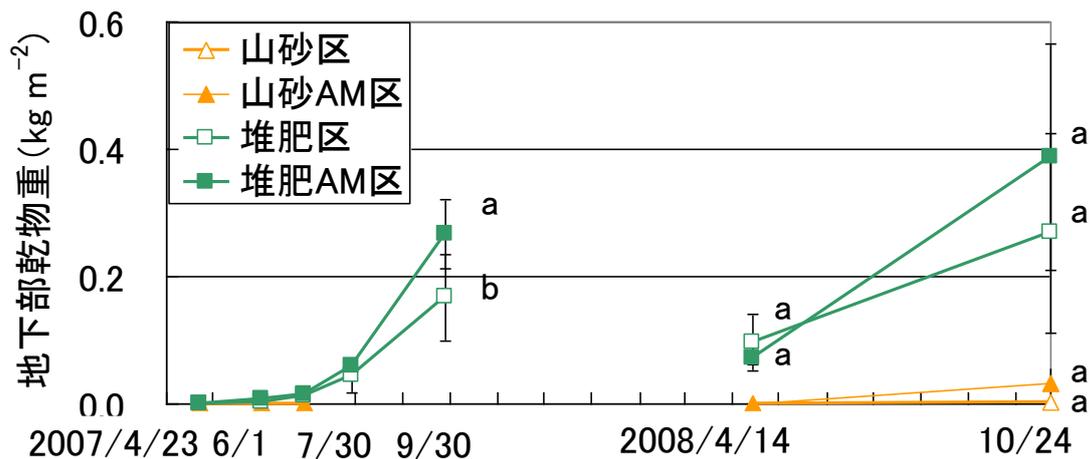


図 8 各試験区におけるセイヨウミヤコグサの地下部乾物重 (n=3)

バーは標準誤差を示し、各試料採取日における同一英文字は多重比較検定により有意差がないことを示す。

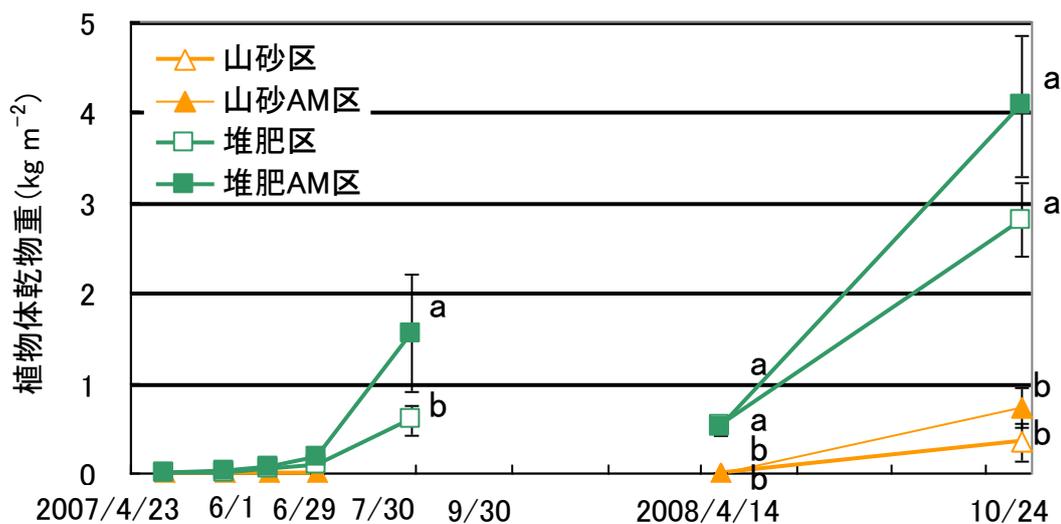


図 9 各試験区におけるセイヨウミヤコグサの乾物重 (n=3)

バーは標準誤差を示し、各試料採取日における同一英文字は多重比較検定により有意差がないことを示す。

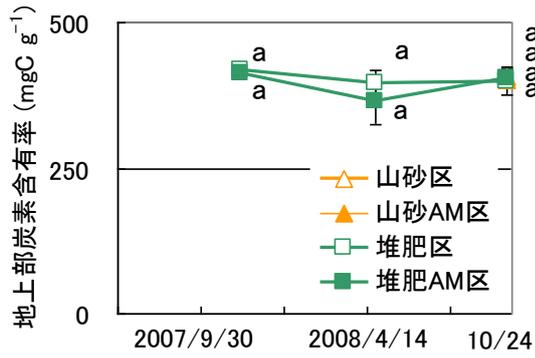


図 10 植物体地上部炭素含有率 (n=3)

バーは標準誤差を示し、各試料採取日における同一英文字は多重比較検定により有意差がないことを示す。

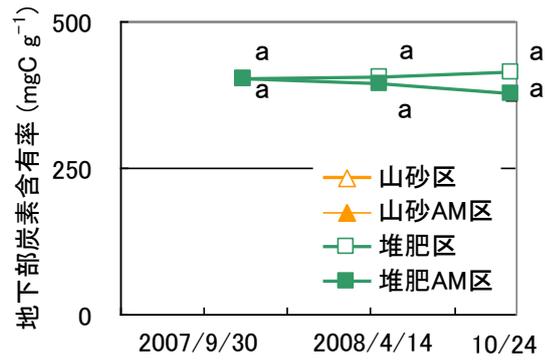


図 11 植物体地下部炭素含有率 (n=3)

バーは標準誤差を示し、各試料採取日における同一英文字は多重比較検定により有意差がないことを示す。

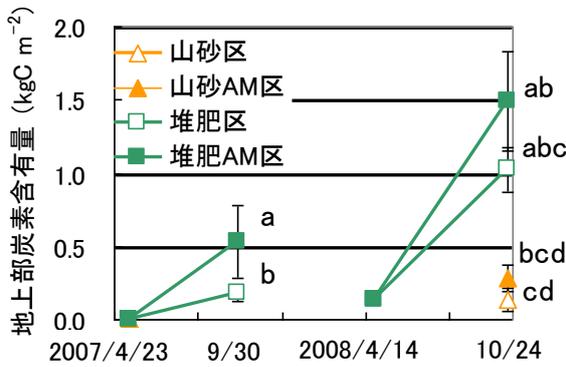


図 12 植物体地上部炭素含有量 (n=3)

バーは標準誤差を示し、各試料採取日における同一英文字は多重比較検定により有意差がないことを示す。

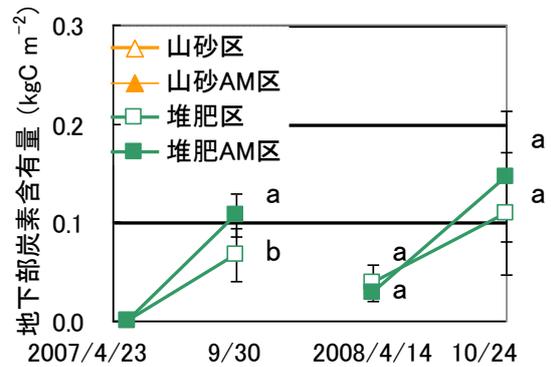


図 13 植物体地下部炭素含有量 (n=3)

バーは標準誤差を示し、各試料採取日における同一英文字は多重比較検定により有意差がないことを示す。

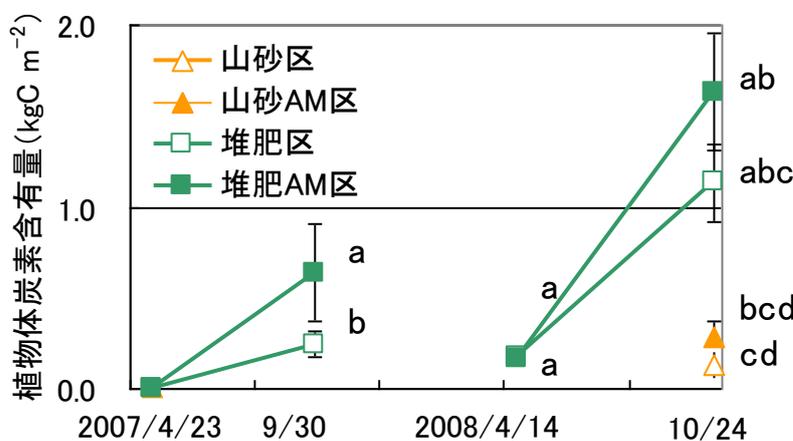


図 14 植物体炭素含有量 (n=3)

バーは標準誤差を示し、各試料採取日における同一英文字は多重比較検定により有意差がないことを示す。

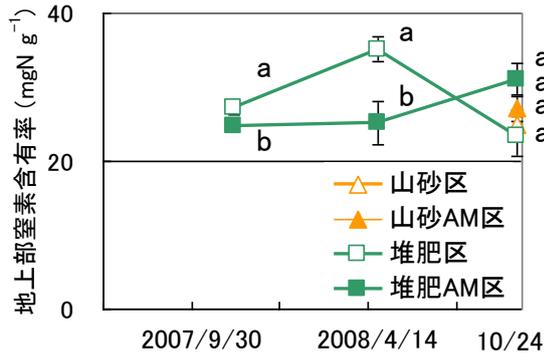


図 15 植物体地上部窒素含有率 (n=3)

バーは標準誤差を示し、各試料採取日における同一英文字は多重比較検定により有意差がないことを示す。

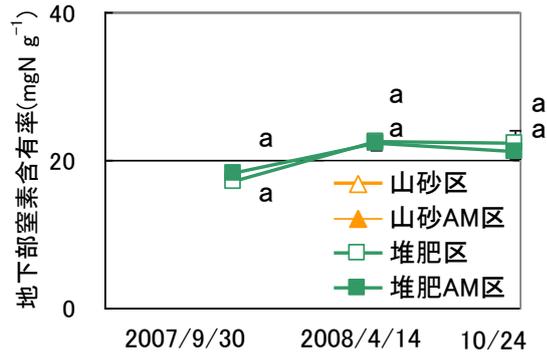


図 16 植物体地下部窒素含有率 (n=3)

バーは標準誤差を示し、各試料採取日における同一英文字は多重比較検定により有意差がないことを示す。

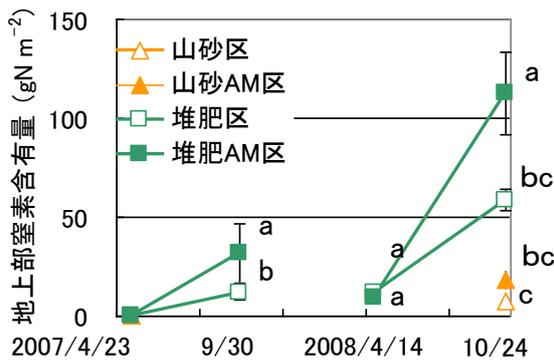


図 17 植物体地上部窒素含有量 (n=3)

バーは標準誤差を示し、各試料採取日における同一英文字は多重比較検定により有意差がないことを示す。

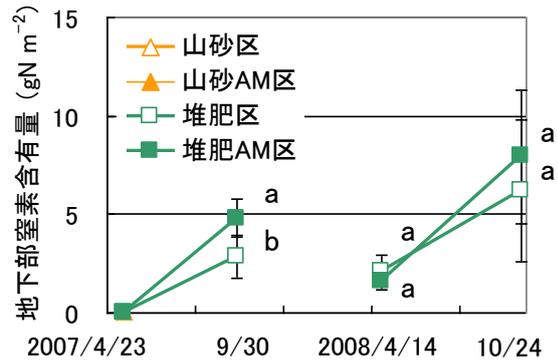


図 18 植物体地下部窒素含有量 (n=3)

バーは標準誤差を示し、各試料採取日における同一英文字は多重比較検定により有意差がないことを示す。

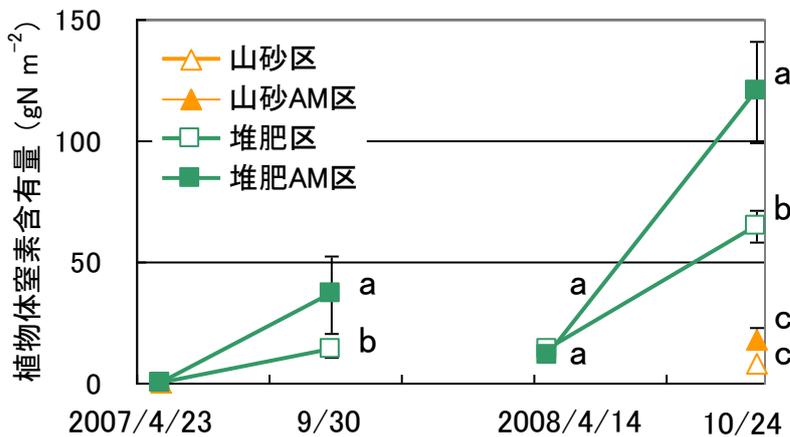


図 19 植物体窒素含有量 (n=3)

バーは標準誤差を示し、各試料採取日における同一英文字は多重比較検定により有意差がないことを示す。

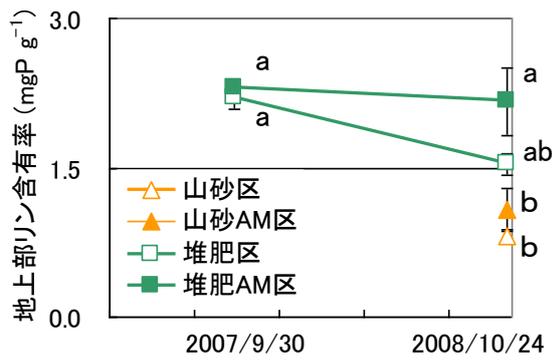


図 20 植物体地上部リン含有率 (n=3)

バーは標準誤差を示し、各試料採取日における同一英文字は多重比較検定により有意差がないことを示す。

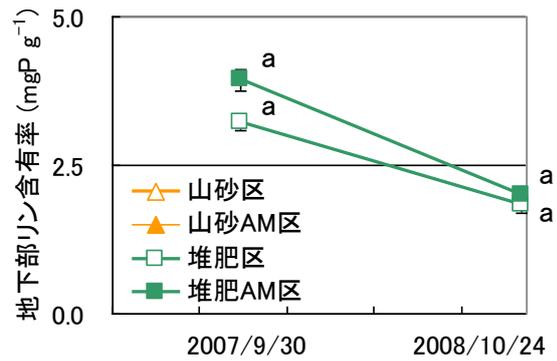


図 21 植物体地下部リン含有率 (n=3)

バーは標準誤差を示し、各試料採取日における同一英文字は多重比較検定により有意差がないことを示す。

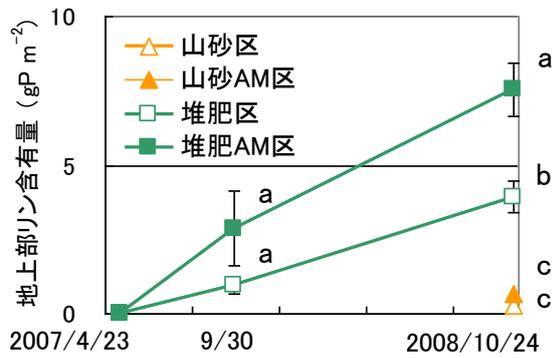


図 22 植物体地上部リン含有量 (n=3)

バーは標準誤差を示し、各試料採取日における同一英文字は多重比較検定により有意差がないことを示す。

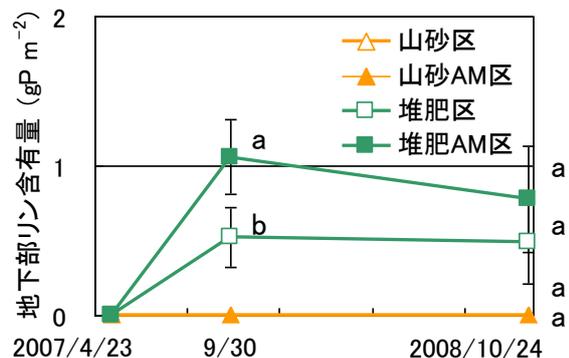


図 23 植物体地下部リン含有量 (n=3)

バーは標準誤差を示し、各試料採取日における同一英文字は多重比較検定により有意差がないことを示す。

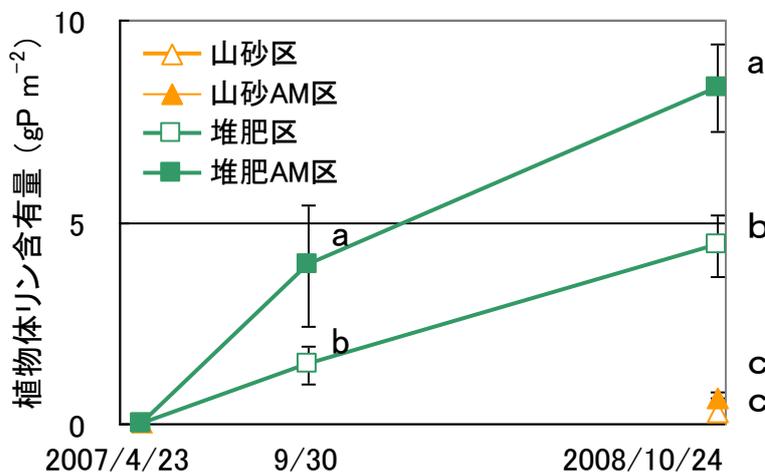


図 24 植物体リン含有量 (n=3)

バーは標準誤差を示し、各試料採取日における同一英文字は多重比較検定により有意差がないことを示す。

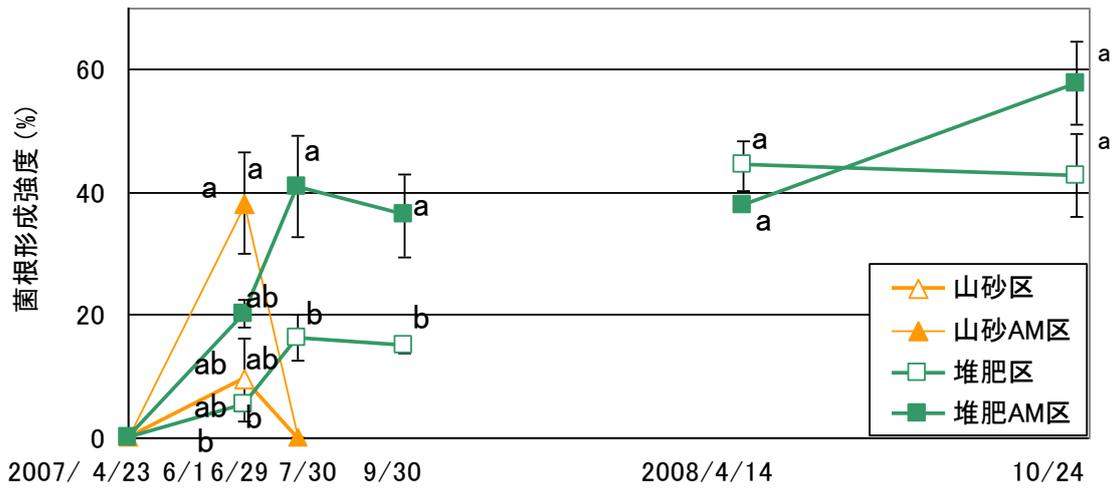


図 25 各試験区における菌根形成強度の経時変化 (n=3)

バーは標準誤差を示し、各資料採取日における同一英文字は多重比較検定により有意差がないことを示す。

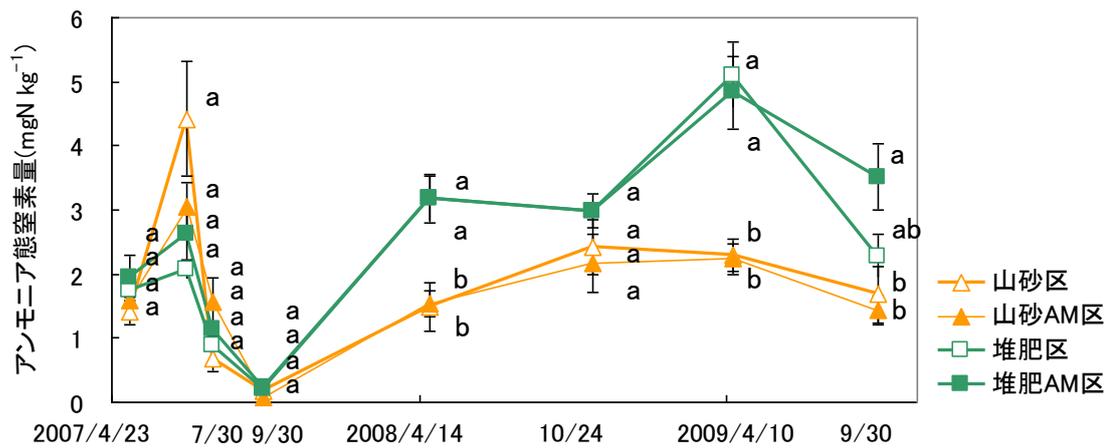


図 26 土壌中のアンモニア態窒素量の経時的変化 (n=3)

バーは標準誤差を示し、各試料採取日における同一英文字は多重比較検定により有意差がないことを示す。

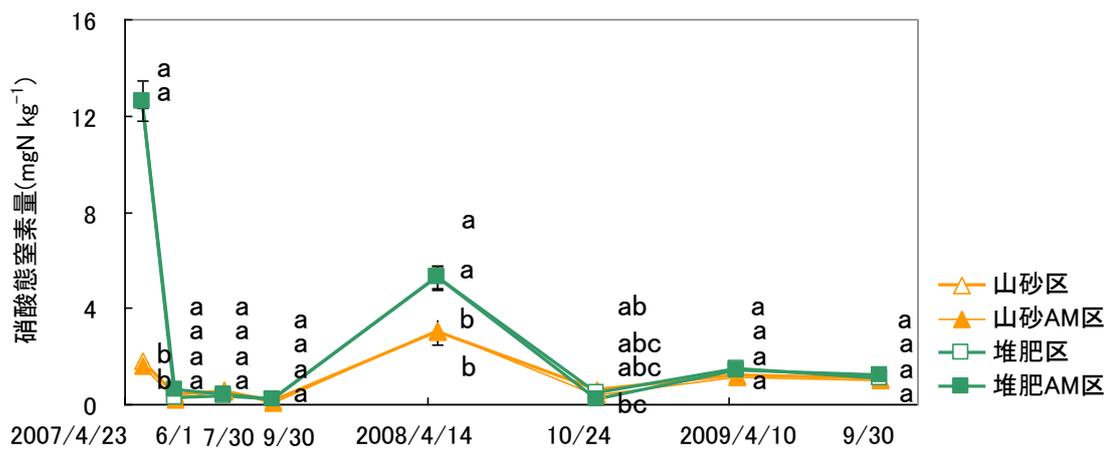


図 27 土壌中の硝酸態窒素量の経時的変化 (n=3)

バーは標準誤差を示し、各試料採取日における同一英文字は多重比較検定により有意差がないことを示す。

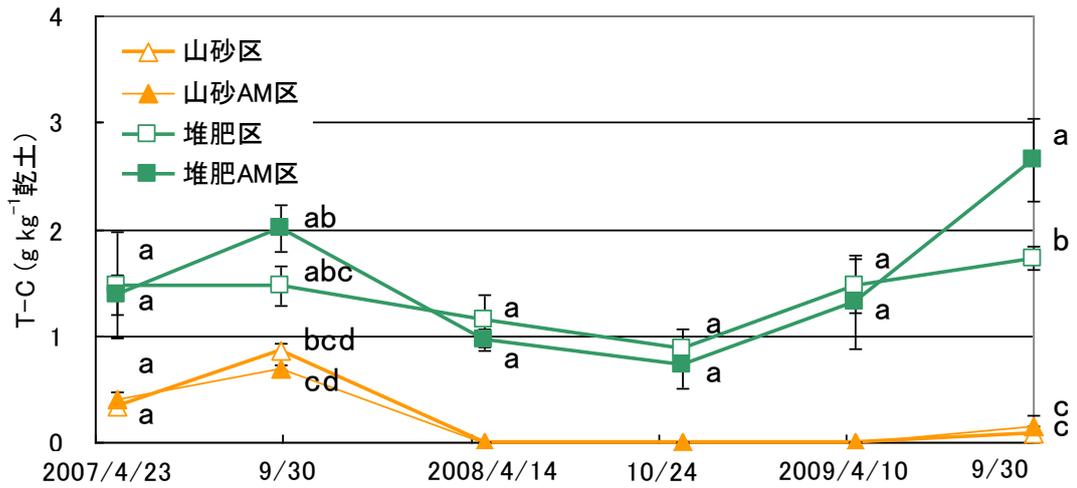


図 28 土壌中の全炭素量の経時的変化 (n=3)

バーは標準誤差を示し、各試料採取日における同一英文字は多重比較検定により有意差がないことを示す。

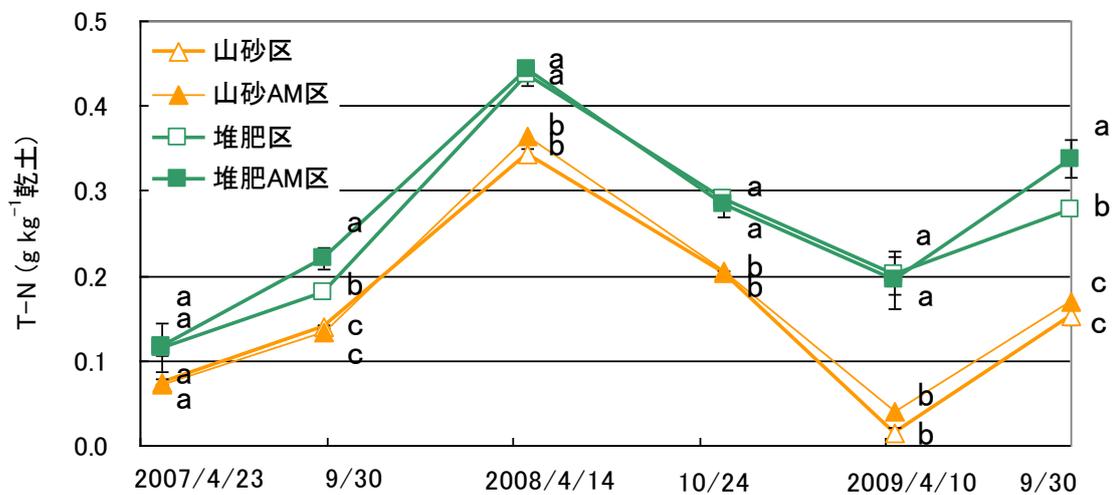


図 29 土壌中の全窒素量の経時的変化 (n=3)

バーは標準誤差を示し、各試料採取日における同一英文字は多重比較検定により有意差がないことを示す。

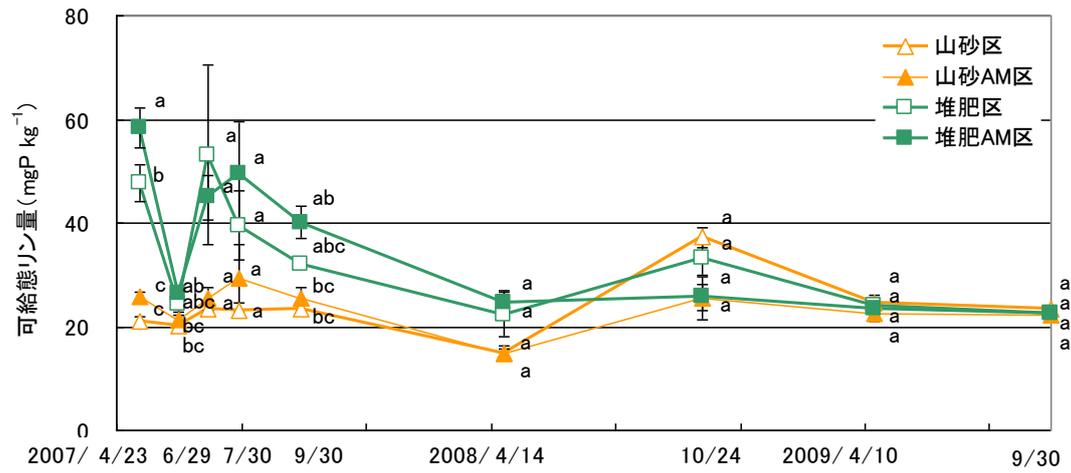


図 30 土壤中の可給態リン量の経時的変化 (n=3)

バーは標準誤差を示し、各試料採取日における同一英文字は多重比較検定により有意差がないことを示す。

## 引用文献

- Alexandre A. Meunier JD, Colin FD, Koud JM (1997) Plant impact on the biogeochemical cycle of silicon and related weathering processes. *Geochim Cosmochim Acta* 61:677-682
- Anderson JM, Ingram JSI (1989) *Tropical Soil Biology and Fertility, A Handbook of Methods*. pp.42-43, C. A. B. International, Walingford
- 有田博之・藤井義晴 (1998) 畦畔と圃場に生かすグラウンドカバープランツ. 農文協, 東京.
- Bansal V, Ahmad A, Sastry M (2006) Fungus-Mediated Biotransformation of Amorphous Silica in Rice Husk to Nanocrystalline Silica. *J Am Chem Soc* 128:14059-14066
- Bartoli F, Souchier (1978) Cycle et role du silicium d'origine vegetale dans les ecosystemes forestiers temperes. *Ann Sci forest* 35:187-202
- Bartoli F (1983) The biogeochemical cycle of silicon in two temperate forest ecosystems. *Ecol Bull* 35:469-476
- Berner RA (1995) Chemical weathering and its effect on atmospheric CO<sub>2</sub> and climate, in White AF, Brantley SL. (eds): *Chemical weathering rates of silicate minerals. Reviews of Mineralogy, Vol. 31*. Mineralogical Society of America, Washington, D.C., pp 565-583
- Berner R.A (1997) The rise of plants and their effect on weathering and atmospheric CO<sub>2</sub>. *Science* 276:544-546
- Blecker SW, McCulley RL, Chadwick OA, Kelly EF (2006) Biologic cycling of silica across a grassland bioclimate sequence. *Glob Biogeochem Cycles* 20:3023-3033
- 千葉県農林水産部林務課 (2002) 砂利採取跡地等における緑化技術指針. 15pp, 千

葉県, 千葉.

千葉県史料研究財団編 (1997) 千葉県の大地. 823pp, 千葉県, 千葉.

Conley DJ (2002) Terrestrial ecosystems and the global biogeochemical silica cycle. *Glob Biogeochem Cycles* 16:1121-1128

Derry LA, Kurtz AC, Ziegler K, Chadwick OA (2005) Biological control of terrestrial silica cycling and export fluxes to watersheds. *Nature* 433:728-731

土壤環境分析法編集委員会編 (1997) 土壤環境分析法. 427pp, 博友社, 東京.

土壤標準分析・測定法編集委員会編 (1986) 土壤標準分析・測定法. 354pp, 博友社, 東京.

Dura DB, Hiura H (2006) Expansion characteristics of bamboo stand and sediment disaster in South Western Japan. *Pakistan J Biol Sci* 9:622-631

遠藤浩平 (2006) 水処理汚泥が窒素とリンの吸収量および植物生育に与える影響.  
千葉大学園芸学部卒業論文

Epstein E (1994) The anomaly of silicon in plant biology. *Proc Natl Acad Sci USA* 91:11-17

Epstein E (1999) Silicon. *Ann Rev Plant Physiol Plant Molec Biol* 50: 641-664

Farmer VC, Delbos E, Miller JD (2005) The role of phytolith formation and dissolution in controlling concentrations of silica in soil solutions and streams. *Geoderma* 127:71-79

Frayse F, Pokrovsky OS, Schott J, Meunier JD (2006) Surface properties, solubility and dissolution kinetics of bamboo phytoliths. *Geochim Cosmochim Acta* 70:1939-1951

Frayse F, Pokrovsky OS, Schott J, Meunier JD (2009) Surface chemistry and reactivity of plant phytoliths in aqueous solutions. *Chem Geol* 258:197-206

- Gerard F, Mayer KU, Hodson MJ, Ranger J (2008) Modelling the biogeochemical cycle of silicon in soils: Application to a temperate forest ecosystem. *Geochim Cosmochim Acta* 72:741-758
- 林加奈子・山田俊弘 (2008) 竹林の分布拡大は地形条件に影響されるのか? 保全生態学研究 13:55-64
- 廣田隆一・池田丈・黒田章夫 (2011) バクテリアにおけるシリコンの役割” . *J Environ Biotechnol* 11:47-53
- Hodson MJ, Parker AG, Leng MJ, Sloane HJ (2008) Silicon, oxygen and carbon isotope composition of wheat (*Triticum aestivum* L.) phytoliths: Implications for palaeoecology and archaeology. *J. Quaternary Sci* 23:331-339
- Iler RK (1979) *The Chemistry of Silica*. Wiley, New York
- 稲垣善之・三浦覚・鳥居厚志 (2007) モウソウチク林におけるリターフォール量と窒素供給量. 平成 18 年度森林総合研究所四国支所年報 48:21-23
- Isagi Y, Kawahara T, Kamo K (1993) Biomass and net production in a bamboo *Phyllostachys bambusoides* stand. *Ecol Res* 8:123-133
- Isagi Y, Kawahara T, Kamo K, Ito H (1997) Net production and carbon cycling in a bamboo *Phyllostachys pubescens* stand. *Plant Ecol* 130:41-52
- Isagi Y, Torii A (1998) Range expansion and its mechanism in a naturalized bamboo species, *Phyllostachys pubescens*. in Japan. *J Sustain For* 6:127-142
- 伊藤浩平 (2008) 牛ふん堆肥と植物共生菌を用いた山砂採取跡地におけるグラウン  
ドカバー植物の定着. 千葉大学大学院自然科学研究科 修士論文
- 伊藤純雄 (2003) 粃がらや稲わらのケイ酸に肥料としての効果はあるのか. 季刊肥料 96: 84-89
- 金子真司 (1995) マダケとモウソウチクの葉における養分濃度の季節変化. *Bamboo*

J 13:27-33

片野田逸朗 (2006) 造林地におけるモウソウチクの侵入防止対策. 公立林業試験研究機関 研究成果選集 3:23-24

河田弘・小島俊郎 (1979) 環境測定法Ⅳ-森林土壌-新訂版. 190pp, 共立出版, 東京.

Kelly EF, Chadwick OA, Hilinski TE (1998) The effect of plants on mineral weathering. *Biogeochemistry* 42:21-53

木宮 一邦 (1991) 地質学から見た岩石風化 : 地質学と土質工学の接点. 応用地質 32:120-129

気象庁 (2012) 気象統計情報. <http://www.data.jma.go.jp/>

Kleinhenz V, Midmore DJ (2001) Aspects of bamboo agronomy. *Adv Agron* 74:99-153

小島清嗣 (2001) 研究に即した画像解析テクニック, 医学・生物学研究のための画像解析テキスト-NIH Image, Scion Image 実践講座-. p.85-91, 羊土社, 東京.

久保繁夫・河島章二郎 (2003) 微生物を利用した化学肥料削減緑化工法. 日緑工誌 28:497-500

Li R, Werger MJA, During HJ, Zhong ZC (1998) Biennial variation in production of new shoots in groves of the giant bamboo *Phyllostachys pubescens* in Sichuan, China. *Plant Ecol* 135:103-112

Lucas Y, Luizao FJ, Chauvel A, Rouiller J, Nahon D (1993) The relation between biological activity of the rain forest and mineral composition of soils. *Science* 260:521-523

Lux A, Luxova M, Abe J, Morita S, Inanaga S (2003) Silicification of bamboo (*Phyllostachys heterocycla* Mitf.) root and leaf. *Plant and Soil* 255:85-91

Ma JF, Takahashi E (2002) Soil, fertilizer, and silicon research in Japan.

Elsevier, Amsterdam

Ma JF, Yamaji N (2006) Silicon uptake and accumulation in higher plants. Trends Plant Sci 11:392-397

丸本卓哉・河野伸之 (2001) 火山性荒廃地の菌根菌共生を利用した緑化 (公開シンポジウム<特集>「火山性荒廃地の緑の回復」) . 日本緑化工学会誌 26: 258-264

丸山茂徳・磯崎行雄 (2007) 生命と地球の歴史. p 123, 岩波書店, 東京.

Meunier JD, Colin F, Alarcon C (1999) Biogenic silica storage in soils. Geology 27:835-838

水野直治・南松雄 (1980) 硫酸-過酸化水素による農作物中 N, K, Mg, Ca, Fe, Mn 定量のための迅速前処理法. 土肥誌 51:418-420

水野直治・今田真史 (1984) 硫酸-過酸化水素分解に使用した分解ビンのケイ酸定量のための洗浄法. 土肥誌 55:481

宮脇昭 (1977) 日本の植生. 535pp, 学習研究社, 東京.

Motomura H, Mita N, Suzuki M (2002) Silica accumulation in long-lived leaves of *Sasa veitchii* (Carrière) Rehder (Poaceae. Bambusoideae). Ann Bot 90:149-152

森田茂・浜田甫 (1983) モウソウチクたけのこの豊凶と親竹の葉替りについて. 日林九支研論集 36:259-260

室井綽 (1994) 竹の世界 Part 2. p. 77, 地人書館, 東京.

室井綽 (1995) 竹林に侵略されつつある雑木林. 富士竹類植物園報告 39:29-34

南雲不二男 (2007) アフリカ農業生産性向上を目指して:多くの利点を有するマメ科カバークロープ作付け後の不耕起栽培. 農業技術 62: 21-25

中村太士・小池孝良 (2005) 森林の科学 森林生態系科学入門. p. 12, 朝倉書店, 東京.

日本土壌肥料学会 (1997) 植物の根圏制御機構. 195 pp, 博友社, 東京.

- 日本土壌肥料学会（2002）ケイ酸と作物生産. 155pp, 博友社, 東京.
- 日本土壌協会（2001）機能モニタリング調査のための土壌、水質及び植物体分析法.  
p. 321, 日本土壌協会, 東京.
- 日本砂利協会（2011）砂利時報（通号 650）. 54pp, 日本砂利協会, 東京.
- 日本緑化工学会誌（2002）生物多様性保全のための緑化植物の取り扱い方に関する  
提言（〈特集〉「生物多様性に配慮した緑化」）. 日緑工誌 27:481-491
- 西田豊昭（1987）竹林土壌の化学的性質（I）竹林土壌とスギ林土壌の相違. Bamboo  
J 5:79-81
- 西川僚子・村上拓彦・吉田茂二郎・光田靖・長島啓子・溝上展也（2005）隣接する  
土地被覆別にみた竹林分布変化の特徴. 日本森林学会誌 87:402-409
- 野中重之・佐々木重行（1992）モウソウチクの生理・生態に関する研究-1-葉替り  
と発筍. 福岡県林業試験場時報 39:2-46
- 沼田眞・岩瀬徹（2002）図説 日本の植生. p. 224-227, 講談社, 東京.
- 農林大臣官房統計課編（1936）農林省統計表. 第 12 次（昭和 10 年）. p. 158, 東  
京統計協会, 東京.
- 農林省農林経済局統計調査部編（1955）農林省統計表. 第 31 次（昭和 29 年）. p. 235.  
農林統計協会, 東京.
- 農林省農林経済局統計調査部編（1966）農林省統計表. 第 41 次（昭和 39～40 年）.  
p. 292, 農林統計協会, 東京.
- 農林省農林経済局統計調査部編（1969）農林省統計表. 第 45 次（昭和 43～44 年）.  
p. 221, 農林統計協会, 東京.
- 農林水産省経済局統計情報部編（1985）農林水産省統計表 第 60 次（昭和 58 年～  
59 年）. p. 279, 農林統計協会, 東京.
- 農林水産省大臣官房統計部編（2009）農林水産省統計表 第 83 次（平成 19～20 年）.  
p. 366, 農林統計協会, 東京.
- 奥田史郎・伊藤武治・鳥居厚志（2008）タケ資源の持続的利用を目的とした管理技

術の開発. 四国の森を知る 10:2-3

- Peng X, Horn R, Peth S, Smucker A (2006) Quantification of soil shrinkage in 2D by digital image processing of soil surface. *Soil Till Res* 91: 173-180
- Phillips JM, Hayman DS (1970) Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. *Trans Br Mycol Soc* 55: 158-161
- Ragueneau O, Treguer P, Leynaert A, Anderson RF, Brzezinski MA, DeMaster, DJ, Dugdale RC, Dymond J, Fischer G, Francois R, Heinze C, Maier-Reimer E, Martin-Jezequel V, Nelson DM, Queguiner B (2000) A review of the Si cycle in the modern ocean: Recent progress and missing gaps in the application of biogenic opal as a paleoproductivity proxy. *Glob Planet Change* 26:317-365
- R Development Core Team (2010) R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- 三枝正彦・木村真人 (2005) 土壌サイエンス入門. 348pp, 文永堂出版, 東京.
- 齋藤秀樹・四手井綱英・吉良竜夫 (1965) ツバキ林の生産構造と物質生産量. *日本生態学会誌* 15:131-139
- 齋藤 雅典 (2004) 共生微生物等の機能を利用した荒廃土壌の修復を目指して. *土と微生物* 58: 99-108,
- 酒井 佳美・只木 良也 (1997) マダケ林とモウソウチク林における樹幹流と林内雨の成分特性. *Bamboo J* 14: 28-35
- 佐久間充 (2002) 山が消えたー残土・産廃戦争ー. 221pp, 岩波新書, 東京.
- Santos GM, Alexandre A, Southon JR, Treseder KK, Corbineau R, Reyerson PE (2012) Possible source of ancient carbon in phytolith concentrates from harvested grasses. *Biogeosci* 9:1873-1884

- 嶋一徹・千葉喬三（1991）治山造林地における肥料木衰退後の植生変化と窒素動態.  
日緑工誌 17:16-26
- 島野貢・仲山功一（1996）マット栽培型カバープランツ「はりどき」、マルチング  
兼用ロール型カバープランツ「ひくみどり」について. 日本緑化工学会都市  
緑化技術部会成果報告会発表要旨 5: 5-6
- Sommer M, Kaczorek D, Kuzyakov Y, Breuer J (2006) Silicon pools and fluxes  
in soils and landscapes – A review. J Plant Nutr Soil Sci 169:310-329
- 杉山恵・阿江教治（2000）黒ボク土および黒ボク土に施用した鉱物に対する作物の  
カリウム吸収反応. 土肥誌 71:786-793
- 杉山真二（2000）第7章 植物珪酸体(プラント・オパール). (考古学と植物学, 辻  
誠一郎編, 247pp, 同成社, 東京). 189-213.
- 鈴木貞雄（1978）日本タケ科植物総目録. 384pp, 学習研究社, 東京.
- 植物栄養学実験法編集委員会編（1959）植物栄養学実験法. 600pp, 朝倉書店, 東  
京.
- 植物栄養学実験法編集委員会編（1990）植物栄養学実験法. 488pp, 博友社, 東京.
- 高橋英一・三宅靖人（1976a）植物界におけるケイ酸植物の分布について：（その  
1) 単子葉綱における分布：ケイ酸の比較植物栄養学的研究(第5報). 土肥  
誌 47:296-300
- 高橋英一・三宅靖人（1976b）植物界におけるケイ酸植物の分布について：（その  
2) 双子葉綱における分布：ケイ酸の比較植物栄養学的研究(第6報). 土肥  
誌 47:301-306
- 高橋英一・三宅靖人（1976c）植物界におけるケイ酸植物の分布について：（その  
3) 裸子植物, 羊歯植物, 蘚苔植物における分布：ケイ酸の比較植物栄養学  
的研究(第7報). 土肥誌 47:333-337
- 高橋英一・田中輝夫・三宅靖人（1981a）植物界におけるケイ酸植物の分布につい  
て：（その4) 羊歯植物における分布：ケイ酸の比較植物栄養学的研究(第13

- 報). 土肥誌 52:445-449
- 高橋英一・田中輝夫・三宅靖人 (1981b) 植物界におけるケイ酸植物の分布について : (その5) イネ科植物における分布 : ケイ酸の比較植物栄養学的研究 (第14報). 土肥誌 52:503-510
- 高橋英一・田中輝夫・三宅靖人 (1981c) 植物界におけるケイ酸植物の分布について : (その6) ツユクサ目-カヤツリグサ目の系統における分布およびウリ科, イラクサ科におけるケイ酸集積性 : ケイ酸の比較植物栄養学的研究 (第15報). 土肥誌 52:511-515
- 高橋英一 (1987) ケイ酸植物と石灰植物. 191pp, 農文協, 東京.
- 高橋英一 (2007) 作物にとってケイ酸とは何か-環境適応力を高める「有用元素」-. p.37-38, 農文協, 東京.
- Tanaka S, Shibahara Y, Torii A, Sakurai K (2011) Comparison of nutrient dynamics of throughfall and soil solution under bamboo (*Phyllostachys pubescens*) and Japanese cypress (*Chamaecyparis obtusa*) stands. ペドロジスト 55:16-29
- 鳥居厚志・井鷲裕司 (1997) 京都府南部地域における竹林の分布拡大. 日本生態学会誌 47:31-41
- 鳥居厚志 (2003) 周辺二次林に侵入拡大する存在としての竹林 (<特集> 里山保全再生技術 モウソウチク). 日緑工誌 28:412-416
- 豊田信行・森格良 (1985) モウソウチク林のリター・フォール量-タケノコ専用林の例-. Bamboo Journal 3:18-21
- Treguer P, Nelson DM, van Bennekom AJ, DeMaster DJ, Leynaert A, Queguiner B (1995) The silica balance in the world ocean: a reestimate. Science 268:375-379
- Trouvelot A, Kough JL, Gianinazzi-Pearson V (1986) Mesure du taux de mycorrhization VA d` un systeme racinaire. Recherche de methods d`

estimation ayant une signification fonctionnelle, in Gianinazzi-Pearson V, Gianinazzi S (eds): Physiological and genetical aspects of mycorrhizae, INRA press, Paris, pp 217-221

堤利夫 (2004) 森林生態学. p68, 朝倉書店, 東京.

内村悦三 (1974) 第7章 タケのはなし. (森—そのしくみとはたらき—, 只木良也編, 260pp, 共立出版, 東京). 242-257.

内村悦三 (2004) 竹の魅力と活用. p. 38, 創森者, 東京.

内村悦三 (2007) タケ・ササ図鑑. p.183, 創森者, 東京.

上田弘一郎・上田晋之助 (1961) 竹類の生育に及ぼす珪酸の影響について. 京都大学演習林報告 33:79-99

上田弘一郎 (1968) 竹. p. 158, 毎日新聞社, 東京.

上田弘一郎 (1975) 有用竹と筍 : 栽培の新技術. 314pp, 博友社, 東京.

上田弘一郎 (1981) 竹と日本人. p. 138, 日本放送出版協会, 東京.

上田弘一郎 (1985) 竹の生態と構造. (竹の博物誌—日本人と竹—, 朝日新聞社編, 162pp, 朝日新聞社, 東京). 141-148.

和田修 (1994) ジャノヒゲマット栽培技術. 新花卉 164: 34-40

渡辺正俊 (1983) 竹林の生態的特徴に関する研究 (1) —モウソウチク林とハチク林におけるリターフォールと鞘量. Bamboo Journal 1:28-35

Wilding L P (1967) Radiocarbon dating of biogenetic opal. Science 156: 66-67

梁川俊晃・柴田昌三・上村恵也・徳永正夫・衣笠斗基子 (2003) 表土マット移植工法を用いた法面緑化に関する調査研究. 日緑工誌 29: 265-268

Yool A, Tyrrell T (2003) Role of diatoms in regulating the ocean's silicon cycle. Glob Biogeochem Cycles 17:1103-1123

吉田昌一 (1983) ケイ酸 土壤養分測定法委員会編 土壤養分分析法. p. 278-280, 養賢堂, 東京.

全国大学演習林協議会 (2006) 森林フィールドサイエンス. 169pp, 朝倉書店, 東

京.

Ziegler K, Chadwick OA, Brzezinski MA, Kelly EF (2005) Natural variations of  $\delta^{30}\text{Si}$  ratios during progressive basalt weathering, Hawaiian Islands. *Geochim Cosmochim Acta* 69:4597-4610