

黒ボク土壌における土壌微生物バイオマスリンとインゲンマメのリン吸収量との関係解析と各種有機物のリン資材としての評価の試み

| | |
|-------|---|
| メタデータ | 言語: Japanese 出版者: 公開日: 2019-03-22 キーワード (Ja): キーワード (En): 作成者: 杉戸, 智子 メールアドレス: 所属: |
| URL | https://doi.org/10.24514/00001387 |

黒ボク土壌における土壌微生物バイオマスリンとインゲンマメのリン吸収量との関係解析と各種有機物のリン資材としての評価の試み

杉戸智子

目次

I. 緒論

1. 研究の背景と目的
2. 既往の関連研究と本研究の展開方向
 - 1) 低温条件下での作物のリン吸収とリン酸増肥の効果
 - 2) 畑土壌のリン酸肥沃度評価
 - (1) 土壌中の無機態リンの存在形態
 - (2) 土壌の有効態リンの測定法
 - (3) 黒ボク土でのトルオーグ法による有効態リン測定の問題点
 - (4) 土壌中の有機態リンの存在形態
 - (5) リン供給源としての土壌微生物バイオマスリン
 - 3) 土壌微生物バイオマスリン測定の問題点
 - 4) 土壌微生物バイオマスリンを指標とした作物へのリン供給能の評価
 - 5) 有機物のリン資材としての評価
 - 6) 本研究の展開方向

II. 黒ボク土畑の土壌微生物バイオマスリン測定のためのクロロホルムくん蒸抽出法の改良

1. 目的
2. 方法
 - 1) 土：液比の検討
 - 2) 改良法の適用性の検討
 - 3) 改良法による無機リン回収率の安定性の検討
3. 結果
 - 1) 土：液比の違いによる無機リン抽出量と添加無機リン回収率
 - 2) 従来法と改良法で測定した道内外黒ボク土の土壌微生物バイオマスリン
 - 3) 従来法と改良法による添加無機リン回収率
4. 考察
 - 1) 黒ボク土の土壌微生物バイオマスリン測定に適した土：液比
 - 2) 土壌微生物バイオマスリンの測定法の改良点
 - 3) 従来法と改良法による土壌微生物バイオマスリンの測定値
 - 4) 畑土壌で土壌微生物バイオマスリンを測定する際の問題点

Ⅲ. 黒ボク土における土壤微生物バイオマスリンのリン酸肥沃度指標としての可能性

1. 目的

2. 方法

1) 試験圃場

2) 試料採取および分析

(1) 土壤

(2) 作物体

3. 結果

1) 土壤微生物バイオマスリンおよび有効態リン

2) 作物生育, 子実収量および地上部窒素・リン吸収

4. 考察

1) 施肥および有機物施用が土壤微生物バイオマスリンおよびインゲンマメの生育に及ぼす影響

2) インゲンマメの地上部リン吸収量と土壤微生物バイオマスリン, 有効態リンとの関係解析

3) 2006年の気象条件とインゲンマメのリン吸収

4) 土壤微生物バイオマスリンの作物へのリン供給源としての役割

Ⅳ. 各種有機物の施用に伴う土壤中の形態別リンの変化

1. 目的

2. 方法

1) 有機物の形態別リン含量

2) 有機物施用土壤の形態別リン含量

3. 結果

1) 施用有機物中の形態別リン含量

2) 有機物施用土壤中の形態別リン含量

4. 考察

1) 有機物のリン資材としての特性

2) 有機物施用に伴う土壤中の形態別リンの変化

3) 下水汚泥コンポストの特徴と施用土壤中のリンの形態

4) 形態別リン投入量, 増加量の推定

5) 土壤中でのリンの形態変化から有機物を類型化する試み

6) 有機物の類型化に関する要因と問題点

7) 土壤微生物バイオマスリンを増加させる有機物の特性

Ⅴ. 総合考察

1. 土壤微生物バイオマスリンをリン酸肥沃度診断指標として用いるために

1) リン供給能を評価する指標としての適用性

2) 簡易測定法の開発

2. 黒ボク土におけるリン酸肥沃度から見た土壤管理

Ⅵ. 摘要

引用文献

Summary

I. 緒 言

1. 研究の背景と目的

リン酸は窒素、カリウムとともに肥料の三要素として作物が多量に必要とする成分である。日本の畑地の約50%はリン酸固定能の高い黒ボク土であり（土壤保全調査事業全国協議会，1991），施肥リン酸の利用効率が平均で20%と低い（OECD，2008）ことから多くのリン酸肥料が施肥されている（西尾，2002）。例えば，リン酸施肥量の多いスイートコーン（露地直播）の北海道における標準施肥量は黒ボク土壌では240kgP₂O₅/haであり，他の土壤型と比較して20～90kgP₂O₅/ha多い（北海道農政部，2002）。また，土壌中の有効態リン量を増大させるための土壤改良資材として熔成リン肥などのリン資材も多量に施用されてきた（土壤保全調査事業全国協議会，1991）。

さらに，日本で多量のリン酸肥料が施肥されてきた要因として以下の3点があげられる。①低温では作物のリン吸収が特に抑制されること（唐沢，2004），低温条件におけるマメ類の乾物重の低下をリン酸肥料の増肥によって抑えられたという知見（岡島・石渡，1979；十勝農業試験場，1982）から，北海道など生育初期に低温になりやすい地域では初期生育確保のために標準施肥量以上のリン酸肥料を施肥する傾向が強い（笛木，2010）。②リンは土壌に吸着されることから農地外への流出は少なく，環境汚染源になりにくいと考えられている（竹内，1997）。③作物に過剰症状の出やすい土壌中の含有量はトルオーグリン酸で3000～5000mgP₂O₅/kg乾土以上とされており（渡邊，2010），リン酸の過剰施肥による障害は出にくいと考えられている。

しかし，リン酸施肥量と単収の関係を解析したところ，その多少が作物収量に結びついていないことが指摘されている（西尾，2003）。また，欧米ではリンが蓄積した土壌の流亡による水系の汚染が問題視されている（SHARPLEY *et al.*，2003）。日本においても融雪期に河川水の全リン濃度が環境基準値（0.1mgP/L）を超える場合（南雲・波多野，2001）や，下層土へリンの溶脱が生じる場合（大家ら，2007）も報告されている。さらに，土壌へのリンの蓄積がアブラナ科作物の根こぶ病発生（村上ら，2004）やバレイショそうか病の発生を助長する（吉田ら，1997）などを指摘する知見もある。加えて，リン鉱石の枯渇に伴う採石掘コストの上昇（黒田，

2005），資源ナショナリズムによるリン鉱石の輸出規制（櫻井，2009）からリン酸肥料価格の高騰も懸念されている。過剰施肥によって引き起こされる問題を解決するためには，リン酸肥料の適正施肥技術を農業現場に普及させ，過剰施肥を抑制する必要がある。

同時に，未利用有機物をリン資材として有効利用する技術は生産コストの削減につながる。例えば堆きゅう肥では0.1～0.2%（橋元，1977b），下水汚泥では1～2%（服部，1986；海老原ら，1985）程度のリンを含有する。作物残渣のリン含有率も0.1～1.4%（小川ら，1988のデータより算出）で，土壌中で速やかに無機化され，作物に吸収されることが示されている（DALAL，1979）。日本の農地におけるリンの利用と収支を解析した結果からも有機物をリン資材として利用する意義が示されており（MISHIMA *et al.*，2006），有機物をリン資材として評価し，適切に利用することは重要な技術である。

本研究では特にリン酸施肥量の多い黒ボク土での適正施肥技術に資するため，これまで作物へのリン供給源として評価が十分にされてこなかった有機態リンに着目した。その中で，易分解性の形態である微生物菌体中に含まれるリン，すなわち土壤微生物バイオマスリン（以下，バイオマスリン）を作物へのリン供給源として評価することを目的として，黒ボク土での測定に適したバイオマスリン測定法の改良を検討し（杉戸・吉田，2006），インゲンマメ栽培時におけるバイオマスリンのリン酸肥沃度指標としての可能性を検討した（SUGITO *et al.*，2010）。また，有機物をリン資材として有効利用する技術につながるため，各種有機物中および有機物を連用した土壌におけるリンの存在形態の解析を試みた（杉戸ら，2001）。

2. 既往の関連研究と本研究の展開方向

1) 低温条件下での作物のリン吸収とリン酸増肥の効果

低地温でリン吸収が抑制される原因として，①根の伸長抑制（唐沢，2004；KASPER and BLAND，1992；MACKAY and BARBER，1984；RYPPPO *et al.*，1998），②根の養分吸収機能の抑制（BRAVO-F and URIBE，1981；RYPPPO *et al.*，1998），③土壌溶液中のリン濃度の低下（ITOU，2002），が挙げられる。

根長は養分吸収と深く関連する重要なパラメータ

一であるとされている (BARBER, 1995)。MACKAY and BARBER (1984) はトウモロコシを用いて低地温の影響を解析し、18°Cから25°Cに地温が上がると根の伸長速度が増加し、リン吸収量も増加したことを示した。18°Cでのリン吸収量の低下は根の伸長が抑制されることに最も影響されていたと推察している。

また、低地温では根の能動輸送により養分を取り込む機能が制限されることがリン吸収量の低下に関係していること (BRAVO-F and URIBE, 1981)、地温が5°C及び12°Cと低い条件では20°Cと比較して根の伸長抑制と同時に原形質膜のATPase活性が抑制されることで養水分吸収量が減少すること (RYYPO *et al.*, 1998) も報告されている。

一方、低地温条件下ではオオムギの根の伸長は抑制され、乾物生産量およびリン吸収量も著しく減少したが、リン酸を施用することにより乾物生産量およびリン吸収量はやや増加することが示された。また、土壤溶液中のリン濃度の低下が低温条件下 (8°C) でのオオムギのリン吸収量を低下させる原因と解析した (ITOU, 2002)。

以上のような要因が単独あるいは複合的に関連して、低地温条件下では作物の根の生育や養分吸収量が低下し、作物の生育は抑制される。実際、低地温条件下でのトウモロコシの生育とリン吸収量の関係をポット試験で検討した結果、地温15°Cで栽培した場合の地上部乾物重は25°Cで栽培した場合の約15%しかなかった。また、リン吸収は他の元素に比べて地温の影響を強く受け、地温25°Cに比べて15°Cでは95%、20°Cでも80%以上のリン吸収が抑制された (唐沢, 2004)。さらに、低地温がリン吸収に及ぼす影響には作物間差も認められている。18°C、15°Cの地温で行った試験において、低地温条件で生育量に比例してリン吸収量も減少する作物 (ニンジン、ダイズ)、生育量は抑制されるが1個体当たりのリン吸収量は変わらない作物 (ソバ、ネギ)、生育は変わらず体内リン濃度が低下する作物 (ハウレンソウ、小麦、エンドウ)、逆にリン吸収量が増加する作物 (チンゲンサイ)、があった (青木ら, 1994)。この結果は、低温への反応性ととも、リン吸収機構も作物によって異なる可能性を示している。

では、本当にリン酸増肥によってリン吸収量抑制を軽減し、作物生育抑制を緩和できるのだろうか。岡島・石渡 (1979) は低地温でのリン吸収量抑制を軽減するためにリン酸増肥の効果をポット試験で検

討し、低地温 (17°C) におけるダイズの乾物重がリン酸増肥により高まったことを示している。しかし、これは有効態リン量がかなり低く (ブレイ第一法で5~20mgP/kg)、リンが主要な生育制限因子となっている土壤での結果であった。また、十勝地域における冷害年のアズキの生育及び収量は、低温寡照で収量水準の低い山麓地帯 (鹿追町) 及び沿岸地帯 (大樹町) ではリン酸増肥区 (250kgP₂O₅/ha) で標準施肥区 (150kgP₂O₅/ha) より向上したが、気象条件が比較的良好で収量水準の高い中央地帯 (芽室町) では増収効果が小さかった (十勝農業試験場, 1982)。さらに、生育初期の気温が平年値を大きく下回った年度のテンサイでは、直播栽培ではリン酸増肥によって収量が高くなることが認められたが、移植栽培ではリン酸増肥効果は認められなかった (井村・早坂, 1987)。

以上から、低温時のリン酸の増肥効果が見られた場合は、有効態リン含量が低い土壤や、栽培期間中に低温の影響を受けやすい地域・作物での栽培で、作物の生育に必要なリンが十分に供給されていないと考えられる。この場合、リン酸増肥はあくまで不足分を補う適正施肥の範疇を超えるものではない。必要以上のリン酸を土壤に施肥することは必ずしも低温時の作物の生育確保にはつながらないだけでなく、リン酸の過剰施肥によって生じる様々な問題が懸念されることから、作物の生育に必要なリンを適切に施用することが重要と考える。

2) 畑土壤のリン酸肥沃度評価

(1) 土壤中の無機態リンの存在形態

土壤中のリンは有機態あるいは無機態の形態で存在する。リン酸イオンは他の陰イオンと比較すると選択的、かつ不可逆的に土壤に固定され、土壤の無機態リンの大半はカルシウム (Ca)、アルミニウム (Al) 及び鉄 (Fe) と結合した形態 (Ca態, Al態及びFe態リン) で存在している。

日本ではCHANGら (1957) の方法を改変した分別定量法 (関谷, 1962) で無機態リンの形態が測定されている。江川 (1985) が北海道の黒ボク土の形態別無機リン含量を測定した結果、Ca態リン量はもともとの含量の高い表層 (0~12cm) においても7.3mgP/kgとその存在量は少なく、下層になるとさらに存在量は少なかった。表層でAl態リンの無機態リン (未抽出の無機態リンを含む) に占める割合は

30.4%であり、Ca態リンの3.6%、Fe態リンの6.8%と比べて多かった。また、大谷ら(1999)が数地点の黒ボク土の形態別無機リン含量を測定した結果、無機態リンのうちCa態リンは0.3~17%、Al態リンは66~79%、Fe態リンは17~33%であり、Al態が主要な形態であった。一方、黄色土ではCa態、Al態、Fe態リン以外の形態のリン(未抽出の無機態リン)が主要な形態であり、抽出されたリンの中ではFe態リンの全無機リンに占める割合が63~68%と高く、黒ボク土とは無機態リンの存在形態の割合が異なっていた。

(2) 土壌の有効態リンの測定法

リン酸施肥量は土壌中の無機態リンのうちの、作物が吸収できる形態として土壌中に存在しているリン(有効態リン)の量を評価することで決められている。通常、有効態リンは土壌に抽出液を添加し、振とうなどによってリンを抽出、定量する手法で評価されている。これは、抽出による分析法は簡易に土壌中のリンの量を測定、評価できるからであり、これまでに各種抽出液を用いることで有効態リンを測定する手法として、1940年代にBRAY and KURTS(1945)が塩酸とフッ化アンモニウムの混合溶液で抽出するブレイ第一法を提唱して以降、0.5M炭酸水素ナトリウム溶液で抽出するオルセン法(OLSEN *et al.*, 1954)、塩酸と硫酸の混合溶液で抽出するMehlich 1法(NELSON *et al.*, 1953)、その改良法で酸、アンモニウム塩、EDTAを用いて抽出するMehlich 3法(MEHLICH, 1984)、水抽出による測定法(KUO, 1996)などが提

唱されている。最近では陽イオン交換膜(AER法; SIBBESEN, 1978)や酸化鉄含浸紙(IIP; CHARDON, 2000)を用いた測定法も提唱されている。

アメリカ合衆国外務省(United States Department of Agriculture, USDA)は公定法として、pH6以下の酸性土壌ではブレイ第一法、Mehlich 1法、Mehlich 3法が、pH7.2以上のアルカリ土壌ではオルセン法が適しており、pH6~7.2の土壌では上述のいずれの方法でも適用できるとしている。また、土壌のpHによらず、AER法、IIP法、水抽出法が適用できるとしている(ELRASHIDI, <http://soils.usda.gov/technical/methods/>)。

それに対して、日本の畑地では0.002N硫酸溶液で抽出するトルオーグ法(TRUOG, 1930)で評価されている。これは、農林水産省が地力保全土壌調査における土壌分析法において、当時国際的に広く用いられてきたトルオーグ法を有効態リンの測定法として採用した(農林省振興局, 1959)ことに由来すると考えられる。一般にトルオーグ法で抽出されるリンはCa態リンであるとされており、非火山性土壌ではトルオーグ法で抽出されるリン量(トルオーグリン)とCa態リン量はほぼ同量あり、Ca態リン量と小麦のリン吸収量との間に正の相関があることが示されている(第1表; 関谷, 1970)。

(3) 黒ボク土でのトルオーグ法による有効態リン測定の問題点

しかし、火山灰土壌ではトルオーグリンはCa態リン量よりもかなり少なくなった(関谷, 1970)こと

第1表 各測定法で測定した可給態リン酸量と作物のリン吸収量との相関係数(*r*)

| | Truog | Morgan | Bray no.1 | Bray no.2 | 1/5N HCl | DL ^(注1) | Ca-P | Al-P | Fe-P |
|-----------|---------|---------|-----------|-----------|----------|--------------------|---------|--------|-------|
| 関谷(1970) | | | | | | | | | |
| コムギ | | | | | | | | | |
| 非火山性土 | _(注2) | - | - | - | - | - | 0.99 ** | 0.25 | -0.18 |
| 火山性土 | - | - | - | - | - | - | 0.81 ** | 0.45 | 0.10 |
| 庄子ら(1964) | | | | | | | | | |
| エンバク | | | | | | | | | |
| 泥炭土 | 0.84 ** | 0.75 ** | 0.98 ** | 0.96 ** | 0.83 ** | 0.87 ** | 0.75 ** | - | - |
| 沖積・洪積土 | 0.61 * | 0.37 | 0.60 * | 0.73 ** | 0.57 * | 0.58 ** | 0.65 * | - | - |
| 火山性土 | 0.26 | 0.71 * | 0.76 ** | 0.83 ** | 0.65 * | 0.71 ** | 0.51 | - | - |
| 南ら(1969) | | | | | | | | | |
| エンバク | | | | | | | | | |
| 非火山性土 | 0.87 ** | 0.86 ** | 0.62 * | 0.61 * | 0.71 ** | - | 0.63 * | 0.49 | 0.29 |
| 火山性土 | 0.26 | 0.50 | 0.34 | 0.47 | 0.61 | - | 0.31 | 0.75 * | 0.29 |

** 1%水準で有意、* 5%水準で有意

(注1) DL: Double Lactate

(注2) -: 検討していない測定法

から、黒ボク土を含む火山灰土壌の有効態リンはトルオーグ法では抽出しきれず、有効態リン量の評価法として問題を含むと考えられる。実際、庄子ら(1964)が北海道内の泥炭土壌、沖積土壌、洪積重粘土壌及び黒ボク土を供試して各種抽出法によるリン抽出量とA-Value (FRIED and DEAN, 1952) と呼ばれる作物のリン吸収量から算出した土壌の有効態リン量との関係を解析した結果、トルオーグ法は泥炭土壌、沖積土壌及び洪積重粘土壌では有意な正の相関(それぞれ1%及び5%水準)を示したが、黒ボク土では有意な相関は認められず、いずれの土壌型でも有意な正の相関を示したのはブレイ第一法及び第二法、1/5塩酸抽出法などであった(第1表)。また、南ら(1969)が北海道の代表的畑作地帯から採取した土壌を用いて各種抽出法によるリン抽出量とエン麦のリン吸収量との関係を解析した結果、非火山性土壌ではトルオーグ法で抽出したリン量とリン吸収量との相関が最も高く、1%水準で有意な正の相関を示したが、黒ボク土ではA1態リン量と5%水準で有意な正の相関を示したのみで、トルオーグ法との間には有意な相関関係は得られなかった(第1表)。

(4) 土壌中の有機態リンの存在形態

これまで作物へのリン供給能は有効態リン量、すなわち土壌中の無機態リン量で評価されてきた。その一方で、土壌中の有機態リンは全リンの30~65%を占める(HARRISON, 1987)ことから、作物のリン供給源として土壌中の有機態リンを評価することの必要性が指摘されている(STEWART and TIESSEN, 1987)。

日本の黒ボク土の表土層における有機態リン含量は280~2760mgP/kg乾土、全リンに対する割合は33~80%であり(江川・野中, 1980のデータより算出)、沖積土(有機態リン含量123~593mgP/kg乾土、全リンに対する割合9.9~40.7%)よりも有機態リン含量及び全リンに対する割合が高いことも示されている(江川・川合, 1988)。また、土壌中の有機態リンうち、同定定量されている主たる形態はイノシトールリン、リン脂質、核酸であり、それぞれ有機態リンの0.4~83%(TURNER *et al.*, 2002)、0.5~7.0%、0.2~4.0%であるとされている(江川・野中, 1982)。

有機態リンの中で土壌中での存在割合が最も高いイノシトールリンはリン酸モノエステルの一つであ

り、その起源は主として作物の種子(種子中の有機態リンの90%以上を占める; COSGROVE and IRVING, 1980)、動物の排泄物(排泄物中の有機態リンの2~60%を占める; CALDWELL and BLACK, 1958; PEPPERZAK *et al.*, 1959)である。下水汚泥はリン酸モノエステルを多く含む(CONDRON *et al.*, 1997)ことからイノシトールリンの供給源になるとされている。

また、イノシトールリンは微生物によって合成されるとする知見もある(MICHAEL, 1975)。リン酸モノエステルの形態で土壌に投入されるリンは有機態リンとして土壌に投入されるリンのうちの10~25%でしかないとされる(WEBLEY and JONES, 1971; BIELESKI, 1973; MAGID *et al.*, 1996)ことから、イノシトールリンは土壌中に投入される他の有機態リンと比べて土壌中で分解されにくいために蓄積されて、土壌中での存在量が多くなっているとの見解もある。

日本の土壌のイノシトールリンの含量は平均で172mg/kgで、中でも黒ボク土での含量は65~574mg/kgと高く、有機態リンの20~51%(平均34%)を占めた(江川・野中, 1982)。また、BORIEら(1989)がチリの火山灰土壌で測定した結果では、イノシトールリンの含量は415~987mg/kgで、有機態リンの43~67%を占めていた。これらの値は他の土壌型での値(TUNER *et al.*, 2002)と比較すると高く、火山灰土壌ではイノシトールリンが粘土鉱物に吸着固定される(CELI *et al.*, 1999)、あるいはFeやAl, Caと結合して難溶化する(JACKMAN and BLACK, 1951)ことで微生物による分解を受けにくく、土壌中に集積しやすいためと推測されている(江川・野中, 1982)。

一方、核酸やリン脂質は微生物菌体や作物組織から土壌中に投入される有機態リンの主たる形態であるとされている(WEBLEY and JONES, 1971; BIELESKI, 1973)。核酸やリン脂質は土壌への吸着力がイノシトールリンと比べて弱く、微生物によって分解されやすいために土壌中での存在量が少ないと考えられている。

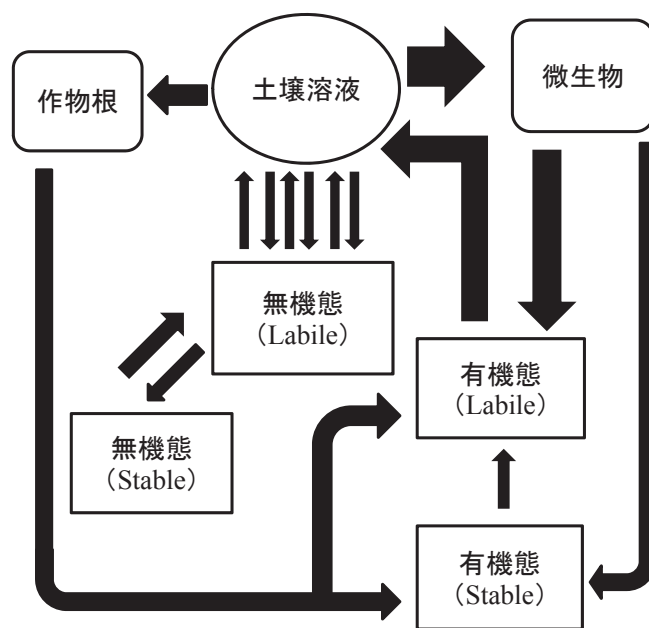
(5) リン供給源としての土壌微生物バイオマスリン

土壌中の核酸やリン脂質が分解されやすいことは作物へのリンの供給源としての役割が大きいことも意味している。この土壌中の核酸やリン脂質として測定されるものは、主として土壌微生物の菌体中に

含まれるリン化合物，すなわちバイオマスリンであると考えられている (STEWART and TIESSEN, 1987)。バイオマスリンの有機態リンに占める割合 (平均値) は畑地では3.0%，草地では13.7%であったことが示されている (BROOKES *et al.*, 1984)。微生物菌体中のリンの組成は60%以上が核酸，約20%がリン酸エステル，約5%がリン脂質であるとされており (WEBLEY and JONES, 1971)，その多くは細胞質内や細胞膜表面に存在し，細胞溶解とともに速やかに土壌溶液中に放出され，分解されると考えられている。バイオマスリンは量的には少ないが，その代謝回転が速いことが知られており，有機物を加えた土壌での炭素とリンの代謝回転速度を調べた結果，リンの代謝回転時間は37日と炭素の82日より速いことが示されている (KOUNO *et al.*, 2002)。また，BROOKESら (1984)は畑土壌での土壌微生物を介したリンのフラックスをおよそ7kg/ha/年と算出した。この試算値は作物のリン吸収量の1/10~1/3程度であったが，10cm深の土壌量で算出していることから，作物が10cm以深の土壌からもリンを吸収することを考慮すると過小評価であることも指摘されている。また，この7kg/ha/年という試算値は黒ボク土で栽培した小麦 (TAKAHASHI *et al.*, 2007)，インゲンマメ (SUGITO *et al.*, 2010) の地上部リン吸収量にほぼ匹

敵する値である。よって，土壌微生物は土壌中でのリンの形態変化において重要な役割を果たしていると同時に，作物へのリンの供給源としても重要であることから，バイオマスリンを作物のリン供給源として評価する必要があると考えられる。

COLEら (1977) は土壌中での微生物を介したリンの動態を解析し，リンは土壌溶液中から微生物，微生物からLabile (変化しやすい形態) な有機態リン，そしてLabileな有機態リンから土壌溶液へのフローの量が多いとしている。このデータを元に CHAUHANら (1979) が土壌中でのリンのフローを示したのが第1図である。また，微生物の代謝回転速度は温度が高くなると速くなることから (JOERGENSEN *et al.*, 1990)，気温が低めで作物の生育がゆるやかな生育初期には菌体からのリン供給量は少なく，気温が上昇して作物の生育すなわちリン吸収が盛んとなる時期には菌体からのリン供給量も多くなることが想定される。さらに，リン酸固定能の高い土壌では有機物の施用などによって微生物菌体中にリンを取り込ませる，すなわちバイオマスリン量を増加させることで土壌へのリンの固定が抑制され，作物のリン利用効率が高まると考えられている (AYAGA *et al.*, 2006 ; OBERSON *et al.*, 2001; 武田, 2010)。以上のことから，黒ボク土のようなリン酸固定能の高い



第1図 土壌中での微生物を介したリンの動態

Cole *et al.* (1977) のデータを元に Chauhan *et al.* (1979) が作成した図から，土壌中でのリンの動態に関わる一部分を抜粋

土壌では作物へのリン供給源としてバイオマスリンが果たしている役割はより大きい事が推察される。

3) 土壌微生物バイオマスリン測定の黒ボク土における問題点

一般に、バイオマスリンの測定法としてBROOKESら(1982)が開発したクロロホルムくん蒸抽出法が広く用いられている。しかし、黒ボク土等のリン酸固定能の高い土壌ではクロロホルムくん蒸により遊離した無機リンが土壌に再吸着されやすいため、本法の適用が困難であるとも考えられている。そこで木村・西尾(1992)はクロロホルムくん蒸処理の代わりに土壌をけん濁させてトルエンを加える土壌けん濁液トルエン処理法を提案し、黒ボク土の草地土壌に適用できることを明らかにした。また、KOUNOら(1995)は土壌を懸濁させてクロロホルムを加え、振とう中に菌体から放出されるリンを陰イオン交換樹脂膜に吸着させて回収し、バイオマスリンを測定する手法を提案している。

しかし、北海道農業研究センター(北農研)内の有効態リン酸が高い黒ボク土(トルオーグ法で約200mgP/kg)での測定に土壌けん濁液トルエン処理法を用いたところ、トルエン処理(クロロホルムくん蒸処理に該当)と非トルエン処理(クロロホルム非くん蒸処理に該当)の差が検出されず、バイオマスリンを測定できない場合が多数生じた(杉戸・新田, 1999)。この理由として、一つは畑土壌では草地土壌と比較して土壌中の有効態リン量に対して微生物菌体中のリン量が少ないことが考えられた。草地土壌では微生物菌体由来の無機リン(トルエン処理区と非トルエン処理区の無機リン抽出量の差)は土壌中の有効態リン(非トルエン処理区)の87%であった(木村・西尾, 1992)が、畑土壌では数%に過ぎなかった(杉戸ら, 未発表データ)。加えて、土壌をけん濁させた状態でトルエン処理を行うため、生土を懸濁させずにくん蒸処理するクロロホルムくん蒸法と比較すると死菌体から遊離した無機リンがけん濁した土壌粒子に再吸着されやすく、測定誤差が生じているのではないかと推察した。

また、KOUNOら(1995)の測定法では陰イオン交換樹脂を加えることで死菌体から土壌けん濁液中に遊離した無機リンが土壌粒子に吸着される量が低減され、添加無機リンの回収率は高くなるとされている。しかし、この手法で測定したバイオマスリンは

リン酸吸着能の低いマサ土ではクロロホルムくん蒸抽出法との間に有意な相関があったにも関わらず、黒ボク土では相関がなかったことから、土壌けん濁液トルエン処理法と同様に黒ボク土での測定に適さないことが懸念された。

さらに木村・西尾(1992)は、土壌の有効態リンが多い場合には相対的に微生物菌体由来のリン抽出量が少なくなるため、差し引き法で求めるバイオマスリンの測定値の誤差が大きく、測定精度がきわめて悪くなることを指摘している。そのため、畑土壌でバイオマスリンを測定するためには、測定値の誤差を小さくすることで測定法の精度を上げることが必要となる。

4) 土壌微生物バイオマスリンを指標とした作物へのリン供給能の評価

バイオマスリンと作物のリン吸収量とに有意な正の相関があることが最近の研究によって示されている。インド(Typic Ustochrepts)でのソルガムおよびヒヨコマメのリン吸収量(それぞれ $r = 0.887$ 及び 0.966 , 1%水準で有意; SAIN *et al.*, 2004)やケニア(Andosol及びAcrisols)でのトウモロコシ茎葉のリン吸収量(それぞれ $r = 0.91$ 及び 0.71 , 5%水準で有意; AYAGA *et al.*, 2006)とバイオマスリンの間に有意な正の相関が認められた。これらは有効態リンの少ない(7.0kgP/ha)圃場(SAINI *et al.*, 2004)や、有効態リンが少ない(7.5及び2.1mgP/kg)上にリン酸固定能の高い圃場(AYAGA *et al.*, 2006)で行われた試験であり、土壌中の有効態リンが少ない土壌においては微生物菌体中に取り込まれたリンが作物へのリン供給源として重要な役割を担っていることを示している。加えて、バイオマスリンがおよそ1~6 mgP/kgとかなり低い圃場であってもソルガムおよびヒヨコマメのリン供給源として重要であったこと(SAINI *et al.*, 2004)、バイオマスリンの代謝回転が速いこと(KOUNO *et al.*, 2002)を考慮すると、リン供給源として量的にも寄与していたことを示唆している。

さらに、CHENら(2000)がリン酸固定能の高い土壌(Oxisols, Ultisols, Alfisols)を供試してポット試験を行った結果でも、ライグラスのリン濃度、リン吸収量ともにバイオマスリンと有意な相関($r = 0.91$ 及び 0.89 , 1%水準で有意)が得られている。しかし、日本の畑土壌のように作物が必要とす

るリンが十分量施肥されている圃場での栽培試験において、バイオマスリンと作物のリン吸収の関係については、これまで検討されていない。

5) 有機物のリン資材としての評価

有機物は優れたリン資材であると同時に、土壌への施用によって土壌の物理性が改善され、土壌中の微生物の活動や増殖が活発化するとされている(橋元, 1977a)。よって、有機物の施用は土壌に蓄積されたリンの形態変化を促して作物によるリンの利用率を向上させる効果をもたらしていると考えられる。個々の有機物はそれぞれリン含量や分解のしやすさなどの特性が異なることから、リン資材として利用するためには個々の有機物の特性を把握すると同時に施用土壌中での動態を解明することが重要である。

しかし、これまで有機物をリン資材として評価して来た事例自体が少なく、さらに有機物施用による土壌中のリンの形態変化を検討した試験事例は堆きゅう肥(橋元ら, 1971; 大橋ら, 1985; OTANI *et al.*, 1997)、下水汚泥コンポスト(海老原ら, 1985; 服部, 1986)施用土壌についての個別の研究と、各種有機物を施用した土壌についての知見(宗林ら, 1992)の他は数少ない。

6) 本研究の展開方向

そこで本研究では、まず黒ボク土のバイオマスリン測定に適した測定法の改良を試みた。具体的には、クロロホルムくん蒸抽出法の欠点である無機リンの土壌への再吸着を減少させる、すなわち無機リン回収率を高めることを目的として土壌に対する抽

出液の比(土:液比)を変化させてバイオマスリン測定時の誤差を小さくすることを検討した。次に、上述の改良法を用いてバイオマスリン量とインゲンマメのリン吸収量との関係を4年間の圃場試験のデータから解析し、黒ボク土でのインゲンマメ栽培においてバイオマスリンがリン酸肥沃度評価の指標となるかを検討した。

さらに、各種有機物及び有機物施用土壌中の形態別(有機態、無機態、有効態及びバイオマス)リンの動態と有機物のリン資材としての特性について解析し、バイオマスリンを増加させる有機物の特徴を明らかにすることを試みた。

II. 黒ボク土畑の土壌微生物バイオマスリン測定法のためのクロロホルムくん蒸抽出法の改良

1. 目的

現行のバイオマスリン測定法を黒ボク土での測定に適した方法に改良することを目的として試験を行った。具体的には、測定法として広く用いられているBROOKESら(1982)のクロロホルムくん蒸抽出法の、土壌に対する抽出液の比(土:液比)を変化させることで無機リンの回収率を高めることを試みた。

2. 方法

1) 土:液比の検討

本試験に供試した土壌の一覧を第2表に示す。このうち、北農研内の多腐植質黒ボク土を充填した柵圃場(柵圃場A)のバレイショ収穫後のきゅう肥連用区、秋まきコムギ収穫後の化成肥料施用区の土壌を用いて土:液比の検討を行った。土壌微生物実験

第2表 供試土壌の性状

| 採取場所 | 処理区 | 土壌型 | pH (H ₂ O) | 全炭素 (g/kg 乾土) | 全窒素 (g/kg 乾土) | C/N比 | トルオーグP (mgP/kg 乾土) |
|------|-------------|----------|--------------------------|------------------|------------------|------|-----------------------|
| 北農研 | 化成肥料施用 | 多腐植質黒ボク土 | 5.54 | 80.8 | 4.9 | 16.6 | 216 |
| | きゅう肥連用 | 多腐植質黒ボク土 | 6.33 | 90.2 | 6.2 | 14.6 | 281 |
| 十勝農試 | 化肥区 | 淡色黒ボク土 | 5.46 | 26.4 | 2.2 | 12.2 | - |
| | 化肥+きゅう肥区(注) | 淡色黒ボク土 | 5.97 | 31.9 | 2.7 | 11.8 | - |
| | 現地試験A | 腐植質黒ボク土 | 6.21 | 30.6 | 2.7 | 11.5 | - |
| | 現地試験B | 腐植質黒ボク土 | 5.76 | 34.6 | 2.9 | 11.9 | - |
| | 現地試験C | 腐植質黒ボク土 | 5.78 | 33.7 | 2.6 | 13.0 | - |
| 熊本農研 | 化肥区 | 多腐植質黒ボク土 | 6.06 | 83.7 | 5.8 | 14.5 | 50.0 |
| | きゅう肥区 | 多腐植質黒ボク土 | 6.60 | 80.4 | 5.4 | 14.8 | 31.0 |
| | 化肥+きゅう肥区 | 多腐植質黒ボク土 | 6.45 | 88.1 | 6.0 | 14.6 | 107 |

(注)化成肥料+牛ふんバーク堆肥+残渣鋤込み

法記載の方法（以下、従来法；土壤微生物研究会，1992）に準じて以下の手順でバイオマスリンを測定した。

①土壤は圃場から採取直後に2mmのふるいを通して土壤の水分含量を測定し，室温で1日静置した。ただし，採取直後に分析できない場合は採取したまま4℃で冷蔵保存し，測定前日に上記の処理を行った。

②土壤は乾土5g相当量を50ccビーカーに採取し，ガラスデシケーター内でクロロホルムくん蒸処理を行い，25℃の恒温器内で24時間保持した。クロロホルムの相対蒸気密度（空気=1）が4.12と炭酸ガスの1.52よりも重いことから，くん蒸効率を高めるためにくん蒸処理の際にクロロホルムを土壤サンプルの上部に置いた。同時に非くん蒸処理として50ccビーカーに採取した乾土5g相当量の土壤をデシケーターに入れ，25℃の恒温器内で24時間保持した。なお，各処理は3連で行った。

③くん蒸処理終了後，くん蒸処理及び非くん蒸処理それぞれの土壤を抽出液である0.5M炭酸水素ナトリウム（pH8.5）でビーカーからポリビンに移した。抽出液量はそれぞれ土：液比=1:20（従来法）では100ml，土：液比=1:40では200ml，土：液比=1:80では400mlとし，ポリビンはそれぞれ250ml容，500ml容，1L容のものを使用した。なお，クロロホルムくん蒸によって微生物菌体から溶出したリンの抽出割合を評価するため，乾土1gあたり25 μ gPに相当する125mgP/Lリン酸二水素カリウム溶液1mlを，抽出液を加える直前に非くん蒸土壤に添加し，添加無機リンの回収率を求めた。

④25℃，120rpmで30分往復振とうし，振とう終了直後にNo.6のADVANTECろ紙を用いてろ過した。

⑤ろ液中の無機リン量をオルセン法（土壤標準分析・測定法委員会，1986e）の吸光度定量操作により定量した。ただし，抽出液中の炭酸除去操作を容易にすると同時に比色に供試できるろ液の量をできるだけ増やして測定誤差を小さくするために，50mLメスフラスコにホールピペットでろ液を採取し，発色後，無機リン量を710nmの吸光度で定量した。

⑥なお，微生物菌体中のリンのうち，くん蒸処理によって溶出する割合（Kp値）は0.4（BROOKES *et al.*，1982；HEDLEY and STEWART，1982）を用いた。

2) 改良法の適用性の検討

本改良法の道内外黒ボク土壤への適用性を検討す

るために，以下の圃場（第2表参照）より採取した土壤を用いて土：液比=1:20（従来法）及び1:40（改良法）でバイオマスリンを測定し，添加無機リン回収率からリン抽出効率の向上を検証した。

①道立十勝農業試験場（十勝農試）内の圃場（淡色黒ボク土）及び現地試験圃場（更別村，腐植質黒ボク土）：十勝農試内の化成肥料区（化肥区）及び化成肥料+牛ふんパークきゅう肥（15t/ha）+残渣鋤込み併用区（化肥+きゅう肥区），現地試験圃場3カ所（いずれも慣行栽培）よりテンサイ収穫後に採取。

②熊本県農業研究センター（熊本農研）の有機物連用圃場（厚層多腐植質黒ボク土）：キャベツ作付け前の化成肥料区（化肥区），おがくず牛糞きゅう肥（20t/ha）施用区（きゅう肥区），化成肥料+おがくず牛糞きゅう肥併用区（化肥+きゅう肥区）より採取。

3) 改良法による無機リン回収率の安定性の検討

バイオマスリン測定時の添加無機リン回収率が高くなると同時に回収率の誤差を小さくすることが測定値の精度を高めるために重要である。そこで，同一の圃場もしくは同じ地域の土壤で繰り返し添加無機リン回収率を測定し，その回収率の誤差を検討した。

第2表に示した梓圃場Aの化成肥料施用区及びきゅう肥連用区からインゲンマメ栽培時～収穫後の間に経時的に採取した土壤10点，十勝地域（十勝農試内の圃場2点および現地（更別）試験圃場3点）の土壤5点，熊本農研内の有機物連用圃場の土壤3点を用いて，地域ごとに従来法及び改良法で測定した添加無機リン回収率の平均値（n=10，5及び3）とその標準偏差から変動係数を算出し，両者を比較した。

3. 結果

1) 土：液比の違いによる無機リン抽出量と添加無機リン回収率

北農研内の梓圃場Aより採取した土壤での結果をそれぞれ第3表，第4表に示す。きゅう肥連用区の土壤（第3表）では，非くん蒸処理の無機リン抽出量は従来法では115mgP/kg乾土であったが，土：液比を1:40，1:80と増加させるとそれぞれ170mgP/kg乾土（従来法の約1.5倍），211mgP/kg乾土（従来法の約2倍）と顕著に増加した。同様にくん蒸処理，

第3表 土：液比の違いが黒ボク土壌のバイオマスリン測定値に及ぼす影響
(北農研 きょう肥連用砕土壌)

| 土：液比 | 無機リン抽出量 (mgP/kg乾土) ^(注4) | | | 回収率 ^(注1) | くん蒸-非くん蒸 | バイオマスリン ^(注2) |
|----------------------|------------------------------------|-----------|-------------|---------------------|-------------------|-------------------------|
| | くん蒸 a | 非くん蒸 b | 無機リン添加 c | | (mgP/kg乾土) a-b | (mgP/kg 乾土) e |
| 1:20 ^(注3) | 118±2.3 | 115±0.9 | 122±0.6 | 0.279 | 3.3 | 29 |
| 1:40 | 174±1.2 | 170±2.2 | 180±3.0 | 0.419 | 3.9 | 23 |
| 1:80 | 216±2.0 | 212±1.9 | 230±6.0 | 0.728 | 4.7 | 16 |

(注1): 回収率(d)=(c-b)/ 乾土1g当たり無機リン添加量

(注2): バイオマスリン(e)=(a-b)/d/Kp

(注3): 従来法の抽出倍率

(注4): 平均値±標準偏差 (n=3)

第4表 土：液比の違いが黒ボク土壌のバイオマスリン測定値に及ぼす影響
(北農研 化成肥料施用砕土壌)

| 土：液比 | 無機リン抽出量 (mgP/kg乾土) ^(注4) | | | 回収率 ^(注1) | くん蒸-非くん蒸 | バイオマスリン ^(注2) |
|----------------------|------------------------------------|-----------|-------------|---------------------|-------------------|-------------------------|
| | くん蒸 a | 非くん蒸 b | 無機リン添加 c | | (mgP/kg乾土) a-b | (mgP/kg乾土) e |
| 1:20 ^(注3) | 171±1.8 | 170±1.1 | 182±2.6 | 0.481 | 0.9 | 5 |
| 1:40 | 250±1.8 | 246±0.5 | 259±2.2 | 0.511 | 3.5 | 17 |
| 1:80 | 320±2.9 | 318±0.6 | 335±1.9 | 0.685 | 2.4 | 9 |

(注1): 回収率(d)=(c-b)/ 乾土1g当たり無機リン添加量

(注2): バイオマスリン(e)=(a-b)/d/Kp

(注3): 従来法の抽出倍率

(注4): 平均値±標準偏差 (n=3)

無機リン添加処理でも無機リン抽出量は増加し、添加無機リン回収率は従来法の0.279と比較して土：液比=1:40で0.419（従来法の約1.5倍）、1:80で0.728（従来法の約2.6倍）と高くなった。くん蒸処理と非くん蒸処理での無機リン抽出量の差は従来法、土：液比=1:40、1:80でそれぞれ3.3mgP、3.9mgP、4.7mgP/kg乾土となった。

また、化成肥料施用区の土壌（第4表）についても第3表の結果と同じように、土：液比が増加するとくん蒸処理、非くん蒸処理、無機リン添加処理のいずれにおいても無機リン抽出量が増加し、添加無機リン回収率が向上した。ただし、くん蒸処理と非くん蒸処理の無機リン抽出量の差は第3表と同じように土：液比=1:40と増加させると従来法の0.9mgP/kg乾土から3.5mgP/kg乾土に増加したが、土：液比=1:80では2.4mgP/kg乾土であり、土：液比=1:40の3.5mgP/kg乾土よりも少なかった。

2) 従来法と改良法で測定した道内外黒ボク土の土壌微生物バイオマスリン

第5表に十勝農試内及び現地圃場、熊本農研内の土壌管理の異なるいくつかの土壌を用いて従来法及び改良法で測定した結果を示す。いずれの土壌においてもこれまでの結果と同様に土：液比の増加によりくん蒸処理、非くん蒸処理、無機リン添加処理のいずれも無機リン抽出量が約1.5倍に増加するとともに添加無機リン回収率も約1.5倍に向上した。

従来法および改良法で測定したバイオマスリン（第2図）は十勝農試および熊本農研の化成肥料区、熊本農研・化成肥料+堆肥区では、改良法で従来法より高くなった。一方、十勝農試・化成肥料+堆肥区および十勝現地圃場Cでは改良法で従来法より低くなった。それ以外は両測定法による値の違いは小さかった。

3) 従来法と改良法による添加無機リン回収率

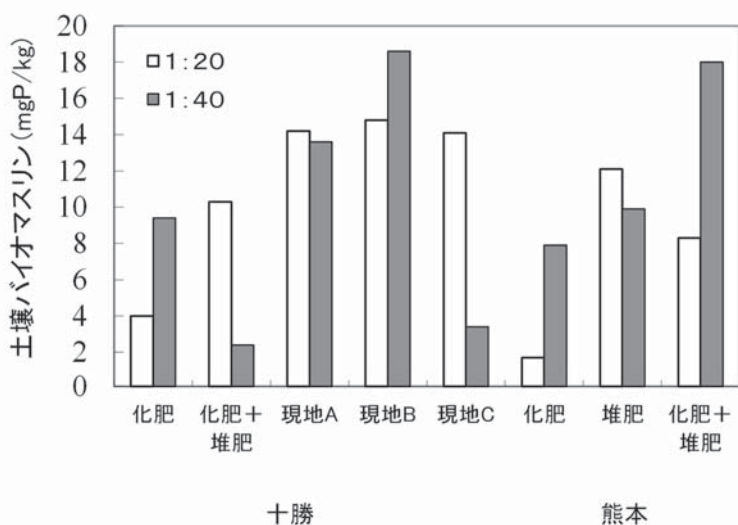
北農研、十勝農試内・現地圃場及び熊本農研内の

第5表 道内外の黒ボク土における従来法(1:20)及び改良法(1:40)での無機リン抽出量、回収率

| 採取場所 | 処理区 | 土:液比 | 無機リン抽出量 (mgP/kg乾土) (注2) | | | 回収率 (注1) | |
|--------|--------|------|-------------------------|-----------|-------------|----------|-------|
| | | | くん蒸 a | 非くん蒸 b | 無機リン添加 c | | |
| 十勝農試 | 化肥区 | 1:20 | 51.9±1.2 | 51.4±0.8 | 59.6±1.1 | 0.331 | |
| | | 1:40 | 75.9±1.3 | 74.1±0.9 | 86.5±0.2 | 0.496 | |
| | 化肥+堆肥区 | 1:20 | 81.6±1.2 | 80.0±1.2 | 89.4±1.0 | 0.376 | |
| | | 1:40 | 112 ±1.2 | 112 ±1.2 | 126 ±1.4 | 0.582 | |
| | 現地試験A | 1:20 | 90.2±0.7 | 87.6±0.5 | 98.7±0.5 | 0.441 | |
| | | 1:40 | 122 ±0.4 | 118 ±0.7 | 135 ±1.0 | 0.671 | |
| | 現地試験B | 1:20 | 143 ±0.8 | 140 ±0.9 | 154 ±1.1 | 0.574 | |
| | | 1:40 | 190 ±0.5 | 184 ±3.8 | 204 ±2.8 | 0.812 | |
| | 現地試験C | 1:20 | 113 ±1.7 | 110 ±1.3 | 121 ±1.6 | 0.427 | |
| | | 1:40 | 152 ±1.3 | 151 ±0.8 | 168 ±2.0 | 0.661 | |
| | 熊本農研 | 化肥区 | 1:20 | 54.9±0.2 | 54.8±0.3 | 66.9±1.3 | 0.243 |
| | | | 1:40 | 85.4±1.2 | 84.2±0.8 | 104 ±0.8 | 0.389 |
| 堆肥区 | | 1:20 | 45.8±0.5 | 44.6±0.4 | 57.1±0.2 | 0.250 | |
| | | 1:40 | 72.4±0.2 | 70.9±0.7 | 90.5±1.1 | 0.393 | |
| 化肥+堆肥区 | | 1:20 | 77.3±0.2 | 76.3±0.6 | 91.4±0.6 | 0.302 | |
| | | 1:40 | 115 ±1.9 | 112 ±1.5 | 133 ±0.9 | 0.434 | |

(注1): 回収率(d)=(c-b)/ 乾土1g当たり無機リン添加量

(注2): 平均値±標準偏差 (n=3)



第2図 道内外黒ボク土の従来法(1:20)及び改良法(1:40)で測定した土壤バイオマスリン

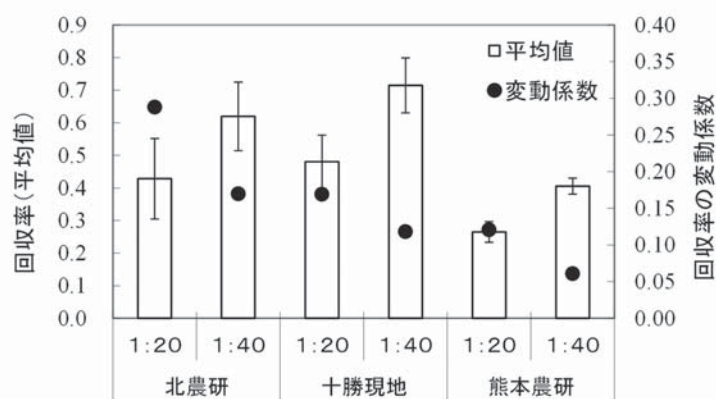
圃場より採取した土壤で測定した添加無機リンの平均回収率と変動係数を第3図に示した。従来法による添加無機リンの平均回収率は0.206~0.480となり、熊本農研の土壤での回収率が低かったが、いずれの地域の土壤においても土:液比=1:40にすると平均回収率は0.405~0.714と従来法の約1.5倍となった。また、添加無機リン回収率の変動係数は従来法で0.121~0.288, 改良法で0.061~0.170なり、5

%水準で改良法の方が有意に小さくなった。

4. 考察

1) 黒ボク土の土壤微生物バイオマスリン測定に適した土:液比

黒ボク土でバイオマスリンを測定する場合、クロロホルムくん蒸抽出法の従来法(土:液比=1:20)の土壤に対する抽出液量比を1:40, 1:80と増やすこ



第3図 添加無機リン回収率の平均値及び変動係数

エラーバーは同一地域の土壌における添加無機リン回収率の標準誤差を示す。回収率は全量回収できた場合を1として表示。

とで無機リンの抽出量が多くなり、添加無機リン回収率の向上が明らかとなった。

しかし、くん蒸処理と非くん蒸処理での無機リン抽出量の差が1:80では1:40より少なくなる場合も見られた(第4表)。この理由については不明であるが、原因の一つとして土:液比が高くなるに従って抽出液中の無機リン濃度は低くなるため、測定誤差が生じやすくなっていたことが考えられた。KOUNOら(1995)の試験において、土:液比が1:10から1:30までは土壌から抽出される無機リン量は変わらなかったが、土:液比1:40では無機リン抽出量が減少したことが示されていることから、土:液比が高くなることで測定上の問題が生じることが想定できた。

以上より、本試験で検討した土:液比の中では1:40が黒ボク土のバイオマスリン測定に適していたと判断した。

2) 土壤微生物バイオマスリン測定法の改良点

従来法及び改良法の添加無機リン回収率とその変動係数を比較検討すると、北農研、十勝農試および熊本農研のいずれの土壌でも改良法の添加無機リン回収率は高くなり、その変動係数は5%水準で従来法より有意に小さくなった(第3図)。添加無機リン回収率の変動係数が小さくなることにより、この回収率で除して算出するバイオマスリン量の測定誤差はより小さくなる。添加無機リン回収率は、クロロホルムくん蒸によって微生物菌体から溶出した無機リンの一部が土壌に吸着されることを考慮して、

微生物菌体から溶出した無機リンを抽出できた割合を定量した値であるとされている(BROOKES *et al.*, 1982)。よって、添加無機リン回収率の変動係数が小さくなったことは微生物菌体由来のリンを抽出する際の誤差も小さくなったことを意味していると考えられた。

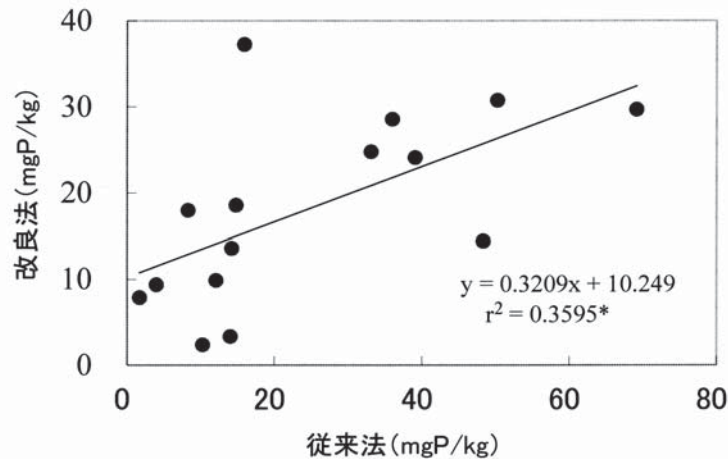
以上より、今回提案した改良法は従来法よりも測定誤差が小さく、リン酸固定能の高い黒ボク土でのバイオマスリン測定により適していると判断した。

3) 従来法と改良法による土壤微生物バイオマスリンの測定値

従来法と改良法で測定したバイオマスリンの関係をみると、両者の間には5%水準で有意な正の相関が認められた(第4図)。よって、改良法で測定したバイオマスリンは従来法同様に微生物菌体由来のリンを測定できていると判断した。

第3表および第4表、第2図から改良法で測定したバイオマスリンは従来法で測定した値より著しく高い場合や多少低くなる場合もあった。これは、第3表及び第4表に示した通り、従来法ではくん蒸処理と非くん蒸処理での無機リン抽出量の差が少なく、微生物菌体由来のリンを十分抽出できずに過小評価していたためと推定した。

一方、改良法で測定したバイオマスリンが従来法の値より著しく低くなる場合(十勝農試・化成肥料+堆肥区および十勝現地圃場C)もあった。これは改良法でも菌体由来のリンが従来法と同程度しか抽出できない場合で、改良法の添加無機リン回収率が高



第4図 従来法及び改良法で測定した土壌バイオマスリンの関係

いために、回収率で除して算出するバイオマスリンが改良法で少なくなっていた。この理由は不明であるが、改良法でも菌体由来のリンを精度良く抽出できない場合もあったことから、さらなる改良が必要である。

4) 畑土壌で土壌微生物バイオマスリンを測定する際の問題点

本試験において改良法で測定した土壌（第2表）にはトルオーグリンが200mgP/kgを超える圃場があった。土壌の有効態リンが多い畑土壌では土壌由来（非くん蒸処理）の無機リン抽出量に対して微生物菌体由来の無機リン量（くん蒸処理と非くん蒸処理との無機リン抽出量の差）の割合がかなり小さくなることから測定誤差が大きく、微生物菌体由来の無機リン量を差し引き法で算出するとマイナスの値となる（杉戸・新田, 1999）など測定が難しいとされている（木村・西尾, 1992）。しかし、本試験の結果から、黒ボク土の中でもトルオーグリンの高い圃場（220及び280mgP/kg乾土）においてもバイオマスリンがマイナスの値とならずに測定できた（第3表及び第4表）。改良法で添加無機リン回収率の変動係数が小さくできたことは微生物菌体由来のリンを抽出する際の誤差も小さくできたことを意味していることから、トルオーグリンの高い圃場での測定でもバイオマスリンの値がマイナスとなりにくいと考えられた。よって、本改良法は土壌の有効態リンが多い畑土壌でのバイオマスリン測定にもより適しているのではないかと考えた。

しかし、前述のとおり畑土壌ではバイオマスリンの

測定誤差が生じやすい。より測定誤差を少なく測定するためには以下の2点についての検討が必要と考える。一つは本試験で北農研内のトルオーグリンが高い土壌だけで、かつ1:40, 1:80でしか土:液比を検討していないことから、トルオーグリン量が異なる土壌や他の場所の黒ボク土でも詳細に土:液比を検討することである。もう一つは、抽出時の土壌の量（本試験においては乾土相当量で5g）を増やして検討することである。この2点を検討することで測定誤差をより小さくでき、さらに黒ボク土の畑土壌でのバイオマスリン測定に適した測定法に改善されていくと考えられる。

Ⅲ. 黒ボク土における土壌微生物バイオマスリンのリン酸肥沃度指標としての可能性

1. 目的

黒ボク土におけるバイオマスリンのリン酸肥沃度指標としての適性を検討するために、Ⅱ章で改良法として提案した測定法を用いてバイオマスリンを測定し、インゲンマメのリン吸収量との関係を解析した。

2. 方法

1) 試験圃場

北海道農業研究センター内の多腐植質黒ボク土の精密圃場において試験を行った。試験開始前の主な土壌の理化学性を第6表に示す。なお、全炭素および全窒素含量はCNアナライザー（Elementar, Vario-Max）で、全リン、有機態リンおよび無機態リンは抽出時間を4時間とした以外は焙焼法（江川

第6表 土壌及び有機物の化学性

| | 水分含量 (%) | pH (H ₂ O) | 全炭素 (mg/g) | 全窒素 (mg/g) | C/N 比 |
|--------------------------|----------------------------|-----------------------|---------------|---------------|-------|
| 土壌 ^(注1) (n=6) | — | 5.57 | 62.2 ± 2.6 | 3.5 ± 0.2 | 17.6 |
| きゅう肥 (n=3) | 62.8 ± 1.1 | 8.04 ^(注3) | 259 ± 4 | 27.0 ± 1.5 | 9.6 |
| 下水汚泥 (n=3) | 20.3 ± 0.3 ^(注2) | 7.80 | 220 ± 18 | 24.7 ± 1.3 | 9.0 |

| | 全リン (mg/g) | 無機リン (mg/g) | 有機リン (mg/g) | 有効態リン (mg/kg) |
|--------------------------|---------------|----------------|----------------|------------------|
| 土壌 ^(注1) (n=6) | 1.21 ± 0.05 | 0.37 ± 0.02 | 0.84 ± 0.03 | 30.2 ± 3.0 |
| きゅう肥 (n=3) | 9.22 ± 2.02 | 6.76 ± 2.14 | 2.47 ± 0.17 | — |
| 下水汚泥 (n=3) | 16.8 ± 0.9 | 14.7 ± 0.9 | 2.0 ± 0.1 | — |

きゅう肥:牛ふん厩肥、下水汚泥:下水汚泥コンポスト

数値は平均値±標準誤差。

^(注1)2004年の施肥前に採取した土壌、^(注2)n=2、^(注3)厩肥:水=1:3で測定。

・野中, 1980) に準じて分析した。

圃場試験は2004年から2007年の4年間、同一の圃場(432m²)で行った。この圃場は試験開始前の2003年まで毎年緑肥としてエンバクを栽培し、出穂時期前後にすき込む管理をしていた。試験開始時の2004年にこの圃場を二分割し、半分(216m²)にインゲンマメ「大正金時」を、もう半分にはトウモロコシ(品種は年度により異なり、2004年は「ピーターコーン」、2005年は「カクテルE51」、2006年および2007年は「おひさまコーン」)を栽培した。2005年以降はインゲンマメとトウモロコシを交互作用で、すなわち前年にトウモロコシを栽培した場所にインゲンマメを、前年にインゲンマメ栽培した場所にトウモロコシを栽培した。インゲンマメ栽培時の施肥処理は化成肥料(N:P₂O₅:K₂O=45:150:110kg/ha、北海道標準施肥量に準じた量を施用)、牛ふんきゅう肥(20t/ha/年、北海道における施用上限値30t/ha/年を勧奨して施用)、下水汚泥コンポスト(札幌下水公社製造の石灰系下水汚泥、10t/h/年、北海道における施用上限値を施用)の3処理を、

2004年および2006年は2反復(1区画の面積36m²)、2005年および2007年は3反復(1区画の面積24m²)で設定した。2005、2006および2007年の施用時に採取した施用有機物の主な化学性を第6表に、施肥及び有機物由来のリン及び窒素投入量を第7表に示す。インゲンマメは施肥および有機物施用同日(2006年)、施用数日後(2004年および2005年)、施用11日後(2007年)に株間20cm、畝間60cm、3粒まきで播種し、出芽がそろった時期に1株2本に間引きした。

2) 試料採取および分析

(1) 土壌

当年に施用した肥料および有機物からの養分供給も考慮するために、土壌は施肥および有機物施用のおよそ1カ月後に採取した。土壌は各区画(2004年は6区、2005年および2007年は9区)それぞれ4地点の畝間から0~15cmの深さで、合計で約400g採取した。なお、2006年のみ1区画を半分に分け、分割した区画(12区)より他の年次と同様に採取した。採取した土壌はよく混和し、分析をするまでポリエ

第7表 施肥量及び施肥由来リン及び窒素投入量

| | 施肥量 (t/ha) | 施肥由来リン量 (kg/ha) | 施肥由来窒素量 (kg/ha) |
|-----------|---------------|--------------------|--------------------|
| 化成肥料(基肥) | 1.13 | 64.2 | 45.2 |
| 化成肥料(追肥) | 0.29 | 0 | 60.9 |
| 牛ふんきゅう肥 | 20 | 68.6 | 201 |
| 下水汚泥コンポスト | 10 | 134 | 197 |

チレン袋に入れて4°Cで保存し、採取後おおよそ1カ月以内にバイオマスリンの分析に供試した。分析前日に2mmのふるいを通し、室温で保管したのちにバイオマスリンはクロロホルムくん蒸抽出法(BROOKES *et al.*, 1982)の抽出時の土:液比を1:40とした改良法(杉戸・吉田, 2006)により分析し、Kp値は0.4(BROOKES *et al.*, 1982; HEDLEY and STEWART, 1982)として計算した。バイオマスリンを分析した後に土壌を風乾して2mmのふるいを通し、有効態リンをトルオーグ法(土壌標準分析・測定法, 1986c)により分析した。また、2004年及び2005年の土壌の有効態リン量を2.5%酢酸抽出法(土壌養分分析法, 1991)及びブレイ第二法(土壌標準分析・測定法, 1986d)により分析した。

(2) 作物体

作物体は着莢期および収穫時に採取した。地上部の養分吸収量の測定により作物の養分吸収量として評価することが一般的であること(植物栄養実験法, 1990)から、着莢期には2~4株を、収穫時には20株(2004年および2005年)もしくは14株(2006年および2007年)のインゲンマメ地上部を各区画から採取した。それぞれの試料は70°Cで3日以上、通風乾燥機で乾燥させた後、乾物重を計量した。粉碎後に養分吸収量を測定するために水野・南(1980)の硫酸一過酸化水素分解法に準じて行った。すなわち、①微粉碎した乾燥試料0.2g(子実)もしくは0.4g(茎葉, 莢)を分解チューブに精秤し、濃硫酸4mLを加えた。②よく振り混ぜて数時間~一晩放置後、過酸化水素水2.5mLを添加し、270°Cで20分加熱した。③放冷後、過酸化水素水を1mL添加し、350°Cで60分加熱した。分解液が着色している場合は放冷後に再度過酸化水素水を添加し、350°Cで加熱する操作を繰り返した。

リン含量は誘導結合プラズマ発光分光分析装置(ICP-AES; Seiko Instruments, SPS-7800)で、窒素含量はオートアナライザー(BRAN+LUEBBE, AACS-III)で分析した。地上部のリンおよび窒素含量、地上部乾物重から作物体のリンおよび窒素吸収量を算出した。

3. 結果

1) 土壌微生物バイオマスリンおよび有効態リン

施肥1カ月後のバイオマスリンは乾土1kgあたり22.2~34.0mgPで、施肥・有機物処理の違いによる有意な差はみられなかった(第5図(a))。また、年度間の平均値の違いは小さく、有意な差はなかった。

施肥1カ月後のトルオーグ法で測定した有効態リン(トルオーグリン)は乾土1kgあたり33.6~67.6mgP/kgであった(第5図(b))。2006年のみ施肥・有機物処理の違いによる差がみられ、化成肥料区のトルオーグリンは牛ふんきゅう肥区、下水汚泥コンポスト区よりも5%水準で有意に高かった。また、4年間のデータで解析すると、化成肥料区のトルオーグリンは牛ふんきゅう肥区よりも5%水準で有意に高かった。年度ごとの平均値の違いは5%水準で有意であり、2004年が低く、2007年が高かった。

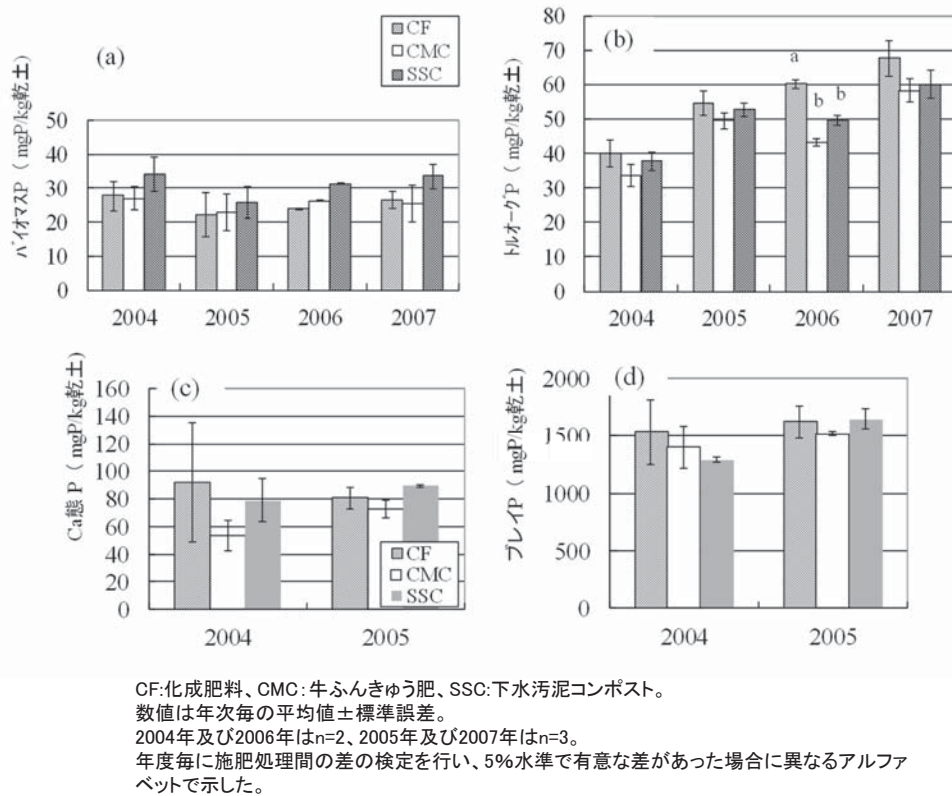
施肥1カ月後の2.5%酢酸抽出法で測定した有効態リン(Ca態リン)は乾土1kgあたり43~135mgP/kg(第5図(c))、ブレイ第二法で測定した有効態リン(ブレイリン)は乾土1kgあたり1270~1810mgP/kgであった(第5図(d))。Ca態リン、ブレイリンのいずれもバイオマスリン同様に施肥・有機物処理の違いや年次の違いによる有意な差はみられなかった。

2) 作物生育、子実収量および地上部窒素・リン吸収

施肥・有機物処理毎の着莢期及び収穫時のインゲンマメの地上部乾物重、子実収量(収穫時のみ)及び窒素・リン吸収量を第6-1, 6-2図に示す。

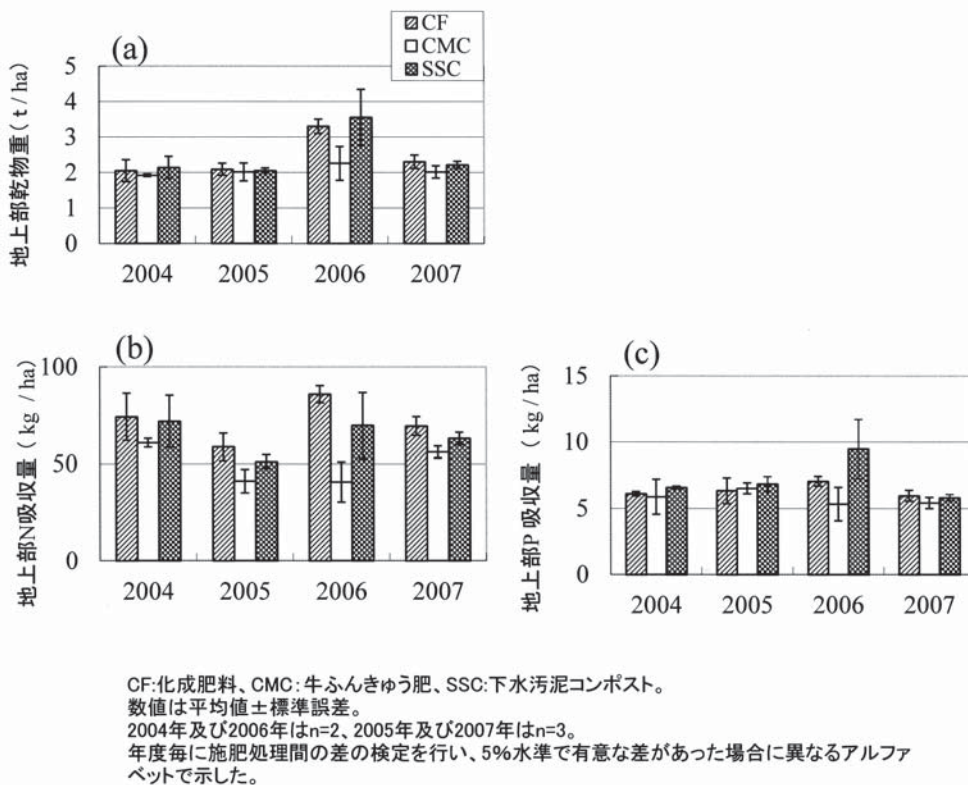
いずれの年度においても施肥・有機物処理の違いによる着莢期の地上部乾物重、窒素・リン吸収量に違いは見られなかったが、収穫時は2005年のみ、牛ふんきゅう肥区の地上部乾物重、子実収量および窒素吸収量、下水汚泥区の窒素吸収量が化成肥料区よりも5%水準で有意に低かった。

年度毎の平均値を第8表に示す。2006年の着莢期の地上部乾物重は他の3年より高かった。一方、収穫時の地上部乾物重、子実収量および窒素・リン吸収量は2007年が高く、2006年は低かった。また、各年度の子実収量を十勝地域の年度毎の平均収量と比較すると2004年は8割程、2005年は6割程度、2006年と2007年は同程度であった。

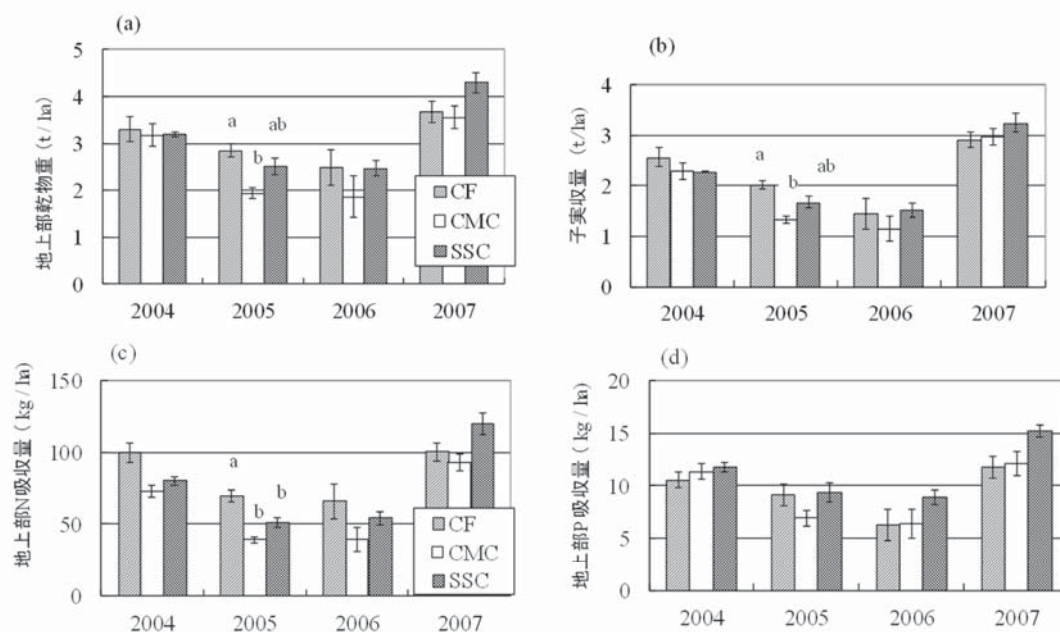


第5図 施肥の違いが各形態リンに及ぼす影響

(a) バイオマスリン (b) トルオーグリン (c) Ca態リン (d) ブレイリン



第6-1図 施肥の違いがインゲンマメの生育、養分吸収に及ぼす影響(着莢期)
 (a)地上部乾物重、(b)地上部窒素吸収量、(c)地上部リン吸収量



CF:化成肥料、CMC:牛ふんきゅう肥、SSC:下水汚泥コンポスト。

数値は年次毎の平均値±標準誤差。

2004年及び2006年はn=2、2005年及び2007年はn=3。

年度毎に施肥処理間の差の検定を行い、5%水準で有意な差があった場合に異なるアルファベットで示した。

第6-2図 施肥の違いがインゲンマメの生育、養分吸収に及ぼす影響(収穫時)
(a) 地上部乾物重 (b) 子実収量 (c) 地上部窒素吸収量 (d) 地上部リン吸収量

第8表 年次毎のインゲンマメの地上部乾物重、子実収量、
地上部窒素及びリン吸収量

| 年次 | 地上部乾物重 | | 子実収量 | |
|------|-------------|-------------|-------------|-----|
| | 着莢期 | 収穫時 | 着莢期 | 収穫時 |
| 2004 | 2.03±0.12 b | 3.22±0.10 b | 2.38±0.09 b | |
| 2005 | 2.05±0.09 b | 2.43±0.15 c | 1.67±0.11 c | |
| 2006 | 3.04±0.35 a | 2.27±0.20 c | 1.37±0.13 c | |
| 2007 | 2.17±0.09 b | 4.39±0.20 a | 3.04±0.09 a | |

| 年次 | 地上部窒素吸収量 | | 地上部リン吸収量 | |
|------|----------|-------------|----------|------------|
| | 着莢期 | 収穫時 | 着莢期 | 収穫時 |
| 2004 | 68.9±5.4 | 84.1±5.5 b | 6.2±0.5 | 11.2±0.4 a |
| 2005 | 50.3±4.7 | 53.4±4.7 c | 6.6±0.5 | 8.5±0.6 b |
| 2006 | 65.4±9.9 | 53.0±6.2 c | 7.3±1.0 | 7.2±0.8 b |
| 2007 | 62.8±2.7 | 108.7±5.8 a | 5.7±0.3 | 13.5±0.8 a |

数値は年次毎の平均値±標準誤差。

2004年及び2006年はn=6、2005年及び2007年はn=9。

年度毎に施肥処理間の差の検定を行い、5%水準で有意な差があった場合に異なるアルファベットで示した。

4. 考察

1) 施肥および有機物施用が土壤微生物バイオマスリンおよびインゲンマメの生育に及ぼす影響

グルコースや作物残渣、牛ふん堆肥の施用によりバイオマスリンが増加したことが報告されている (KWABIAH *et al.*, 2003 ; WU *et al.*, 2007 ; TAKEDA *et al.*, 2009)。よって、バイオマスリンは施肥や有機物施用の違いで異なると考えられる。また、KWABIAHら (2003) はバイオマスリンの増加は施用する作物残渣の種類によって異なり、バイオマスリンと全窒素量との間に有意な正の相関が、N:P比およびC:P比との間に有意な負の相関があったことを示している。ANDERSON and DOMSCH (1980) が土壌中の微生物菌体中のC:N:P比を100:15:12と推定していることから、バイオマスリンの増加には微生物の基質となる有機物の供給と同時に、炭素や窒素に対するリンの割合が高いことも重要と考えられる。また、GALLARDO and SCHLESINGER (1994) は鉍質土壌にリンを添加した場合にバイオマス窒素が増加したことを、SCHEU and PERKINSON (1995) は森林土壌で窒素の添加により土壌バイオマスが増加したことを示しており、土壌中のリン、あるいは窒素が不足すると土壌バイオマスの形成が制限されることが考えられた。

これらの知見とは異なり、本試験の結果では有機物施用によるバイオマスリンの増加はみられなかった。その理由として、本試験圃場では試験を開始する前の2003年まではエンバクを緑肥として栽培し、青刈りで鋤込んでいたことが考えられる。試験開始時 (2004年) のバイオマスリン (平均値で29.6mgP/kg) は同じ北農研内の有機物施用や緑肥栽培をしていない多腐植質黒ボク土のバイオマスリン (平均値で11.8mgP/kg) より5%水準で有意に高かった (杉戸ら, 未発表データ)。試験圃場のバイオマスリンが試験期間中に増加しなかった要因は明らかではないが、①トルオーグリンは試験を開始した2004年 (施肥・有機物施用後) で37.1mgP/kg, 2005年には52.2mgP/kgであったことから、リンの供給がバイオマスリン形成の制限要因になっていないと考えられること、②易分解性炭素量および可給態窒素量は測定していないが、化成肥料区では窒素やリンが施肥され、有機物施用区でも牛ふんきゅう肥や下水汚泥コンポスト由来の炭素や窒素、リンが毎年投入されていること、の2点を考慮すると、試験期間

中に施肥や有機物施用で土壌に投入された窒素およびリンあるいは有機物由来の炭素量では試験開始前に緑肥栽培で増加していたバイオマスリン量を維持する効果しかなかったと推察した。

また、施肥・有機物施用の違いがインゲンマメの地上部乾物重、子実収量、窒素およびリン吸収量に及ぼす一定の傾向も見いだせなかった。例えば、2005年のみ牛糞きゅう肥施用区の収穫時の窒素吸収量が化成肥料区より低くなった (第6-2図)。MORITSUKAら (2001) は有機物施用によって土壌から土壌溶液中へ供給される窒素およびリン量は増加しても、作物の乾物重、窒素およびリン吸収量に及ぼす影響はみられなかったとしている。本試験においてもインゲンマメの生育や養分吸収には肥料や有機物由来の養分供給以外の要因が大きく関与していたことが、施肥や施用有機物の違いが判然としなかった理由の一つであったと推測した。

2) インゲンマメの地上部リン吸収量と土壤微生物バイオマスリン、有効態リンとの関係解析

着莢期及び収穫時の地上部リン吸収量とバイオマスリン、トルオーグリンとの相関関係を単年度および試験期間中の4年間でそれぞれ解析した。単年度ごとの解析では、着莢期では2004年 ($r = 0.867$, $P < 0.05$) および2005年 ($r = 0.946$, $P < 0.01$) で、収穫時では2005年 ($r = 0.726$, $P < 0.05$) に、バイオマスリンはインゲンマメのリン吸収量との間に有意な正の相関が認められた (第9表)。一方、トルオーグリンは2005年の収穫時 ($r = 0.905$, $P < 0.01$) のみインゲンマメのリン吸収量と有意な正の相関が認められた。また、2005年のみ収穫時のインゲンマメのリン吸収量とCa態リン ($r = 0.800$, $P < 0.01$)、ブレイリン ($r = 0.704$, $P < 0.05$) との間に有意な正の相関が認められた。

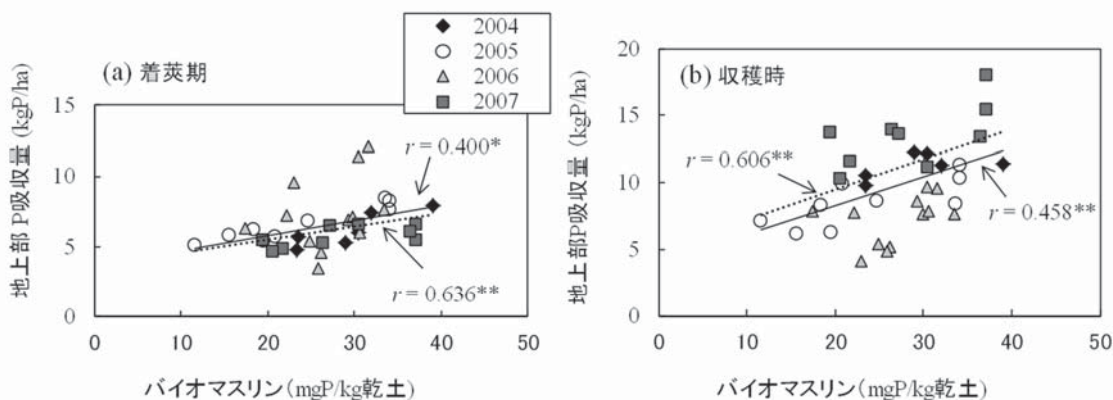
4年間のデータで解析をすると、バイオマスリンは着莢期 ($r = 0.400$, $P < 0.05$; 第7-1図 (a)) および収穫時 $r = 0.458$, $P < 0.01$; 第7-1図 (b)) のいずれもインゲンマメのリン吸収量との間に有意な正の相関がみられたが、トルオーグリンは着莢期 ($r = -0.045$, $P = 0.793$; 第7-2図 (c)) および収穫時 ($r = 0.201$, $P = 0.240$; 第7-2図 (d)) のいずれもインゲンマメのリン吸収量との間に有意な相関は認められなかった。2004年及び2005年の2年間のデータ (収穫時のみ解析) でも、バイ

第9表 インゲンマメの地上部リン吸収量と
土壌バイオマスリン、各有効態リンとの相関係数(r)

| 年次 | バイオマスリン | | トルオーグリン | |
|-----------|---------|---------|---------|---------|
| | 着莢期 | 収穫時 | 着莢期 | 収穫時 |
| 2004 | 0.867** | 0.520 | 0.233 | 0.413 |
| 2005 | 0.946** | 0.726* | 0.591 | 0.905** |
| 2006 | 0.327 | 0.429 | 0.038 | -0.116 |
| 2007 | 0.646 | 0.639 | -0.441 | -0.371 |
| 2004-2005 | — | 0.719** | — | -0.324 |

| 年次 | Ca態リン | ブレイリン |
|-----------|---------|--------|
| | 収穫時 | 収穫時 |
| 2004 | 0.280 | 0.375 |
| 2005 | 0.800** | 0.704* |
| 2004-2005 | 0.181 | 0.017 |

*5%水準で有意、**1%水準で有意
2004-2005年の2年間は収穫時のみ解析した
2004年はn=6、2005年及び2007年はn=9、2006年はn=12



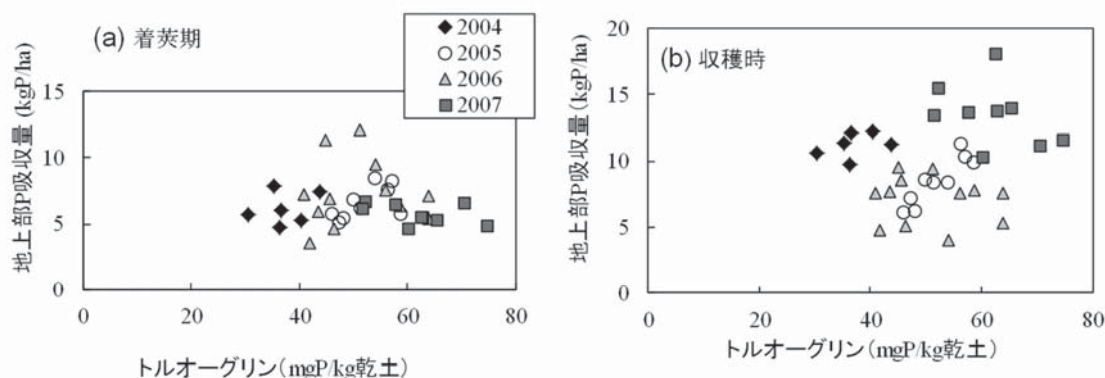
*5%水準で有意、**1%水準で有意
実線は4年間のデータによる相関直線
破線は2006年のデータを除いた3年間のデータによる相関直線
2004年はn=6、2005年及び2007年はn=9、2006年はn=12

第7-1図 地上部リン吸収量とバイオマスリン量との関係
(a) 着莢期 (b) 収穫時

バイオマスリンはインゲンマメのリン吸収量との間に有意な正の相関 ($r = 0.719$, $P < 0.01$) があったが、トルオーグリン、Ca態リン、ブレイリンはいずれも有意な相関は認められなかった (第9表)。

単年度毎の解析では、バイオマスリン、トルオーグリン、Ca態リン及びブレイリンともにインゲンマメのリン吸収量と有意な正の相関のある年度 (2005年度)、相関のない年度 (2005年以外) があり、一

定の傾向は認められなかった。2005年のみ単年度で、かつバイオマスリン以外の形態のリンでもインゲンマメのリン吸収量との間に有意な相関があった理由は不明である。ただし、他の3年間の収量は十勝地域の平均収量の8割からはほぼ同程度であったことに対して2005年のみ6割程度と著しく低かったことから、2005年の本圃場においては低収となる何らかの要因、例えばインゲンマメへの養水分供給およ



2004年はn=6、2005年及び2007年はn=9、2006年はn=12

第7-2図 地上部リン吸収量とトルオーグリン量との関係
(a) 着莢期 (b) 収穫時

び吸収が他の年次とは異なっていたこと等が想定され、それが土壌中のリンの形態とインゲンマメのリン吸収量との関係性に何らかの影響を及ぼしていたかもしれない。

なお、有効態リンと作物のリン吸収量との関係については、これまでにポット試験において、黒ボク土でエンバクのリン吸収量とブレイリン（庄子ら、1964）、エンバクのリン吸収量とA1態リン（南ら、1969）との間に有意な正の相関が得られたと報告されている。また、平田（2004）は黒ボク畑土壌に投入されたリンはA1態リンとして蓄積されたが、根箱を用いた栽培試験において根近傍のA1態リンは小麦及びトウモロコシへのリン供給源となっていたことを示し、A1態リンの蓄積はリンの不可給態化の進行ではなく、可給化蓄積であるとしている。以上の知見はイネ科作物での結果であることから栽培作物種の違いで作物が吸収出来るリンの形態が異なることも想定され、今後の検討が必要と考えられた。

複数年次（4年間および2年間）のデータでの解析では、バイオマスリンとインゲンマメのリン吸収量との間にだけ有意な正の相関が見られた。これは、バイオマスリンもしくは有効態リンと収穫時のインゲンマメのリン吸収量との関係性に年度による相違があるかないかに起因していると考えられた。例えば、トルオーグリンとインゲンマメの収穫時のリン吸収量との関係を示した図（第7-2図（b））をみると、バイオマスリンの場合（第7-1図（b））とは異なって同年度の値がそれぞれ固まって年度毎に別々のカテゴリーを形成するかのよう分布し、

年度毎の分布の傾向が異なっていた。

年次によってリン吸収量との関係性が異なる指標では年度当初に作物が吸収するおおよそのリン量を推定し、その過不足量を増肥や減肥により調整する適正施肥技術につなげることは難しい。本試験の結果からは、北海道道央の黒ボク土でインゲンマメを栽培する場合には年次によってリン吸収量との関係性が異なったトルオーグリンあるいはCa態リン、ブレイリンよりも、複数年度でもリン吸収量との有意な相関がみられたバイオマスリンの方が黒ボク土においてインゲンマメへのリン供給能を評価する指標として優れていると判断した。

3) 2006年の気象条件とインゲンマメのリン吸収

第7-1図で2006年のデータを除外した3年間のデータで解析をすると、着莢期（ $r = 0.636$, $P < 0.01$ ）、収穫時（ $r = 0.606$, $P < 0.01$ ）のいずれもバイオマスリンとインゲンマメのリン吸収量との相関係数が高くなった。

2006年は着莢期の地上部乾物重は3.04t/haと他の3年間の約1.5倍高かったにもかかわらず、リン吸収量は7.3kg/haと他の年次の約1.2倍と乾物重に比較して少ない傾向にあったことから、着莢期までのリン吸収がインゲンマメの乾物生産に比較して制限されていたことが示唆された（第8表）。この原因として2006年は6月の日平均地温（深さ10cm）が他の3年間より約3.2℃低かった（SAMESHIMA *et al.*, 2008）ことが考えられた。すでに述べたとおり、唐澤（2004）は地温が低い場合にリンの吸収が特に抑制

されることを示しており、加えてリンの土壌溶液中での拡散や土壌微生物の代謝回転に伴うリンの放出も地温が低い場合には抑制されることが推測できる。2006年のバイオマスリンは他の3年間の値と有意な差はなかったことから、微生物菌体からのリンの放出と同時に作物のリン吸収が抑制されたことによりバイオマスリンとインゲンマメのリン吸収との関係が他の年度と異なると考えられた。

4) 土壌微生物バイオマスリンの作物へのリン供給源としての役割

これまでに、リン酸施肥量や有機物施肥量が少なく、バイオマスリンが作物へのリン供給に果たす役割が大きいと考えられる土壌では、バイオマスリンと作物のリン吸収量との間に有意な正の相関があることが示されている (SAINI *et al.*, 2004; AYAGA *et al.*, 2006)。対照的に、本試験においては十分な施肥および有機物施用を行っていることから、トルオーグリンは試験開始直前の2004年(施肥前)で30.2 mgP/kg, 2007年(施肥後1ヶ月)には62.0 mgP/kgで北海道の土壌診断値のほぼ適正範囲内であった。その圃場での試験においてもバイオマスリンと収穫時のインゲンマメのリン吸収量との間に有意な正の相関があったこと(第7-1図(b))から、十分にリン酸施肥がされている圃場であってもバイオマスリンは黒ボク土でインゲンマメを栽培する際には重要な作物へのリンの供給源となるという結果が得られた。

何故バイオマスリンとインゲンマメのリン吸収量との間に有意な正の相関があり、トルオーグリンやCa態リン、ブレイリンといった無機の形態の有効態リンとインゲンマメのリン吸収量との間に有意な相関がなかったのかを作物へのリン供給から考察するにあたり、根近傍のリンの存在量(マス)と同時に根近傍へのリンの供給(フロー)を考慮する必要があると考える。

年次毎の土壌中の各形態リン含量は乾土1kg当たりトルオーグリンで52.2 mgP, Ca態リンは80.8 mgP, ブレイリンは1590 mgPで、23.6 mgPのバイオマスリンより多かった(2005年データ)。しかし、本試験では土壌はインゲンマメ生育初期の畝間(非根圏)から採取している。作物の根近傍(根圏)は根圏効果によって土壌微生物が非根圏よりも2.6倍から17.7倍多く存在していたとの知見(LOCHHEAD and ROUATT,

1955)を考慮すると、根の近傍ではバイオマスリンとトルオーグリンなど無機態リンとの差の値より小さくなるはずである。

次に、根近傍へのリンの供給(フロー)を考えると、①土壌溶液中のリン酸イオンの濃度は微量(0.8 mg/L)であり、マスフローによる根近傍へのリンの供給量はきわめて少ないこと(BARBER, 1984), ②土壌中のリン酸イオンの拡散速度は窒素やカリウムに比べると非常に小さいこと(BARBER, 1984), ③拡散による移動距離は1mmの範囲と考えられること(上沢, 1987)から、土壌中での非根圏から根圏への土壌溶液中の物質移動によるリン酸イオンの供給はごくわずかであり、作物は根を伸張させることでリンを吸収していると考えられる(中元, 2009)。土壌溶液中へのリン酸イオンの供給源と考えられるトルオーグリンやCa態リンもフローの点では同様である。

一方で、根圏での微生物の代謝回転は非根圏より活発であること(木村, 1998)から、根圏では微生物菌体中から土壌溶液へリンが供給される量(フロー)は比較的多いのではないかと考えられる。また、リン溶解菌のように作物が利用できない形態のリンを溶解して菌体中に取り込む微生物が根近傍に存在する(木村, 1988)ことから、根近傍ではバイオマスリンを経由して作物に供給されるリン量が多いことも考えられる。さらに、非根圏では主に孢子態(70~90%)で存在する糸状菌は根圏では菌糸態で存在(70%以上)している(AGNIHOTHRUDU, 1955)ことから、これらの糸状菌が菌根菌のように菌糸を伸ばして非根圏から根近傍へリンを取り込む役割を担っていることも想定できる。

以上のことから、バイオマスリンはインゲンマメへのリン供給源としての寄与が無機態リンよりも相対的に大きく、インゲンマメのリン吸収量との間に有意な正の相関があったと推察した。

なお、本試験では北海道道央(札幌)の多腐植質黒ボク土でインゲンマメを栽培した場合の結果だけを示したものであり、他作物(特に輪作体系で栽培されるダイズ)を栽培した場合や、北海道道央以外の地域の黒ボク土壌にも適用できるかについて検討した上で、バイオマスリンが作物へのリン供給に果たす役割を評価する必要がある。

IV. 各種有機物の施用に伴う土壌中の形態別リンの変化

1. 目的

各種有機物をリン資材として有効に利用し、その施用により土壌のリン酸肥沃度を高める技術の確立に資するため、有機物のリン資材としての特性の評価とその施用に伴う土壌中の形態別（有機態、無機態、有効態及びバイオマス）リンの動態について解析した。

2. 方法

1) 有機物の形態別リン含量

1991年に当試験場内で栽培された作物より採取した稲わら、麦わら、青刈りエンバク、トウモロコシ茎葉、ビート茎葉、もみがら（以上、作物残渣）、当試験場内で生産され、1992年春に採取した羊ふんきゅう肥及び1992年に購入した市販のバーク堆肥、乾燥けいふん、下水汚泥コンポスト（以上、有機質資材）を供試した。作物残渣は粉砕器（FOSS, Cyclotec sample mill 1093）で、有機質資材は乳鉢で微粉砕し、元素分析計（Elementar, Valio EL）により全炭素及び全窒素含量を、土壌の測定法に準じて焙焼法（江川・野中、1980）により全リン、有機態リン及び無機態リンを、オルセン法（土壤標準分析・測定法委員会、1986e）及びトルオーグ法（土壤標準分析・測定法委員会、1986c）により有効態リン（それぞれオルセンリン、トルオーグリン）を測定した。ただし、オルセン法では振とう抽出を25℃で行い、抽出時に活性炭は使用しなかった。また、トルオーグ法では風乾物1gに対して抽出液200mlを加え、振とう抽出を20℃で行った。

また、各有機物のpH（H₂O）を作物残渣はそれぞれの粉砕物10gがけん濁するように50mlもしくは100mlの蒸留水を加え、有機質資材では現物10gに蒸留水25mlを加えて、それぞれ土壌の測定法（土壤標準分析・測定法委員会、1986a）に準じて測定した。

なお、有機質資材等のリンの測定については別の分析法があるが、もし土壌中で形態変化が起こらずに施用時の形態のまま存在している有機物由来のリンがあるとすれば、そのリンは土壌から抽出される各形態リンと合算された値で抽出され、測定されていることになる。従って、同じ測定法で測定することで有機物施用に伴うリンの形態変化を考察しやすいと判断し、本試験では土壌と同じ有効態リンの分

析法を有機物中の形態別リンの測定に用いた。

2) 有機物施用土壌の形態別リン含量

黒ボク土壌の表土を充填した1m×1mの枠ほ場に、1983年より第10表に示した10種類の有機物を毎年施用した区と有機物無施用の対照区を設けた。すなわち、毎年6月に作土層（約20cm）に相当する部分を掘り上げ、有機物施用区は所定量の有機物（1ha当たりの施用量を第10表に示す）を加えて混合し、対照区はそのまま何も加えずに、それぞれかく拌した後埋め戻し、作物を一切栽培せずに無作付けで管理した。1992年11月、1993年6月（有機物施用直前）及び11月に各試験区より土壌を採取し、前項の有機物中の形態別リン含量の測定と同じ方法で全リン、有機態リン、無機態リンおよびオルセンリンを測定した。また、1999年11月にも各試験区より土壌を採取して、全リン、有機態リン、無機態リン、オルセンリン、トルオーグリンを測定し、仮比重および土壌の深さから各試験区の土壌重量を推定した。

さらに、各試験区から2001年秋に土壌を採取して、クロロホルムくん蒸抽出法の改良法（杉戸・吉田、2006）によりバイオマスリンを測定した。

なお、一部の試料についてはpH、リン酸吸収係数（土壤標準分析・測定法委員会、1986b）及び全炭素・全窒素含量を測定した。

第10表 有機物施用量

| 施用有機物 | 施用量 (t/ha) |
|--------------|---------------|
| 作物残渣 | |
| 稲わら | 6.0 |
| 麦わら | 6.0 |
| 麦わら+青刈りエンバク | 6.0+4.0 |
| トウモロコシ茎葉 | 5.0 |
| ビート茎葉 | 5.0 |
| もみがら | 5.0 |
| 有機質資材 | |
| 羊ふんきゅう肥* | 20.0 |
| バーク堆肥 | 10.0 |
| 乾燥けいふん | 1.0 |
| 下水汚泥コンポスト | 10.0 |

*2006年以降、牛ふんきゅう肥に変更

3. 結果

1) 施用有機物中の形態別リン含量

乾物当たりの全リン、有機態リン、無機態リン、オルセンリン、トルオーグリン含量、pH (H₂O) 及びC/N比、N/P比を第11表に示した。全リン、有機態リン及び無機態リンのいずれの含量も作物残渣より有機質資材で多く、作物残渣の中では青刈りエンバクで全リン及び無機態リン含量が多く、トウモロコシ茎葉で有機態リン含量が多かった。有機質資材の中では乾燥けいふんの全リン、無機態リン含量が最も多かった。有機態リン含量は下水汚泥コンポストが最も多く、下水汚泥コンポストの全リン、無機態リン含量も乾燥けいふんに次いで多かった。

また、有機質資材の無機態リン含量は全リンの約9割と資材間の差は小さかったが、作物残渣の無機態リン含量は全リンの約6~9割で、全リン含量が小さい麦わら、もみがらなどで無機態リン含量の割合が低く、全リン含量が多い青刈りエンバクで無機態リン含量の割合が高かった。

オルセンリンでは有機質資材と作物残渣で差がなかったが、トルオーグリンでは有機質資材で作物残渣より多かった。作物残渣では麦わらを除けば、オルセンリンとトルオーグリンによる有効態リン含量に差はなく、無機態リン含量とほぼ等しかった。下水汚泥コンポストを除く有機質資材ではトルオーグリンの含量がオルセンリンよりも数倍多く、オルセンリンでは無機態リン含量の1割程度でしかなかったが、トルオーグリンでは無機態リン含量の3~5割であった。なお、下水汚泥コンポストではオルセンリン、トルオーグリンのいずれにおいても無機態リン含量の数%であった。pHは、麦わら、もみがら、

羊ふんきゅう肥及び下水汚泥コンポストでアルカリ性を示し、他の作物残渣及び乾燥けいふんで酸性を示した。

C/N比は稲わら、麦わら、トウモロコシ茎葉、もみがらで高く、ビート茎葉、有機質資材で低く、青刈りエンバクはそれらの中間の値であった。一方、N/P比は麦わら、ビート茎葉、もみがらで10以上であり、その他の作物残渣物及び有機質資材は10以下で、特に有機質資材で低かった。

2) 有機物施用土壌中の形態別リン含量

1992年11月、1993年6月及び1993年11月の形態別リンの測定値にはほとんど差がなかったため、これら3時期の測定値の平均値を第12-1表に示した。対照区と比較して、作物残渣では稲わら、麦わら、麦わら+青刈りエンバク、トウモロコシ茎葉、ビート茎葉施用区で有機態リン含量が5%水準で有意に増加した。また、麦わら+青刈りエンバク施用区で対照区と比較してオルセンリン含量が5%水準で有意に増加した。

これに対して、有機質資材施用ではけいふんおよび下水汚泥コンポスト施用区で有機態リン含量がそれぞれ5%および1%水準で対照区と比較して有意に増加した。また、すべての有機質資材施用区で作物残渣の施用では増加しなかった全リン、無機態リン、オルセンリンおよびトルオーグリン含量が1%水準で有意に増加した。有機質資材の中でも下水汚泥コンポスト施用による各形態リンの増加程度は大きく、特にオルセンリン含量は対照区の約5倍となった。

第12-2表に示した1999年11月の測定結果におい

第11表 施用有機物のリン含量を中心とした化学性

| 施用有機物 | pH (H ₂ O) | C/N | N/P | 全リン | 無機態リン | 有機態リン | 有効態リン(mgP/g) | | 割合(%) | | |
|-----------|--------------------------|------|------|----------------|----------------|----------------|---------------|----------------|---------|---------|---------|
| | | | | (mgP/g) (a) | (mgP/g) (b) | (mgP/g) (c) | オルセンリン (d) | トルオーグリン (e) | (b)/(a) | (d)/(b) | (e)/(b) |
| 作物残渣 | | | | | | | | | | | |
| 稲わら | 6.61 | 70.6 | 4.5 | 1.04 | 0.86 | 0.18 | 0.88 | 0.88 | 82.5 | 103 | 102 |
| 麦わら | 8.28 | 73.7 | 15.9 | 0.35 | 0.22 | 0.13 | 0.11 | 0.20 | 61.8 | 48.3 | 91.9 |
| 青刈りエンバク | 5.98 | 25.6 | 6.9 | 2.22 | 2.06 | 0.16 | 2.15 | 2.35 | 92.8 | 105 | 114 |
| トウモロコシ茎葉 | 5.48 | 55.5 | 7.6 | 0.97 | 0.68 | 0.30 | 0.61 | 0.62 | 69.5 | 90.5 | 92.0 |
| ビート茎葉 | 5.84 | 17.4 | 16.8 | 1.24 | 1.07 | 0.18 | 1.26 | 1.02 | 85.8 | 119 | 95.4 |
| もみがら | 7.61 | 90.7 | 12.1 | 0.33 | 0.20 | 0.13 | 0.17 | 0.19 | 60.6 | 84.4 | 94.9 |
| 有機質資材 | | | | | | | | | | | |
| 羊ふんきゅう肥 | 7.25 | 12.1 | 2.0 | 6.74 | 5.80 | 0.94 | 0.77 | 2.92 | 86.1 | 13.3 | 50.3 |
| パーク堆肥 | 7.03 | 17.1 | 2.1 | 7.04 | 6.03 | 1.01 | 0.46 | 2.56 | 85.6 | 7.7 | 42.5 |
| 乾燥けいふん | 6.13 | 12.0 | 1.0 | 15.5 | 14.5 | 1.00 | 1.96 | 4.48 | 93.5 | 13.5 | 30.9 |
| 下水汚泥コンポスト | 7.80 | 9.6 | 3.3 | 14.8 | 13.0 | 1.86 | 0.57 | 0.79 | 87.5 | 4.4 | 6.0 |

第12-1表 有機物連用土壌における土壌中の形態別リン含量 (1992年及び1993年)

| 試験区 | 形態別リン含量 (mgP/kg) | | | |
|-----------|------------------|---------|--------|-----------------|
| | 全リン | 無機態リン | 有機態リン | 有効態リン オルセンリン |
| 対照 | 1030±15 | 740±14 | 288±11 | 28±2 |
| 作物残渣施用区 | | | | |
| 稲わら | 1130±3 | 784±7 | 345±9 | 35±1 |
| 麦わら | 1080±3 | 719±6 | 366±6 | 27±2 |
| 麦わら+エンバク | 1170±8 | 764±10 | 404±3 | 36±1 |
| トウモロコシ茎葉 | 1130±19 | 731±15 | 399±14 | 28±0.1 |
| ビート茎葉 | 1110±21 | 712±6 | 399±18 | 35±1 |
| もみがら | 968±7 | 662±17 | 306±17 | 26±0.3 |
| 有機質資材施用区 | | | | |
| 羊ふんきゅう肥 | 1350±24 | 986±4 | 361±20 | 53±3 |
| パーク堆肥 | 1360±37 | 1020±2 | 340±38 | 48±0.5 |
| 乾燥けいふん | 1390±33 | 980±24 | 412±10 | 52±2 |
| 下水汚泥コンポスト | 2370±53 | 1940±64 | 433±41 | 138±4 |

数値は平均値±標準誤差, n=3。

*1993年11月採取土壌の測定値

第12-2表 有機物連用土壌における土壌中の形態別リン含量 (1999年)

| 有機物 | 形態別リン含量 (mgP/kg) | | | | |
|-----------|------------------|-------|-------|-------------------------|-----|
| | 全リン | 無機態リン | 有機態リン | 有効態リン オルセンリン トルオーグリン | |
| 対照区 | 1018 | 726 | 291 | 30 | 22 |
| 作物残渣施用区 | | | | | |
| 稲わら | 1156 | 800 | 356 | 40 | 31 |
| 麦わら | 1097 | 728 | 370 | 30 | 25 |
| 麦わら+エンバク | 1208 | 811 | 397 | 42 | 31 |
| トウモロコシ茎葉 | 1138 | 747 | 391 | 33 | 28 |
| ビート茎葉 | 1184 | 759 | 425 | 31 | 24 |
| もみがら | 1027 | 688 | 339 | 33 | 31 |
| 有機質資材施用区 | | | | | |
| 羊ふんきゅう肥 | 1547 | 1193 | 354 | 83 | 61 |
| パーク堆肥 | 1752 | 1306 | 446 | 82 | 104 |
| 乾燥けいふん | 1511 | 1102 | 409 | 64 | 58 |
| 下水汚泥コンポスト | 3712 | 2973 | 739 | 283 | 128 |

ても1992~1993年の値と同様の傾向を示した。第12-1表と第12-2表を比較すると、下水汚泥コンポスト施用区で全ての形態のリン含量がさらに6年間連用を継続したことにより増加していた。

施用土壌のpHは作物残渣ではビート茎葉施用により、有機質資材ではパーク堆肥、下水汚泥コンポストの施用により対照区より高くなる傾向が見られた(第13表)。リン酸吸収係数は2190~2320の範囲にあり、有機物施用による大きな変化は認められな

った。

2001年秋のバイオマスリン(第8図)は平均で34.5mgP/kgであった。作物残渣の中では麦わら+青刈りエン麦施用区で最も高く、有機質資材では下水汚泥コンポスト施用区で最も高かった。

4. 考察

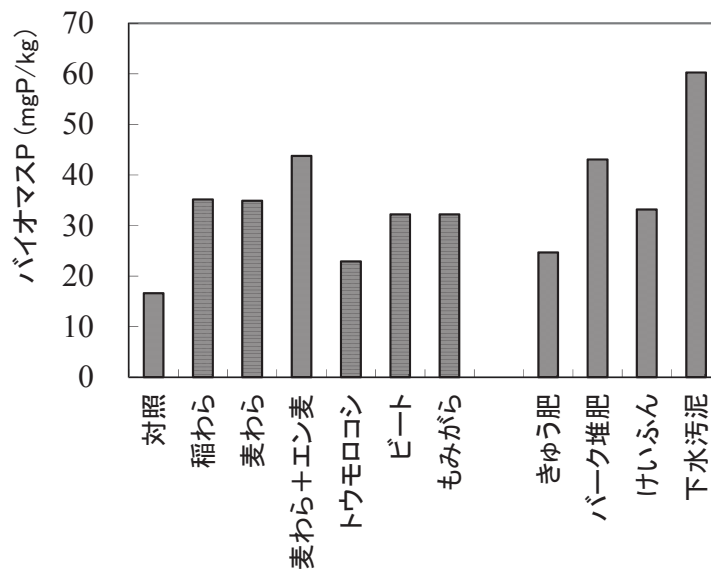
1) 有機物のリン資材としての特性

有機質資材、特に乾燥けいふん及び下水汚泥コン

第13表 有機物連用土壌における土壌の化学性

| 有機物 | 全炭素* (g/kg乾土) | 全窒素* (g/kg乾土) | pH (H ₂ O) | リン酸吸収係数 (mgP ₂ O ₅ /100g乾土) |
|-----------|------------------|------------------|--------------------------|--|
| 対照区 | 34.0 | 3.63 | 6.07 | 2260 |
| 作物残渣施用区 | | | | |
| 稲わら | — | — | 6.20 | — |
| 麦わら | — | — | 6.33 | 2220 |
| 麦わら+エンバク | — | — | 6.34 | 2220 |
| トウモロコシ茎葉 | — | — | 6.43 | — |
| ビート茎葉 | — | — | 6.74 | 2240 |
| もみがら | — | — | 6.12 | — |
| 有機質資材施用区 | | | | |
| 羊ふんきゅう肥 | — | — | 6.38 | 2190 |
| パーク堆肥 | — | — | 6.92 | — |
| 乾燥けいふん | — | — | 6.27 | — |
| 下水汚泥コンポスト | — | — | 7.97 | 2320 |

*全炭素、全窒素は1992-1993の平均値



第8図 有機物連用土壌のバイオマスリン

ポストでは作物残渣よりも無機態リン、有機態リンともその乾物重あたりの含量が多いことから、リン資材として優れていると推察された。しかし、有機質資材の無機態リン、有機態リン含量は平均値でそれぞれ5.91, 1.90mgP/gと、作物残渣の無機態リン、有機態リン含量の平均値である0.85, 0.18mgP/gと比較すると約7倍もあるのに対して、施用後速やかに作物に利用されうると考えられる形態であるトルオーグリンは約3倍、オルセンリンはほぼ同量と、有機質資材と作物残渣の差は小さかった。

また、作物残渣ではトルオーグリンとオルセンリン含量がほぼ等しく、かつ無機態リン含量とほぼ等しかった。作物残渣中のリンの60~83%が水溶性のリンであり、そのほとんどが無機の形態であったという報告(BROMFIELD, 1972)もあることから、作物残渣中の無機態リン含量は少ないが、その大半は容易に抽出されて作物に利用されやすい形態で含有されていることが考えられた。

一方、有機質資材ではトルオーグリンでオルセンリンよりも高い含量を示したことから、有機質資材

中の無機態リンはpH8のアルカリ性の抽出液（オルセン法）で抽出できる形態よりもpH3の酸性の抽出液（トルオーグ法）で抽出できる形態で多く含有されていることが考えられた。また、オルセンリン、トルオーグリン含量の無機態リン含量に占める割合も4~50%（平均で45%）と低かったことから、作物残渣とは異なって有機質資材中の無機態リンの半分以上はトルオーグ法やオルセン法の抽出液では抽出できないが、1N硫酸で抽出できる形態で存在していることも推定された。しかし、これらの抽出液でそれぞれ有機物中のどのような形態の無機態リンが抽出できているかについては不明であり、今後の検討を要する。

なお、稲わら、青刈りエンバク、ビート茎葉のオルセンリンおよびトルオーグリン含量が全リン含量あるいは無機態リン含量より高くなった。これは作物残渣中の無機態リンのほとんどがオルセンリンやトルオーグリンとして抽出される形態で存在していることによるもので、それぞれ別の分析方法で測定したことによって生じた測定誤差の範囲内であると推測した。それと同時に、作物残渣中の形態別リン含量を土壌の測定法で評価したことによる測定上の問題点が反映されているとも考えられた。

2) 有機物施用に伴う土壌中の形態別リンの変化

もみがら以外の作物残渣の土壌への施用により土壌中の有機態リンが有意に増加することから、リンの有機化が生じていると推測された。今回供試した

作物残渣のリン含有率は全て0.2%以下となっており、作物残渣のリン含有率が0.2%を越えた場合にみかけの無機化がみられ、0.2%以下では無機化がみられなかったとする知見（FULLAR *et al.*, 1956）とおおよそ一致した。一方、もみがら自体には麦わらと同程度の全リン量が含有されるにも関わらず有機態リンの有意な増加が認められなかった。この理由としてもみがらはC/N比が高く、リグニンを多く含む（西尾ら, 1988）ために分解しにくいことに加えて、リン含量が少ないためにリンの投入量自体が少ないことが考えられた。ただし、後述のようにもみがら施用により無機態リンの有機態リンへの形態変化が生じていると推定できるため、作物残渣の土壌への施用は有機態リンを増加させると判断した。

一方、麦わら+青刈りエンバク施用では有機態リンの増加と同時にオルセンリンの増加（見かけ上の無機化）も認められた。第11表から計算した各有機物の土壌への施用による年間当たりの形態別リンの投入量（第14表）をみると、麦わら+青刈りエンバク施用では他の作物残渣と比較して全リン投入量が9.7kgP/ha/年と多く、かつC/N比およびN/P比（施用比から算出）がそれぞれ43.0、8.6と比較的低いことによると考えられた。

有機質資材の連用では有機態以外の全ての形態のリンが有意に増加したことが明らかとなった。これは資材中の全リン、無機態リン、オルセンリン及びトルオーグリンの年間投入量（第14表）が作物残渣より多いためと推察された。堆きゅう肥の連用に関

第14表 有機物施用による形態別リン年間投入量

| 施用有機物 | 乾物施用量 (t/ha) | 形態別リン投入量(kgP/ha年) | | | | | |
|--------------|-----------------|-------------------|-------|-------|--------|---------|--|
| | | 全リン | 無機態リン | 有機態リン | 有効態リン | | |
| | | | | | オルセンリン | トルオーグリン | |
| 作物残渣 | | | | | | | |
| 稲わら | 5.4 | 5.6 | 4.6 | 1.0 | 0.8 | 4.7 | |
| 麦わら | 5.4 | 1.9 | 1.2 | 0.7 | 0.1 | 1.1 | |
| 麦わら+青刈りエンバク | 5.4+3.5 | 9.7 | 8.4 | 1.3 | 2.0 | 9.4 | |
| トウモロコシ茎葉 | 4.6 | 4.5 | 3.1 | 1.4 | 0.6 | 2.9 | |
| ビート茎葉 | 4.3 | 5.4 | 4.6 | 0.8 | 1.1 | 4.4 | |
| もみがら | 4.4 | 1.5 | 0.9 | 0.6 | 0.2 | 0.8 | |
| 有機質資材 | | | | | | | |
| 羊ふんきゅう肥* | 8.1 | 55 | 47 | 7.6 | 0.3 | 23.7 | |
| パーク堆肥 | 3.7 | 26.2 | 22.5 | 3.8 | 0.2 | 9.5 | |
| 乾燥けいふん | 0.9 | 14.3 | 13.4 | 0.9 | 1.8 | 4.1 | |
| 下水汚泥コンポスト | 8.9 | 132 | 116 | 16.6 | 0.5 | 7.0 | |

*2006年以降、牛ふんきゅう肥に変更

しては鉍質土壌（宗林ら，1992），グライ土（大橋ら，1985），黄色土（大西ら，1984）での試験から，連用により土壌中の全リン含量及びトルオーグリン，オルセンリン含量が増加することが示されている。また，下水汚泥については海老原ら（1985）の試験で数種類の汚泥類を連用した土壌（淡色黒ボク土）において，いずれの汚泥類の施用によっても土壌中の無機態リンの割合が増える傾向にあることが示されている。これらの知見は本試験での結果を支持するものである。

一方，有機態リン含量は増加する傾向は示したものの，有意に増加したのは乾燥けいふん，下水汚泥コンポストだけであった。橋元ら（1971）は6t/haのきゅう肥を10年間連用した腐植質黒ボク土で有機態リンが増加したことを示している。一方，OTANIら（1997）は普通黒ボク土壌に牛ふん堆肥8t/haを28年間連用，宗林ら（1992）は鶏ふんおがくず堆肥3t/haを6回連用しても土壌中の有機態リン含量の増加が明瞭に認められなかったことを示している。OTANIら（1997）は土壌中の有機態リンが増加しなかった理由として，施用した堆肥は有機態リン含量が少ない（0.8mgP/g）ことと，施用土壌中でリンの有機化が生じなかったためと考察している。本試験の結果は施用した有機質資材の有機態リン含量からは説明がつかないことから，土壌中でリンの有機化が生じていなかったことを反映しているものと推定した。

なお，第12-2表においてオルセンリンとトルオーグリンを比較すると，有機質資材の連用土壌ではパーク堆肥を除きオルセンリン含量が多かった。この結果は，作物残渣中のオルセンリン含量とトルオーグリン含量に差がなく，有機質資材ではトルオーグリン含量がオルセンリン含量よりも多かった第11表の結果と相反した。このことは，有機物中の有効態リンの測定に土壌の測定法を適用することの問題点を示すと同時に，施用有機物中のリンが土壌中で形態変化していることも考えられた。

3) 下水汚泥コンポストの特徴と施用土壌中のリンの形態

有機質資材の中でも下水汚泥コンポストの施用による各形態リンの増加量は多く，特にオルセンリン，トルオーグリン含量の増加が顕著であった。しかし，供試した下水汚泥コンポスト自体のオルセン

リン及びトルオーグリン含量は他の有機質資材と比較して同等もしくはそれ以下であった。よって，下水汚泥コンポスト中のリンが土壌中で形態変化を起こしたことによりオルセンリン及びトルオーグリンが増加したと推定した。本試験で用いた下水汚泥コンポストは製造過程で石灰系の凝集剤を用いていることから，下水汚泥コンポスト中に石灰が豊富に含まれている（今井，1999）。よって，施用された下水汚泥コンポストの分解により放出された無機態リンが豊富にある石灰と結合することで，トルオーグ法やオルセン法で抽出でき，作物が吸収できるとされているCa態リンとなる割合が多かったためと考えられた。これは，北村ら（2002）が黒ボク土壌に石灰を多投すると施肥リンはCa態リンとして土壌に蓄積される割合が増加することを示した知見と一致する。さらに，石灰含量が多い下水汚泥コンポストの施用が土壌のpHを高め（第12-2表），A1の活性を抑えることによりトルオーグ法では抽出できないとされているA1態リンとなる割合が低下したことも考えられた。

4) 形態別リン投入量，増加量の推定

第11表の値を用いて17年間の有機物連用により土壌に投入された各形態のリン量を試算し，第16-1表に示した。一方，土壌の深さと仮比重から推定した各試験区の土壌重量（第15表）と第12-2表に示した1999年11月の有機物施用区と対照区の形態別リン含量との差を用いて，有機物連用により土壌中で増加した各形態のリン量を試算した（第16-2表）。

第15表 枠土壌の土壌深さ、仮比重と土壌重量

| | 土壌深さ | 仮比重 | 土壌重量 |
|-------------|------|-------|-------|
| | cm | | kg |
| 対照 | 13.3 | 0.828 | 55.04 |
| 作物残渣施用区 | | | |
| 稲わら | 16.5 | 0.738 | 64.10 |
| 麦わら | 17.6 | 0.752 | 66.19 |
| 麦わら+青刈リエンバク | 20.5 | 0.717 | 73.44 |
| トウモロコシ茎葉 | 17.9 | 0.715 | 67.21 |
| ビート茎葉 | 17.1 | 0.730 | 65.49 |
| もみから | 18.7 | 0.695 | 68.82 |
| 有機質資材施用区 | | | |
| 羊ふんきゅう肥 | 17.4 | 0.760 | 66.09 |
| パーク堆肥 | 20.3 | 0.693 | 70.38 |
| 乾燥けいふん | 14.3 | 0.832 | 59.50 |
| 下水汚泥コンポスト | 16.0 | 0.781 | 62.49 |

第16-1表 有機物連用による土壌中の形態別リンの推定投入量

| 有機物 | 全リン | 無機態リン | 有機態リン | 有効態リン(gP/枠) | |
|-------------|--------|--------|--------|-------------|---------|
| | (gP/枠) | (gP/枠) | (gP/枠) | オルセンリン | トルオーグリン |
| 作物残渣施用区 | | | | | |
| 稲わら | 9.49 | 7.83 | 1.66 | 8.04 | 8.02 |
| 麦わら | 3.24 | 2.00 | 1.24 | 0.97 | 1.84 |
| 麦わら+青刈リエンバク | 16.5 | 14.3 | 2.20 | 13.8 | 15.9 |
| トウモロコシ茎葉 | 7.17 | 4.98 | 2.19 | 4.51 | 4.58 |
| ビート茎葉 | 9.73 | 8.35 | 1.38 | 9.90 | 7.97 |
| もみがら | 2.51 | 1.52 | 0.99 | 1.28 | 1.44 |
| 有機質資材施用区 | | | | | |
| 羊ふんきゅう肥 | 93.1 | 80.1 | 13.0 | 10.6 | 40.3 |
| バーク堆肥 | 89.2 | 76.4 | 12.8 | 5.88 | 32.4 |
| 乾燥けいふん | 24.3 | 22.8 | 1.57 | 3.08 | 7.0 |
| 下水汚泥コンポスト | 225 | 197 | 28.2 | 8.63 | 11.9 |

第16-2表 有機物連用による土壌中の形態別リンの推定増加量

| 有機物 | 全リン | 無機態リン | 有機態リン | 有効態リン(gP/枠) | |
|-------------|--------|---------|--------|-------------|---------|
| | (gP/枠) | (gP/枠) | (gP/枠) | オルセンリン | トルオーグリン |
| 作物残渣施用区 | | | | | |
| 稲わら | 8.86 | 4.72 | 4.14 | 0.64 | 0.57 |
| 麦わら | 5.26 | 0.07 | 5.19 | 0.00 | (0.17) |
| 麦わら+青刈リエンバク | 14.0 | 6.24 | 7.7 | 0.85 | 0.61 |
| トウモロコシ茎葉 | 8.08 | 1.35 | 6.73 | 0.16 | 0.39 |
| ビート茎葉 | 10.9 | 2.12 | 8.77 | 0.03 | 0.13 |
| もみがら | 0.64 | (-2.62) | (3.26) | 0.16 | 0.58 |
| 有機質資材施用区 | | | | | |
| 羊ふんきゅう肥 | 35.0 | 30.8 | 4.16 | 3.48 | 2.53 |
| バーク堆肥 | 51.7 | 40.8 | 10.9 | 3.63 | 5.73 |
| 乾燥けいふん | 29.4 | 22.3 | 7.03 | 2.00 | 2.10 |
| 下水汚泥コンポスト | 168 | 140 | 28.0 | 15.8 | 6.62 |

なお、麦わら施用区のトルオーグリンの推定増加量が無機態リンの推定増加量より多くなったが、第12表の値から麦わら施用区のトルオーグリンの増加が無機態リンの増加を上回ることはなかったことから推定誤差によるものと判断し、表中の値を括弧書きとすると同時に第16-1表と第16-2表との比較による考察を行わないこととした。また、第16-2表で、もみがら施用区の無機態リンの推定増加量がマイナスの値、有機態リンの推定増加量がプラスの値となり、他の有機物とは異なる傾向を示したことから括弧書きとした。これはもみがらの施用により試験開始時の土壌中の無機態リンが有機態リンに形態変化した量が多かったためと判断した。

第16-1表の推定全リン投入量と第16-2表の推定全リン増加量を比較すると、ほぼ等しい値を示す

区もあるが、特に羊ふんきゅう肥、バーク堆肥、下水汚泥コンポストで両者の値が大きく異なった。今回の推定ではリンの溶脱、除草により持ち出した雑草によるリン吸収、土壤サンプリングによる土壌量の変化等を無視していることと同時に、各形態リンの投入量の計算に単年度の有機物の分析結果を用いていることが、特にリン含量の変動の大きいことが想定される羊ふんきゅう肥、バーク堆肥、下水汚泥コンポストの投入量の推定値の誤差につながっていると考えられた。

5) 土壌中でのリンの形態変化から有機物を類型化する試み

施用した有機物中のリンは見かけ上、土壌中で有機化する傾向なのか無機化する傾向なのかを解析す

ることで有機物をリン資材として類型化することを試みた。しかし、第16-1表の推定投入量と第16-2の推定増加量の値の誤差が大きいことを考慮すると、両方の数値の比較から量的な形態別リンの動態の傾向を把握するのは難しいと判断した。そこで、第16表の値から推定投入量、推定増加量それぞれの無機態リン、有機態リンの全リンに対する割合、オルセンリン及びトルオーグリンの無機態リンに対する割合を計算し、第17-1表に推定投入量、第17-2表に推定増加量を示した。両者の値を比較することで、形態別リンの質的な動態の特徴の類型化を行

って第18表に示し、類型毎に代表的な特徴を第9図に図示した。

類型Iでは全リンに対する有機態リンの割合が投入量に対して増加量で顕著に高いことから、有機物施用により無機態リンとして投入されたリンの多くが土壤中で形態変化し、有機態リンとして増加することが推定された。稲わらと麦わら+青刈りエンバクを除く作物残渣、乾燥けいふん及びバーク堆肥がこの類型に分類された。類型Iに分類された作物残渣は投入される全リン量が少ない(2~5kgP/ha/年)上にN/P比が高い(10以上)ことから、有機物の分

第17-1表 有機物連用による土壤中の形態別リンの推定投入量の全リンあるいは無機リンに対する比率

| 有機物 | 無機態リン* (%) | 有機態リン* (%) | 有効態リン(%)** | |
|-------------|---------------|---------------|------------|---------|
| | | | オルセンリン | トルオーグリン |
| 作物残渣施用区 | | | | |
| 稲わら | 82.5 | 17.5 | 103 | 102 |
| 麦わら | 61.8 | 38.2 | 48.3 | 91.9 |
| 麦わら+青刈りエンバク | 86.7 | 13.3 | 96.6 | 111 |
| トウモロコシ茎葉 | 69.5 | 30.5 | 90.5 | 92.0 |
| ビート茎葉 | 85.8 | 14.2 | 119 | 95.4 |
| もみがら | 60.6 | 39.4 | 84.4 | 94.9 |
| 有機質資材施用区 | | | | |
| 羊ふんきゅう肥 | 86.1 | 13.9 | 13.3 | 50.3 |
| バーク堆肥 | 85.6 | 14.4 | 7.7 | 42.5 |
| 乾燥けいふん | 93.5 | 6.5 | 13.5 | 30.9 |
| 下水汚泥コンポスト | 87.5 | 12.5 | 4.4 | 6.0 |

*全リンに対する割合、**無機リンに対する割合

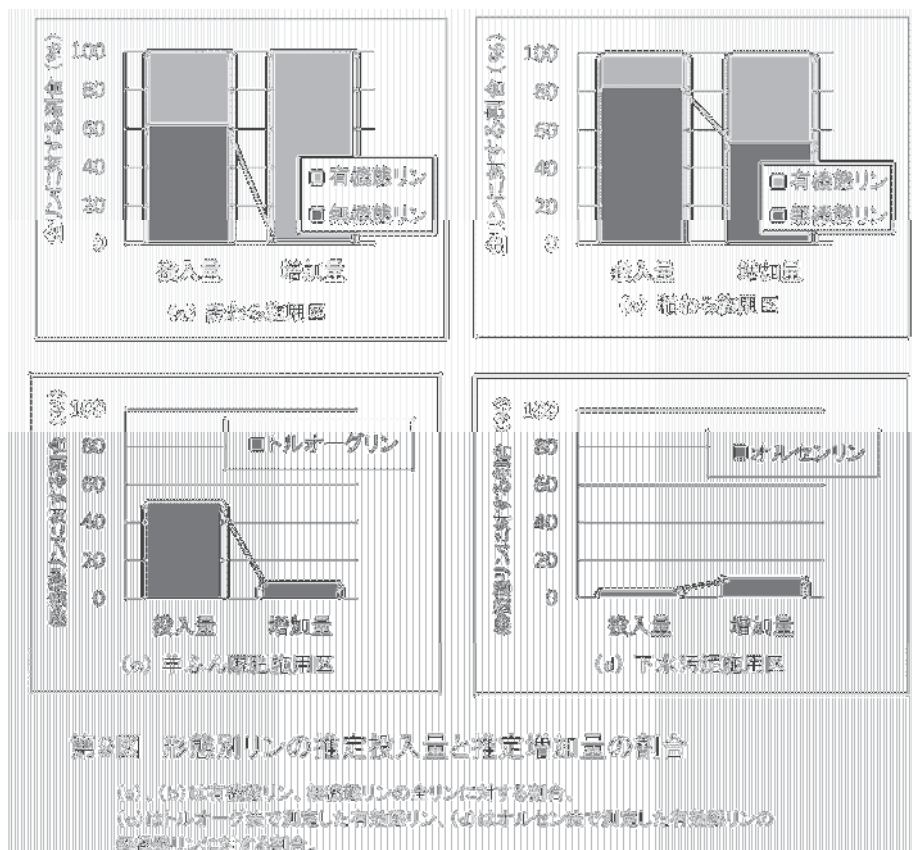
第17-2表 有機物連用による土壤中の形態別リンの推定増加量の全リンあるいは無機リンに対する比率

| 有機物 | 無機態リン* (%) | 有機態リン* (%) | 有効態リン(%)** | |
|-------------|---------------|---------------|------------|---------|
| | | | オルセンリン | トルオーグリン |
| 作物残渣施用区 | | | | |
| 稲わら | 53.3 | 46.7 | 13.6 | 12.1 |
| 麦わら | 1.3 | 98.7 | -1.3 | - |
| 麦わら+青刈りエンバク | 44.6 | 55.4 | 13.7 | 9.7 |
| トウモロコシ茎葉 | 16.7 | 83.3 | 11.7 | 29.1 |
| ビート茎葉 | 19.5 | 80.5 | 1.4 | 6.1 |
| もみがら | -409 | 509.1 | -6.1 | -22.2 |
| 有機質資材施用区 | | | | |
| 羊ふんきゅう肥 | 88.1 | 11.9 | 11.3 | 8.2 |
| バーク堆肥 | 78.9 | 21.1 | 8.9 | 14.0 |
| 乾燥けいふん | 76.1 | 23.9 | 9.0 | 9.4 |
| 下水汚泥コンポスト | 83.4 | 16.6 | 11.3 | 4.7 |

*全リンに対する割合、**無機リンに対する割合

第18表 有機物施用による土壌中のリンの形態変化の特性

| 類型 | 施用有機物 | 有機態リン | 無機態リン | トルオーグリン | オルセンリン |
|-----|---|-------|-------|---------|--------|
| I | 麦わら トウモロコシ茎葉 ビート茎葉 もみがら パーク堆肥 乾燥けいふん | ↑ | | | |
| II | 稲わら 麦わら+エンバク | ↑ | ↑ | | |
| III | 羊ふんきゆう肥 | | ↑ | ↓ | |
| IV | 下水汚泥コンポスト | | | | ↑ |



解によって放出される無機態リンの量が少なく、そのほとんどが微生物に取り込まれて有機化し、有機態リンの形態で土壌中に増加したと推定した。ただし、トウモロコシ茎葉のようにN/P比が7.6と低い有機物も類型Iに分類された理由は不明であり、今回測定しなかった有機物の性質、特にC/N比やN/P比からは判断できない施用有機物の分解特性と土壌中でのリンの形態変化との関係についての検討が今後の課題として残された。

一方、類型Iに分類された有機質資材は投入される全リン量も14~26kgP/ha/年と多く、N/P比はむしろ類型IIの稲わらや麦わら+青刈りエンバクの値に近く、作物残渣と同じ有機物の性質からは説明できなかったことから、他の要因が関係していると考えられた。すなわち、パーク堆肥ではリグニンを多く含むために分解速度が遅い(西尾ら, 1988; 渡辺, 1989)と考えられた。また、乾燥けいふんは一般的に易分解性の有機物であるが、本試験では有機物の

投入量自体が少ないことに加えて、無機態リンのうちオルセンリンやトルオーグリンの形態での投入量は少なく、ビート茎葉に近い値であった。よって、類型Ⅰに分類される有機質資材中は作物残渣同様に有機物の分解によって放出される無機態リンの量が少なく、土壌バイオマス形成の点からはリンが制限要因となり、有機物由来のリンのほとんどが微生物に取り込まれて有機化したものと推定した。

稲わら及び麦わら+青刈りエン麦は類型Ⅱに分類され、施用された有機物中のリンは土壌中で有機態リンとして増加すると同時に無機態リンとしても増加し、推定増加量(第17-2表)における有機態リンと無機態リンの割合はほぼ50%:50%であった。類型Ⅱに分類された作物残渣は投入される全リン量が6~10kgP/ha/年と作物残渣の中では多く(第14表)、N/P比が低かった。よって、有機物の分解によって放出される無機態リンの量が比較的多く、土壌バイオマス形成の点からはリンが制限要因となっていなかった(炭素もしくは窒素が制限要因となっていた)と考えられた。そのため、微生物が有機物由来のリンを菌体中に取りこんで有機化すると同時に無機態リンとして土壌中で増加する傾向を示したのではないかと推定した。

羊ふんきゅう肥は類型Ⅲに分類された。無機態リン、有機態リンの全リンに対する比率は推定投入量(第17-1表)と推定増加量(第17-2表)でほとんど変わらないが、無機態リンに対するトルオーグリンの比率は、推定増加量(8.2%)が推定投入量(50.3%)よりも低くなっていた。また、第12表からきゅう肥の施用により無機態リンの増加が示されている。よって、きゅう肥の分解により放出されたトルオーグ法で測定できる無機態リンが微生物に取り込まれずに土壌中に残存する間に、トルオーグ法で測定できない形態の無機態リンに形態変化したと判断した。一般にトルオーグ法はCa態リンを評価しているとされている(GRIGG, 1968; 津高ら, 1984; 宗林ら, 1992)。また、橋元ら(1971)は畑地へのきゅう肥の連用により黒ボク土壌では特にA1態リンが増加すると述べている。よって本試験においても、羊ふんきゅう肥の施用により、微生物に取り込まれずに残存した無機態リンが土壌中でA1態あるいはFe態リンに形態変化していると推定した。

下水汚泥コンポストは類型Ⅳに分類された。第17-2表に示したオルセンリンの推定増加量の無機態

リンに対する比率(11.3%)は、第17-1表に示したオルセンリンの推定投入量の無機態リンに対する比率(4.4%)よりも高くなっていた。このことから、下水汚泥コンポスト中のリンはオルセンリンに変化して土壌中に増加していると推定された。下水汚泥コンポストも羊ふんきゅう肥と同様に全リン含量が多く、下水汚泥の分解に伴って放出された無機態リンが微生物に取り込まれずに残存すると考えられる。しかし、羊ふんきゅう肥と異なってCa含量が高く、土壌pHが高いことから、Ca態リンの増加とA1態リンの形成抑制が生じ、オルセン法で抽出される無機態リンへ形態変化しているものとする。

以上のように、有機物はリン資材として以上の4つの類型に分類された。

6) 有機物の類型化に関する要因と問題点

本試験における有機物の施用量は農地で実際にすき込みされる作物残渣の量や施用される有機質資材の量に準じて設定したため、全リン投入量は施用有機物で異なっている(第14表)。よって、今回解析した有機物の特性が全リン投入量に大きく依存し、類型化に関与していた可能性がある。確かに類型Ⅰ、Ⅱの区分の根拠の一つは全リン投入量であり、投入全リン量が多い羊ふんきゅう肥、下水汚泥コンポストが類型Ⅲ、Ⅳとなった。よって、リン投入量が同一の場合の土壌中での各形態別リンの動態を解析する必要があるだろう。

一方で、類型Ⅰに区分されたビート茎葉と類型Ⅱに区分された稲わらは全リン、無機態リン、有機態リン、トルオーグリン及びオルセンリンの年間当たりの投入量はほぼ同量であった。区分された類型が異なった一因として、ビート茎葉のN/P比は16.8と高く、稲わらのN/P比は4.5と低かったことが考えられた。よって、有機物施用によるリン投入量だけではなく、施用土壌中での微生物によるリンの取り込みが炭素や窒素に対するリンの割合に影響された(KWABIAH *et al.*, 2003)ことも類型の区分に影響していたと判断した。

また、類型化に及ぼす要因として土壌型や有機質資材の組成も関与することが想定される。例えば、羊ふんきゅう肥が類型Ⅲに分類されたのは施用した土壌が黒ボク土であったために無機態リンがA1態やFe態のリンになりやすいことが理由であると考えられるため、施用土壌が黒ボク土以外であれば違う類

型に分類される可能性がある。また、今回供試した下水汚泥コンポストは石灰を多く含むため、土壌中で微生物により無機化された下水汚泥由来のリンが石灰と結合してCa態リンとなっていることが類型IVとして分類される理由であれば、同じ下水汚泥でもCaを多く含有しない高分子系の凝集剤を添加したものでは違う類型に分類される可能性がある。

よって、今回示した類型化については必ずしも普遍的なものではなく、黒ボク土以外の土壌の場合や今回供試したものと成分が異なる有機質資材については今後の検討を要する。さらに、バーク堆肥の例から、C/N比、N/P比だけでは判断できない有機物の分解特性（含有する炭素の形態など）も類型化に関与していると推定できた。よって、本試験では検討しなかった有機物の特性についても今後解析することで今回示した類型を改良していくことが必要である。

7) 土壤微生物バイオマスリンを増加させる有機物の特性

対照区と比較してバイオマスリンが高かった処理区のうち、麦わら+青刈りエン麦施用土壌（第8図）では有機態リンとオルセンリン、トルオーグリン含量の増加が見られ（第12表）、有機態リン及び無機態リンの両方の割合が増加する類型IIに分類された（第18表）。また、下水汚泥コンポスト施用土壌では全ての形態のリン含量の増加が見られ（第12表）、オルセンリンの割合が増加する類型IVに分類された（第18表）。

以上から、バイオマスリンが増加するのは有機物施用により土壌中の有機態リンとオルセンリンおよびトルオーグリン含量が増加する場合であった。しかし、麦わら+青刈りエン麦と同様に類型IIに分類された稲わら施用区ではバイオマスリンはそれほど高くなかったことから、今回の類型化とバイオマスリンの増加とは必ずしも一致しなかった。この稲わらと麦わら+青刈りエン麦との違いは投入される全リン量とC/N比であった。青刈りエンバク+麦わらでは投入される全リン量が9.7kgP/ha/年、C/N比は43と低い、稲わらでは投入される全リン量が5.6kgP/ha/年、C/N比が70と高い。よって、稲わらではC/N比が高いために土壌中での分解速度が遅いことが要因となってバイオマスリンの増加につながらなかったと推定した。

一方、類型Iの有機物ではリンが土壌中で有機化する傾向にあることからバイオマスリンは増加していると考えられるが、実際に第8図から類型Iの有機物を施用した土壌のバイオマスリンの増加は判然としなかった。これは、類型Iの作物残渣および乾燥けいふんから土壌への全リン投入量が少なく、バーク堆肥は土壌中での分解速度が遅いと考えるために微生物が取り込むことが出来るリンの供給量が少なく、明らかな増加につながらなかったと推察した。

今回行った類型化は施用した有機物中のリンが土壌中で無機化されるか有機化されるかという質的な側面からの評価にとどまっている。バイオマスリンの量的な増加には他の要因（投入されるリンの量、微生物が増殖するために必要となる炭素や窒素の量、C/N比や有機物中の炭素の形態など分解特性にかかわる性質など）が関与していることから、今後はそれらの要因を加えて類型を改良し、最終的には圃場での栽培試験によって有機物施用の効果を検証することでバイオマスリンを増加させる有機物の類型化が可能になると考える。

V. 総合考察

1. 土壤微生物バイオマスリンをリン酸肥沃度診断指標として用いるために

本研究において、バイオマスリンはインゲンマメのリン吸収量と相関があったことから、黒ボク土におけるインゲンマメの栽培においては重要なリンの供給源であり、リン供給能を評価する指標となる可能性が示された。

しかし、作物へのリン供給能を評価する指標として利用するためには以下の点について今後のさらなる検討が必要である。

1) リン供給能を評価する指標としての適用性

これまでに北農研内の黒ボク土の圃場等から前作栽培後あるいは作付け前に採取した土壌を供試してバイオマスリンとダイズの地上部リン吸収量との関係を解析した結果、有意な正の相関（ $r=0.493$, $P<0.01$ ）が得られた（杉戸、未発表データ）。北海道において畑作物の輪作体系に組み込まれて広く栽培されているダイズを含めてもバイオマスリンと豆類のリン吸収量とに有意な正の相関があったことから、バイオマスリンを豆類のリン酸肥沃度評価の指

標として用いることの重要性は高いと判断した。今後は豆類以外の作物、そして他の土壌型や他地域の土壌でのバイオマスリンと作物のリン吸収量との関係を解析し、バイオマスリンのリン酸肥沃度評価の指標としての適用範囲を検討する必要がある。

2) 簡易測定法の開発

クロロホルムくん蒸抽出法は操作が煩雑で時間がかかることから、簡易にバイオマスリンを測定するために、抽出法として①熱水抽出(北海道中央農業試験場・北海道農政部農業改良課, 1992), ②Lysis-buffer (0.5% SDS, 10M Tris-HCl, 300mM EDTA) による抽出で微生物由来のリンを抽出することを検討した。しかし、熱水抽出では土壌から抽出されたリン量が少なく、Lysis-bufferによる抽出では抽出液に共存する褐色を呈する物質がリンの定量を阻害した。さらに、両方法とも作物のリン吸収量との間に相関が得られなかった(データ省略)ことから、バイオマスリンの推定に至らなかった。抽出法で微生物菌体由来のリンを抽出・定量するには、より多くの微生物菌体リンを抽出できるような土壌微生物の溶菌方法の検討と同時に、土壌から無機リンを抽出する際にリンの定量を阻害する物質の抽出を抑制できる抽出法の検討が不可欠である。

一方、市販の試薬キットを用いたATP法(青山, 2005; 浦嶋ら, 2007)や基質誘導呼吸(SIR)法(中元・三浦, 2006)により簡易にバイオマス炭素を測定する手法が提案されている。これらの簡易測定法をバイオマスリンの推定に応用できれば、簡易におおよそのバイオマスリンが評価できる可能性がある。ただし、これまでに報告されているバイオマス炭素とリンの比率(バイオマスC/P比)は、10.6~35.9(BROOKES *et al.*, 1984)と幅があることから、バイオマス炭素を測定する簡易法からどの程度の精度でバイオマスリンを評価できるか次第である。

2. 黒ボク土におけるリン酸肥沃度から見た土壌管理

III章で黒ボク土においてバイオマスリンが高いとインゲンマメへのリン供給能が高くなり、バイオマスリンがインゲンマメのリン供給源として重要であること、IV章で施用により土壌中の有機態リンとトルオーグリン、オルセンリン含量が増加する有機物(麦わら+青刈りエンバクおよび下水汚泥コンポスト)

の施用によりバイオマスリンが増加することを示した。

本試験の結果からはバイオマスリン量やリン吸収量がインゲンマメの子実収量に及ぼす影響を解析することはできなかったが、リン供給がインゲンマメやダイズの収量を得るために重要であることはこれまでの知見で示されている。例えば、北海道の黒ボク土で三要素試験を行った結果、インゲンマメの無リン酸区の収量は無肥料区と同程度であり、特に黒ボク土において無リン酸区の減収が顕著であった(北海道立農業試験場, 1957)。また、ダイズを黒ボク土で栽培した場合にリン酸増肥により莢数の増加及び百粒重の増加により増収となった(石川ら, 1981)。さらに、ダイズの精粒数や平均粒重を得るためには開花後2~4週までのリン供給が必要であった(村山・川原崎, 1957)。以上より、黒ボク土の圃場でインゲンマメの収量水準を高めるためにはインゲンマメへのリン供給が重要な要因の一つであると判断された。逆に、バイオマスリンが少ない黒ボク土の圃場ではインゲンマメへのリン供給能が低くなり、インゲンマメの収量水準の低下が懸念されることから、リン供給源となるバイオマスリンを増加させる土壌管理を行う意義は大きいと考える。

できればバイオマスリンを増加させる有機物を土壌への施用試験やバイオマスリンを測定することなしに有機物中のリン含量やN/P比など簡易に測定できる項目から類型化し、バイオマスリンを増加させる有機物をスクリーニングできることが望ましい。簡易に測定できる有機物の特性を指標に多くの有機物の中からリン資材として有望な有機物を絞り込むことができれば圃場試験での最終検証が容易となり、有機物のリン資材としての評価、利用が進むと考えられる。

なお、本試験でも過去の知見と同様に黒ボク土ではトルオーグリンとインゲンマメのリン吸収量との間に有意な相関が認められなかった。しかし、インゲンマメ栽培圃場でも土壌中のリンが多いか少ないかを把握する場合には、測定が簡易であるトルオーグリンを測定する意義はあると考える。例えば、トルオーグリンが土壌診断の基準値(北海道においては100~200mgP₂O₅/kg乾土)よりも少ない土壌では土壌微生物が菌体に取り込むことの出来る土壌中のリンが相対的に少ないことにより、リンが制限要因となってバイオマスリンも少ないことが考えられ

る。実際に北農研内の黒ボク土の圃場で同じ施肥管理をした場合においてトルオーグリンが上述の基準値以下の淡色黒ボク土では、トルオーグリンが基準値上限程度の腐植質黒ボク土よりもバイオマスリンが少なく、インゲンマメの収量も低かった（杉戸ら、データ未発表）。土壌診断の基準値は栽培試験での作物生育、収量から必要となる土壌中のリン量として設定されていることも考慮すれば、施肥や有機物の施用によりトルオーグリンを高め、収量性を高める必要があると考えられる。

一方、すでに言及したとおり、バイオマスリンは多量にリンを施用するだけでは必ずしも増加しないが、肥料や有機物の多量施用、特にリン含量の高い資材を施用した場合には土壌へのリンの蓄積を起こすことが危惧される。このようにリンが蓄積した土壌ではリン酸肥料や有機物の施用を見直す必要があるが、リンの土壌への過剰蓄積はバイオマスリンの測定では判断できず、トルオーグリンを測定することで判断できる。

以上より、インゲンマメへのリン供給能を評価する指標としてのバイオマスリンと、土壌中のリンの過不足を判断して適切な施肥管理を行う指標となるトルオーグリンの両方を測定することに意義があると考えられる。

本研究は、限りあるリン資源を有効に利用し、作物を栽培するための土壌を適正に管理するために今後進めるべき研究のほんの導入部分に過ぎない。今後、有機物をリン資材として有効に利用していくためにはバイオマスリンの増加によってリン吸収が増加する作物の種類を明らかにし、バイオマスリンを増加させる有機物の施用方法を明らかにしていく必要がある。そのために、バイオマスリンを増加させる有機物の特性をより詳細に解明し、土壌に施用した際のリン動態を把握することが重要である。同時に、栽培試験においてどのような条件で有機物を施用すればバイオマスリンおよび作物のリン吸収量が増加するかについて、さらに検証していく必要がある。また、農業現場においては現行よりリン酸肥料を減肥することによって作物収量が減少することを懸念する意識も強いことから、リンの適正施肥にかかわる研究知見を積み重ねることで、農業現場の意識を変えていくことも重要である。

VI. 摘 要

日本の畑地の約50%はリン酸固定能の高い黒ボク土であり、施肥リン酸の利用効率が平均で20%と低いことから、リン酸施肥量の削減は進まずに多くのリン酸肥料が施肥されている。土壌へのリンの蓄積による農地外へのリンの溶脱や土壌病害発生の懸念に加えて、リン鉱石の枯渇によるリン酸肥料価格の高騰といった問題から、リン酸の適正施肥とともに未利用のリン資源を土壌に施用してリン酸肥料として有効利用する技術の開発と普及が重要な課題である。

適正施肥を行うためには作物が利用できる土壌中のリン量（いわゆる有効態リン）を評価し、それに応じて施肥量を増減する必要がある。日本の畑地ではこの有効態リン量をトルオーグ法で測定し、評価している。しかし、黒ボク土ではトルオーグリンと作物のリン吸収量に有意な相関がないことが示されている。その一方で、土壌中の有機態リンを作物が利用できるリンとして評価することの必要性が指摘されている。

そこで、本研究では特にリン酸施肥量の多い黒ボク土での適正施肥技術に資するため、作物へのリン供給源として有機態リンに着目した。その中でも易分解性の形態である微生物菌体中に含まれるリン、すなわちバイオマスリンを作物へのリン供給源として評価することを目的として、黒ボク土での測定に適したバイオマスリン測定法の改良と、バイオマスリンのリン酸肥沃度指標としての適性を検討した。さらに有機物をリン資材として有効利用する技術につながるため、各種有機物および有機物を連用した土壌での形態別リンの変化の解明を試みた。

バイオマスリンの測定法として一般的に用いられているクロロホルムくん蒸抽出法は、黒ボク土等のリン酸固定能の高い土壌ではクロロホルムくん蒸により遊離した無機リンが土壌に再吸着されやすい。そのために微生物菌体から溶出してくるリンの回収率が低く、黒ボク土での測定に適さないとされてきた。そこで、クロロホルムくん蒸抽出法の土壌に対する抽出液の比（土：液比）を変化させることで無機リンの回収率を高めることを試みた。

多腐植質黒ボク土を用いて検討した結果、土：液比を従来の1:20から1:40、1:80にすることで非くん蒸処理、くん蒸処理、無機リン添加処理のいずれでも無機リン抽出量が増加し、添加無機リン回収率が

高くなった。よって、土：液比を高めることでリンの土壌への再吸着の影響が小さくなったと判断した。しかし、土：液比が高くなるに従って抽出液中の無機リン濃度が低くなるため、測定誤差が生じやすくなる可能性が懸念された。以上より、本試験で検討した土：液比では1:40が適していたと判断した。この土：液比1:40（改良法）で測定することにより、添加無機リンの回収率の変動係数が小さくなり、菌体由来のリンの抽出量の測定誤差を小さくできたことから、今回提案した改良法は黒ボク土でのバイオマスリン測定に適していると判断した。

次に、黒ボク土壌におけるバイオマスリンのリン酸肥沃度指標としての適性を検討するために、改良法を用いて測定したバイオマスリン、もしくはトルオーグ法で測定した有効態リン（トルオーグリン）と作物のリン吸収量との関係を4年間の圃場試験の結果から解析した。

複数年次（4年間および2年間）のデータの解析からバイオマスリンとインゲンマメのリン吸収量との間にだけ有意な正の相関が見られ、トルオーグリンあるいはCa態リン、ブレイリンとの間には有意な相関は認められなかった。よって、北海道の黒ボク土でインゲンマメを栽培する場合にはトルオーグリンあるいはCa態リン、ブレイリンなどの無機の形態の有効態リンよりもバイオマスリンの方が作物へのリン供給能を評価する指標として優れていると判断した。

今後、バイオマスリンを作物へのリン供給能を評価する指標として利用するためには、インゲンマメ以外の作物や黒ボク土以外の土壌型、他地域においてもバイオマスリンはリン酸肥沃度評価の指標となるかを検討する必要がある。また、バイオマスリンをリン酸肥沃度評価の指標として用いるためには簡易に測定できる手法の開発も不可欠である。

さらに、リン資材として各種有機物を有効に利用する技術の確立に資するため、作物残渣及び有機質資材のリン資材としての特性の評価とこれら有機物の施用に伴う土壌中の形態別（有機態、無機態、有効態及びバイオマス）リンの動態について解析した。

その結果、乾物重あたりの有機物中の全リン、有機態リン、無機態リン含量は作物残渣<有機質資材であるが、有効態リン含量の差はなかった。作物残渣中の無機態リン含量は少ないが、トルオーグリン

ン、オルセンリン含量とほぼ等しかったことから、大半が作物に利用されやすい形態で含有されていると考えられた。一方、有機質資材中の無機態リンの半分以上はトルオーグ法やオルセン法の抽出液では抽出できないが、1N硫酸で抽出できる形態で存在していることが推定された。

また、もみがら以外の作物残渣の土壌への施用により土壌中の有機態リンが有意に増加したことから、作物残渣の施用により土壌に投入されたリンは微生物菌体に取り込まれ、有機化すると推察された。有機質資材の連用で有機態以外の全ての形態のリンが有意に増加したのは、有機質資材中の全リン、無機態リン、オルセンリン及びトルオーグリンの年間投入量が作物残渣より多いことによると推察された。

各有機物の施用により土壌に投入された形態別リン量（推定投入量）と土壌中で増加した各形態のリン量（推定増加量）を元に、それぞれの無機態リン、有機態リンの全リンに対する割合、有効態リン（オルセン法、トルオーグ法）の無機態リンに対する割合を算出し、解析することで、①有機態リンが土壌中に増加する類型Ⅰ（稲わら、麦わら+青刈りエンバク以外の有機物及びバーク堆肥、けいふん）、②有機態リンとして増加すると同時に無機態リンとしても増加する類型Ⅱ（稲わら、麦わら+青刈りエンバク）、③トルオーグ法で測定できないA1態あるいはFe態リンに形態変化して増加していることが推定される類型Ⅲ（羊ふんきゅう肥）、④オルセン法で抽出される有効態リン（Ca態と推定される）の形態が増加している類型Ⅳ（下水汚泥コンポスト）の4つの類型に分類した。

また、バイオマスリンが増加するのは麦わら+青刈りエンバク、下水汚泥コンポスト施用土壌であったが、有機物の類型化とバイオマスリンの増加は必ずしも一致しなかった。

有機物をリン資材として有効に利用していくためには、今回提示した有機物のリン資材としての類型化を今後さらに改良し、類型化の指標となる有機物の特性を簡易に判定できる手法を検討する必要がある。さらに、バイオマスリンを増加させる土壌管理に適した有機物の施用方法（種類や施用量）を確立することも重要である。

農業現場においては現行よりリン酸肥料を減肥することによって作物収量が減少することを懸念する

意識も強いことから、リンの適正施肥にかかわる研究知見を積み重ねることで農業現場の意識を変えていくことも重要である。

引用文献

- 1) ANDERSON J. P. E. and DOMSCH K. H. (1980) : Quantities of plant nutrient in the microbial biomass of selected soils. *Soil Sci.*, 130, 211-216.
- 2) AGNIHOTHRUDU V. (1955) : State in which fungi occur in the rhizosphere. *Naturwissenschaften*, 42, 515-516.
- 3) 青木和彦, 山西弘恭, 吉田光二 (1994) : 低温下における作物の初期生育とリン吸収. *東北農業研究*, 47, 313-314.
- 4) 青山正和 (2005) : 小型ルミノメーターを用いたATP測定による黒ボク土の微生物バイオマスの推定. *土と微生物*, 59, 41-44.
- 5) AYAGA G., TODD A. and BROOKES P. C. (2006) : Enhanced biological cycling of phosphorus increases its availability to crops in low-input sub-Saharan farming systems. *Soil Biol. Biochem.*, 38, 81-90.
- 6) BARBER S. A. (1984) : Phosphorus, In *Soil Nutrient Bioavailability*, p. 202-230, John Wiley & Sons. Inc. , New York.
- 7) BARBER S. A. (1995) : *Soil Nutrient Bioavailability: A Mechanistic Approach*. 414pp., John Wiley & Sons, New York.
- 8) BIELESKI R. I. (1973) : Phosphate pools, phosphate transport and phosphate availability. *A. Rev. Plant Physiol.*, 24, 225-252.
- 9) BORIE F., ZUNINO H. and MARTINEZ L. (1989) : Macromolecule-P associations and inositol phosphates in some Chilean volcanic soils of temperate regions. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 20, 1881-1894.
- 10) BRAVO-F. P. and URIBE E. G. (1981) : Temperature dependence of the concentration kinetics of absorption of phosphorus and potassium in corn root. *Plant Physiol.*, 67, 815-819.
- 11) BRAY R. H. and KURTS L. T. (1945) : Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil Sci.*, 59, 39-45.
- 12) BROMFIELD S. M. and JONES O. L. (1972) : The initial leaching of hayed-off pasture plants in relation to the recycling of phosphorus. *Aust. J. Agric. Res.*, 23, 811-823.
- 13) BROOKES P. C., POWLSON D. S. and JENKINSON D. S. (1982) : Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 14, 319-329.
- 14) BROOKES P. C., POWLSON D. S. and JENKINSON D. S. (1984) : Phosphorus in the soil biomass. *Soil Biol. Biochem.*, 16, 169-175.
- 15) CELI L., LAMACCHIA S., MARSAN F. A. and BARBERIS E. (1999) : Interaction of inositol hexa-phosphate on clays: adsorption and charging phenomena. *Soil Sci.*, 164, 574-585.
- 16) CALDWELL A. G. and BLACK C. A. (1958) : Inositol hexaphosphate: I. Quantitative determination in extracts of soils and manures. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 22, 290-293.
- 17) CHANG S. C. and JACKSON M. L. (1957) : Fractionation of soil phosphorus. *Soil Sci.*, 84, 133-144.
- 18) CHARDON W. J. (2000) : Phosphorus extraction with iron-oxide impregnated filter paper (PI test). *In Methods for phosphorus analysis for soils, sediments, residuals and waters*. Ed PIERZYNSKI G.M. , p. 26-29. Southern Cooperative Series Bull. No. 396. (http://soil.ncsu.edu/seral7/publications/seral7-2/pm_cover.htm)
- 19) CHAUHAN B. S. , STEWART J. W. B. and PAUL E. A. (1979) : Effect of carbon additions on soil labile inorganic, organic and microbially held phosphate. *Can. J. Soil Sci.*, 59, 387-396.
- 20) CHEN G. C., HE Z. L. and HUANG C. Y. (2000) : Microbial biomass phosphorus and its significance in predicting phosphorus

- availability in red soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 31, 655-667.
- 21) COLE C. V., INNIS G. S. and STEWART J. W. B. (1977) : Simulation of phosphorus cycling in semiarid grassland. *Ecology*, 58, 1-15.
- 22) CONDRON L. M., FROSSARD E., NEWMAN R. H., TEKELY P. and MOREL J. -L. (1997) : Use of ^{31}P NMR in the study of soils and the environment. *In* Nuclear magnetic resonance spectroscopy in environment chemistry. Ed NANNY M. A., MINEAR R. A. and LEENHEER J. A., p247-271, New York : Oxford University Press.
- 23) COSGROVE D. J. and IRVING G. C. J. (Eds) (1980) : Inositol phosphate : their chemistry, biochemistry and physiology. 204pp., Elsevier Science, Amsterdam.
- 24) DALAL R. C. (1979) : Mineralization of carbon and phosphorus from carbon-14 and phosphorus-32 labelled plant material added in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 43, 913-916.
- 25) 土壤微生物研究会編 (1992) : 新編土壤微生物実験法, p. 185, 養賢堂, 東京.
- 26) 土壤保全調査事業全国協議会編 (1991) : 日本の耕地土壌の実態と対策 (新改訂版), p. 75-96, 博友社, 東京.
- 27) 土壤標準分析・測定法委員会編 (1986a) : 土壤標準分析・測定法, p. 70-71, 博友社, 東京.
- 28) 土壤標準分析・測定法委員会編 (1986b) : 土壤標準分析・測定法, p. 124-127, 博友社, 東京.
- 29) 土壤標準分析・測定法委員会編 (1986c) : 土壤標準分析・測定法, p. 127-130, 博友社, 東京.
- 30) 土壤標準分析・測定法委員会編 (1986d) : 土壤標準分析・測定法, p. 130-131, 博友社, 東京.
- 31) 土壤標準分析・測定法委員会編 (1986e) : 土壤標準分析・測定法, p. 132-133, 博友社, 東京.
- 32) 土壤養分測定法委員会編 (1991) : 土壤養分分析法, p. 235-238, 博友社, 東京.
- 33) 海老原武久, 松村蔚, 山田要 (1985) : 汚泥連用土壌におけるりんの動態. 群馬農業研究, A 総合第2号, 37-42.
- 34) 江川友治, 野中昌法 (1980) : 土壌有機リンに関する研究 (第一報) 火山灰中の有機リンの含量. 明大農学部研報, 52, 55-68.
- 35) 江川友治, 野中昌法 (1982) : 土壌有機リンに関する研究 (第三報) 土壌中のイノシトールリン酸の定量. 明大農学部研報, 59, 23-40.
- 36) 江川友治 (1985) : 噴出年代を異にする火山灰土壌各層位におけるリンの形態別分布. 明大農学部研報, 70, 23-31.
- 37) 江川友治, 川合英利 (1988) : 土壌中のlabileなリンの挙動に関する研究. 明大農学部研報, 81, 1-19.
- 38) ELRASHIDI M. A. Selection of an appropriate phosphorus test for soils. Testing methods for phosphorus and organic matter, USDA Natural Resources Conservation Service. (<http://soils.usda.gov/technical/methods/>)
- 39) FRIED M. and DEAN L. A. (1952) : A concept concerning the measurement of available soil nutrients. *Soil Sci.*, 73, 263-272.
- 40) 笛木伸彦 (2010) : 畑作における土壌診断・施肥研究の新たな展開. 北海道土壌肥料研究通信, 56, 17-23.
- 41) FULLER W. H., NIELSEN D. R. and MILLE R. W. (1956) : Some factors influencing the utilization of phosphorus from crop residues. *Soil Sci. Soc. Am.*, 20, 218-224.
- 42) GALLARDO A. and SCHLESINGER W. H. (1994) : Factors limiting microbial biomass in the mineral soil and forest floor of a warm-temperate forest. *Soil Biol. Biochem.*, 26, 1409-1415.
- 43) GRIGG J. L. (1968) : Prediction of plant response to fertilizers by means of soil test II. correlations between soil phosphate tests and phosphate response of ryegrass grown in pot experiments in recent, gley recent and gley soils. *New Zealand J. Agric. Res.*, 11, 345-358.
- 44) HARRISON A. F. (1987) : Soil organic phosphorus : A review of world literature. CAB International, Wallingford.
- 45) 橋元秀教, 小浜節雄, 辻藤吾 (1971) : 腐植質

- 火山灰土壌における厩肥連用の効果. 九州農試報告, 16, 25-61.
- 46) 橋元秀教 (1977a) : 有機物施用の理論と応用, p. 19-26, 農山漁村文化協会, 東京.
- 47) 橋元秀教 (1977b) : 有機物施用の理論と応用, p. 27-35, 農山漁村文化協会, 東京.
- 48) 服部浩之 (1986) : 汚泥中のリンの形態と土壌中における形態変化. 国立公害研報, 93, 181-188.
- 49) HEDLEY M. J. and STEWART J. W. B. (1982) : Method to measure microbial phosphate in soils. *Soil Biol. Biochem.*, 14, 377-385.
- 50) 平田熙 (2004) : 黒ボク畑地土壌における蓄積リンの動態と作物への可給性. 肥料化学, 第26号, 73-104.
- 51) 北海道農業試験場 (1957) : 北海道の菜豆. 北海道立農業試験場資料第1号, p. 72-76.
- 52) 北海道農政部 (2002) : 北海道施肥ガイド, p. 84.
- 53) 北海道立中央農業試験場・北海道農政部農業改良課 (1992) : 土壌及び作物栄養の診断基準—分析法 (改訂版) —, p. 80-81.
- 54) 北海道立十勝農業試験場 (1982) : 冷害年における磷酸施肥反応. 十勝農業試験場研究資料第7号, 71-73.
- 55) 今井武彦 (1999) : 札幌市における下水汚泥の資源化の動向. 再生と利用, 22(83), 60-66.
- 56) 井村悦夫, 早坂昌志 (1987) : 移植、直播栽培とりん酸施肥反応. てん菜研究会報, 29, 118-126.
- 57) 石川格司, 能瀬拓夫, 白旗秀雄 (1981) : 岩手県におけるダイズ多収穫に関する研究. 東北農業研究, 29, 135-136.
- 58) ITOU S. (2002) : Application of mechanistic model for phosphorus uptake by barley under low temperature conditions. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 48, 441-445.
- 59) JACKMAN R. H. and BLACK C. A. (1951) : Solubility of iron, aluminium, calcium and magnesium inositol phosphates at different pH values. *Soil Sci.*, 72, 179-186.
- 60) JOERGENSEN R. G., BROOKES P. C. and JENKINSON D. S. (1990) : Survival of the soil microbial biomass at elevated temperature. *Soil Biol. Biochem.*, 22, 1129-1136.
- 61) 唐澤敏彦 (2004) : 輪作におけるアーバスキュラー菌根菌の動態と作物の生育に関する研究. 北海道農業研究センター報告, 179, 1-71.
- 62) KASPER T. C. and BLAND W. L. (1992) : Soil temperature and root growth. *Soil Sci.*, 154, 290-299.
- 63) 木村真人 (1988) : 根圏微生物を生かす, p. 140-146, 農文協, 東京.
- 64) 木村真人 (1998) : 根の辞典, 根の辞典編集委員会編, p. 299-304, 朝倉書店, 東京.
- 65) 木村龍介, 西尾道徳 (1992) : 土壌バイオマスPの測定法. 土と微生物, 39, 49-52.
- 66) 北村秀教, 柴田玲子 (2002) : 黒ボク土壌への石灰及びりん酸資材多投により施肥りん酸の固定率が減少. 平成14年度関東東海北陸農業研究成果情報, 農林水産研究情報総合センター. (http://www.affrc.go.jp/seika/data_kanto/h14/kan318.html)
- 67) KOUNO K., TUCHIYA Y. and ANDO T. (1995) : Measurement of soil microbial biomass phosphorus by an anion exchange membrane. *Method. Soil Biol. Biochem.*, 27, 1353-1357.
- 68) KOUNO K., WU J. and BROOKES P. C. (2002) : Turnover of biomass C and P in soil following incorporation of glucose or ryegrass. *Soil Biol. Biochem.*, 34, 617-622.
- 69) KUO S. (1996) : Extraction with water or diluted salt solution. *In* Methods of soil analysis: part 3 Chemical methods. Ed. Sparks DL, p. 891-893, Soil Sci. Soc. Am. Inc., Wisconsin.
- 70) 黒田章夫, 滝口昇, 加藤純一, 大竹久夫 (2005) : リン資源枯渇の危機予測とそれに対応したリン有効利用技術開発. *Journal of Environmental Biotechnology*, 4, 87-94.
- 71) KWABIAH A. B., PALM C. A., STOSKOPF N. C. and VORONEY R. P. (2003) : Response of soil microbial biomass dynamics to quality of plant materials with emphasis on P availability. *Soil Biol. Biochem.*, 35, 207-216.
- 72) LOCHHEAD A. G. and ROUATT J. W. (1955) : The "Rhizosphere effect" on the nutritional

- groups of soil bacteria. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 19, 48-49.
- 73) MACKAY A. D. and BARBER S. A. (1984) : Soil temperature effect on root growth and phosphorus uptake by corn. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48, 818-823.
- 74) MAGID J., TIESSEN H. and CONDRON L. M. (1996) : Dynamics of organic phosphorus in soils under natural and agricultural ecosystems. In *Humic substances in terrestrial ecosystems*. Ed. PICCOLO A., p. 429-466, Elsevier Science, Oxford.
- 75) MEHLICH A. (1984) : Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 15, 1409-1416.
- 76) MICHAEL F. L. (1975) : The origin and transformations of the Inositol phosphate isomers. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 39, 377-379.
- 77) 南松雄, 沢口正利, 山崎淑子 (1969) : 畑土壌肥沃度の診断移管する研究 第1報 土壌リン酸の有効度について. 北海道立農業試験場集報, 第19号, 80-98.
- 78) MISHIMA S., TANIGUCHI S. and KOMADA M. (2006) : Recent trends in nitrogen and phosphorus use and balance on Japanese farmland. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 52, 556-563.
- 79) 水野直治, 南松雄 (1980) : 硫酸一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.
- 80) MORITSUKA N., YANAI J. and KOSAKI T. (2001) : Effect of application of inorganic and organic fertilizers on the dynamics of soil nutrients in the rhizosphere. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 47, 139-148.
- 81) 村上圭一, 中村文子, 後藤逸男 (2004) : 土壌のリン酸過剰とアブラナ科野菜根こぶ病発病の因果関係. 土肥誌, 75, 453-457.
- 82) 村山登, 川原崎裕司 (1957) : 大豆のリン酸栄養に関する研究 (第1報) リン酸の供給時期が生育・収量におよぼす影響. 土肥誌, 28, 19-21.
- 83) 南雲俊之, 波多野隆介 (2001) : 北海道における融雪期河川水質の地域特性. 土肥誌, 72, 41-48.
- 84) 中元朋実, 三浦史 (2006) : 基質誘導呼吸 (SIR) 法による微生物活性の測定. 土と微生物, 60, 17-28.
- 85) 中元朋実 (2009) : 冬作カバークロープによる土壌の物理性とリン供給の改善. 農業技術体系土壌施肥編 第5・①巻, 畑, p188の20-26, 農文協, 東京.
- 86) NELSON W. L., MEHLICH A. and WINTERS E. (1953) : The development, evaluation, and use of soil tests for phosphorus availability. *Agronomy*, 4, 153-188.
- 87) 西尾道徳 (2002) 日本における化学肥料消費の動向と問題点. 土肥誌, 73, 219-225.
- 88) 西尾道徳 (2003) 農業生産環境調査に基づく我が国のリン酸施肥実態の解析. 土肥誌, 74, 435-443.
- 89) 西尾道徳, 藤原俊六郎, 菅谷文左衛門 (1988) : 有機物をどう使いこなすか. P. 140-149, 農文協, 東京.
- 90) 農林省振興局 (1959) : 地力保全対策資料第1号. 地力保全基本調査における土壌分析法, p. 38-39.
- 91) OBERSON A., FRIESEN D. K., RAO I. M., BUHLER S. and FROSSARD E. (2001) : Phosphorus transformations in an Oxisol under contrasting land-use systems: The role of the soil microbial biomass. *Plant Soil*, 237, 197-210.
- 92) OECD(eds) (2008) : Nutrients. In *Environmental performance of agriculture in OECD countries since 1990*, p. 48-62, OECD Publishing, Paris.
- 93) 小川和夫, 竹内豊, 片山雅弘 (1988) : 北海道の耕草地におけるバイオマス生産量及び作物による無機成分吸収量. 北海道農試研報, 149, 57-91.
- 94) 大橋恭一, 岡本将宏 (1985) : 野菜の養分吸収と土壌の理化学性に及ぼすおがくず入り牛ふん厩肥連用の影響. 土肥誌, 56, 378-383.
- 95) 岡島秀夫, 石渡輝夫 (1979) : 土壌温度と作物生育—とくにリン酸肥効との関連について—その1 大豆幼植物の生育と地温. 土肥誌, 50, 334-338.

- 96) 大西成長, 吉田光二, 香山良正 (1984) : 施設栽培における厩肥連用が土壌の化学性に及ぼす影響. 土肥誌, 55, 311-315.
- 97) OLSEN S. R., COLE C. V., WATANABE F. S. and DEAN L. A. (1954) Estimation of available phosphorus in soil by extraction with sodium bicarbonate. U. S. Dep. of Agric. Circ. 939. U. S. Govt. Printing Office, Washington, D. C.
- 98) OTANI T. and AE N. (1997) : The status of inorganic and organic phosphorus in some soils in relation to plant availability. Soil Sci. Plant Nutr., 43, 419-429.
- 99) 大谷卓, 阿江教治, 山縣真人 (1999) : 黒ボク中のリン酸に対するキマメおよびラッカセイの特異的吸収・利用機構. 農業環境技術研究所研究報告, 17, 55-123.
- 100) 大家理哉, 山本章吾, 久山弘巳 (2007) : 不耕起栽培継続田への家畜糞堆肥連用が冬作期間中の無機リン酸溶脱に及ぼす影響. 土肥誌, 78, 237-243.
- 101) PEPPERZAK P., CALDWELL A. G., HUNZIKER R. R. and BLACK C. A. (1959) : Phosphorus fractions in manures. Soil Sci., 87, 293-302.
- 102) RYYPPO A., LIVONEN S., RIKALA R., SUTINEN M. -L. and VAPAAVUORI E. (1998) : Responses of Scots pine seedlings to low root zone temperature in spring. Physiol. Plant., 102, 503-512.
- 103) SAINI V. K., BHANDARI S. C. and TARAFDAR J. C. (2004) : Comparison of crop yield, soil microbial biomass C, N, and P, N-fixation, nodulation and mycorrhizal infection in inoculated and non-inoculated sorghum and chickpea crops. Field Crop. Res., 89, 39-47.
- 104) 櫻井道彦 (2009) : 有機物施用によるリン供給と土壌蓄積リンの可給化. 北海道土壌肥料研究通信, 55, 41-52.
- 105) 関谷宏三 (1962) : 本邦の土壌無機リン酸の形態に関する研究. 東京農業大学博士論文, 1-164.
- 106) 関谷宏三 (1970) : 土壌養分分析法, p. 239-245, 養賢堂, 東京.
- 107) SAMESHIMA R., HIROTA T., HAMASAKI T., KATO K. and IWATA Y. (2008) : Meteorological observation system at the National Agricultural Research Center for Hokkaido Region since 1966. Misc. Pub. Natl. Agric. Res. Cent. Hokkaido Reg., 67, 1-8.
- 108) SCHEU S. and PERKINSON D. (1995) : Successional changes in microbial biomass, respiration and nutrient status during litter decomposition in an aspen and pine forest. Biol. Fertil. Soils, 19, 327-332.
- 109) SIBBESEN E. (1978) : An investigation of the anion-exchange resin method for soil phosphate extraction. Plant Soil, 50, 305-321.
- 110) SHARPLEY A. N., DANIEL T., SIMS T., LEMUNYON J., STEVENS R. and PARRY R. (2003) : Agricultural phosphorus and eutrophication second edition. USDA Agricultural Research Service, ARS-149, p. 10-13. (<http://ddr.nal.usda.gov/bitstream/10113/26693/1/CAT30907360.pdf>)
- 111) 宗林正, 瀬崎滋雄, 田中康隆 (1992) : 塩類集積土壌における土壌管理技術 (第1報) 各種有機物の施用により土壌中に集積したリン酸の特性について. 奈良農試研報, 23, 33-42.
- 112) STEWART J. W. B. and TIESSEN H. (1987) : Dynamics of soil organic phosphorus. Biogeochemistry, 4, 41-60.
- 113) 杉戸智子, 新田恒雄 (1999) : 土壌けん濁液トルエン処理法による黒ボク土畑でのバイオマスリンの測定 (講演要旨). 土と微生物, 53, 140.
- 114) 杉戸智子, 吉田光二, 新田恒雄 (2001) : 各種有機物の施用に伴う土壌中の形態別リンの変化. 日本土壌肥料学雑誌, 72, 195-205.
- 115) 杉戸智子, 吉田光二 (2006) : 黒ボク土畑の土壌微生物バイオマスリン測定のためのクロロホルムくん蒸抽出法の改良. 土と微生物, 60, 11-15.
- 116) SUGITO T., YOSHIDA K., TAKEBE M., SHINANO T. and TOYOTA K. (2010) : Soil microbial biomass phosphorus as an indicator of phosphorus availability in a Greyic Andosol. Soil Sci. Plant Nutr., 56, 390-398.

- 117) 庄子貞夫, 三宅正紀, 竹内豊 (1964) : 各種の可給態土壌磷酸定量法の比較 第2報 各種可給態磷酸定量法による結果とA-valueとの相関について. 北海道農業試験場彙報, 84, 32-39.
- 118) 植物栄養実験法編集委員会編 (1990) : 植物栄養実験法, p. 116-118, 博友社, 東京.
- 119) TAKAHASHI S. and ANWAR M. R. (2007) : Wheat grain yield, phosphorus uptake and soil phosphorus fraction after 23 years of annual fertilizer application to an Andosol. *Field Crop Res.*, 101, 160-171.
- 120) TAKEDA M., NAKAMOTO T., MIYAZAWA K., MURAYAMA T. and OKADA H. (2009) : Phosphorus availability and soil biological activity in an Andosol under compost application and winter cover cropping. *Appl. Soil Eco.*, 42, 86-95.
- 121) 武田容枝 (2010) : 土壌リンの存在形態と生物循環. *土と微生物*, 64, 25-32.
- 122) 竹内誠 (1997) : 農耕地からの窒素・リンの流出. *土肥誌*, 68, 708-715.
- 123) 十勝農業試験場 (1982) : 冷害年におけるリン酸施肥反応. 北海道立十勝農業試験場資料, 第7号, 71-73.
- 124) TRUOG E. (1930) : The determination of the readily available phosphorus of soils. *J. Am. Soc. Agron.*, 22, 874-882.
- 125) TURNER B. L., PAPHAZY M. J., HAYGARTH P. M. and MCKELVIE I. D. (2002) : Inositol phosphates in the environment. *Phil. Trans. R. Soc. Lond, B*, 357, 449-469.
- 126) 津高寿和, 砂野正, 田中平義 (1984) : 土壌類型別のリン酸の動態. *土肥誌*, 55, 415-420.
- 127) 浦嶋泰文, 中嶋美幸, 金田哲, 村上敏文 (2007) : 市販キットを用いたATP測定による簡易な土壌バイオマス評価法の開発. *土肥誌*, 78, 187-190.
- 128) 上沢正志 (1987) : リン酸の動態と吸収, 農業技術体系 土壌施肥編 第1巻, 土壌と根圏Ⅲ, p. 7-13, 農文協, 東京.
- 129) 渡辺治郎 (1989) : 作物残渣・緑肥による地力増進. *農業および園芸*, 64, 223-228.
- 130) 渡辺和彦 (2010) : 園芸作物の栄養診断の手引き. p150, 誠文堂新光社, 東京.
- 131) WEBLEY D. M. and JONES D. (1971) : Biological transformation of microbial residues in soil. In *Soil Biochemistry*. Vol. 2. Ed. McLAREN A. D. and SKUJINS J., p. 446-485, Marcel Dekker, New York.
- 132) WU J., HUANG M., XIAO H. A., SU Y. R., TONG C. L., HUANG D. Y., and SYERS J. K. (2007) : Dynamics in microbial immobilization and transformations of phosphorus in highly weathered subtropical soil following organic amendments. *Plant Soil*, 290, 333-342.
- 133) 吉田穂積, 水野直治, 松浦英和 (1997) : 施肥法の改良によるジャガイモそうか病の発生抑制. *日植病報*, 63, 57-63.

Estimation of the Relationship between Soil Microbial Biomass Phosphorus and Phosphorus Uptake by Kidney Bean and the Evaluation of Organic Matter as a Phosphorus Source for Plants

Tomoko SUGITO¹⁾

Summary

Andosols are widely distributed in upland fields in Japan and are characterized by a high phosphorus (P) retention capacity. Consequently, the efficiency of P fertilizer addition is low in Andosols and high rates of P fertilizer application are required. However, global P resources are becoming depleted, and excess accumulation of P in soil inhibits the uptake of trace element by plants, causes environmental pollution, and leads to outbreaks of soil-borne diseases. Available P in upland fields in Japan is usually estimated by using the Truog method, but the results do not correlate with plant P uptake in Andosols. Soil organic P is not usually regarded as available, but it is also an important P source for plants. P in microbes (biomass P) is particularly important, because P from dead microbes is readily released into the soil.

Although biomass P is usually measured by the chloroform fumigation extraction method, this method is not suitable for analyzing biomass P in upland Andosol fields because the P released from dead microbes is adsorbed by reactive clay minerals, and therefore only a small proportion of the released P is extracted. We modified the chloroform fumigation extraction method by changing the ratio of soil to extract solution from 1 to 20 to 1 to 40. This modification increased P yield from the extraction and recovery rate of P added to the soil. We conclude that this method is suitable for measuring biomass P in Andosols.

We conducted a field experiment on Andosol in Hokkaido to investigate the relationships of P uptake by kidney bean (*Phaseolus vulgaris* cv. Taisho-kintoki) with biomass P measured by our modified method and Truog

P. The P content of shoots at harvest was significantly correlated ($P < 0.01$) with biomass P but not with Truog P. Therefore, biomass P may serve as a reliable indicator of P availability in Andosols. However, studies have shown a positive correlation between biomass P and P uptake in only a few crop species, and field experiments are needed to test more species. The accuracy of biomass P as an indicator of P fertility may depend on various conditions such as soil inorganic P content, soil type, and growing season of the plants, and further investigation is required for each of these conditions.

Applied organic matter can be a valuable source of P to plants. To estimate applied organic matter as a P source and identify the flow of P in soils, we analyzed P forms contained in a range of organic matter types and in soil to which the organic matter had been applied. Based on the results of this analysis, we classified the various types organic matter into four categories based on the P forms that were increased in the soil: (1) organic matter (including wheat straw, corn shoots and chaff, beet leaves, rice husks, chicken manure and bark compost) for which application increased organic P in the soil, (2) organic matter (including rice straw and both wheat straw and oats returned as green manure) for which application increased both organic P and inorganic P in the soil, (3) organic matter (only sheep manure compost) for which application increased inorganic P in the soil, and (4) organic matter (only sewage sludge compost) for which application increased available P in the soil. The main factors determining these outcomes by application of organic matter appeared to be P content, C:N ratio, and decomposition rate of organic matter.

Biomass P was increased in soils to which a

combination of wheat straw and oat green manure or to which sewage sludge compost was applied. Applied organic matter did not always increase biomass P in the soil. Differences in the ratios of C, N, and P in the organic matter appeared to be the main reason for this occasional lack of response. Increasing biomass P may increase the efficiency of P fertilizer application,

especially in soils with high P retention capacity such as Andosols. Therefore, future research should focus on how the ratios of C, N, and P in organic matter affect biomass P with a view to devising methods for organic matter application that will increase biomass P and hence the efficiency of fertilizer application.