

## リン資材による締め固め条件下での鉛汚染土の不溶化効果と力学強度特性 Lead immobilization and mechanical strength in compacted soil with hydroxyapatite

小川翔平<sup>1</sup>, 加藤雅彦<sup>2,3</sup>, 佐藤健<sup>3</sup>

1 岐阜大学大学院・工学研究科生産開発システム工学専攻・kggxq712@yahoo.co.jp

2 明治大学・農学部農芸化学科

3 岐阜大学・工学部社会基盤工学科

### 概 要

不溶化処理では、重金属の溶出を防止するために汚染土壌へ不溶化資材が混和され、原位置埋め戻し、転圧、舗装後に土地の再利用が図られる。この場合、処理土壌に力学強度が要求され、必要に応じ安定処理材の追加が必要となる。しかし、不溶化資材単体による力学特性の変化に着目した研究は少ない。また、締め固められた土壌中での重金属不溶化効果を確認した研究も少ない。本研究は、リン資材を添加した鉛汚染土を最適含水比で締め固め、湿潤養生後の供試体の一軸圧縮強度と安定鉛物形成量および鉛溶出抑制効果を明らかにした。土壌への10%のリン資材添加は、土壌の物理性を変化させ、汚染の程度に関わらず一軸圧縮強度と靱性の増加をもたらすことが確認された。また、汚染土では、湿潤状態でのリン資材混和、締め固め状態での湿潤養生によって、緑鉛鉱が形成、成長することが確認され、同時に鉛の溶出量も抑制されることが確認された。

キーワード：鉛汚染、不溶化、リン資材、緑鉛鉱、一軸圧縮強度

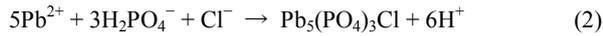
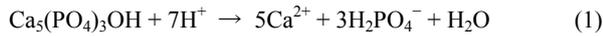
### 1. はじめに

重金属土壌汚染では、重金属の地下水溶出とそれによる健康被害を防ぐため、汚染土壌の掘削除去、遮水工による重金属移動の未然防止、矢板や地中壁による重金属移動の経路遮断などの対策がとられる。なかでも、重金属の溶解性を低減させることを目的とした不溶化処理は、施工手順が資材混合、転圧のみを要する簡便なものであるため、他の対策よりも安価であり、膨大な土量の汚染にも対応できる点に特徴がある。不溶化処理の資材は、土壌中のpHや酸化還元状態を変化させ重金属が溶解しにくい条件を作り出すものと、資材が重金属の吸着媒となり溶解した重金属を保持するものに分けられる<sup>1)</sup>。これら資材により不溶化された汚染土壌において、力学強度が要求される場合には、セメント系、石灰系の固化材が追加混合される。これらの固化材添加は、強度発現メカニズム上、土壌が高アルカリ条件となるため、一部重金属の可溶化、資材上の重金属の脱着が誘発され、不溶化した重金属の再溶出につながる可能性がある<sup>2)</sup>。

不溶化資材の中でも、鉛(以下、Pb)などの2価陽イオン重金属に対して高い吸着性を有するリン資材は、吸着したPbを式(1)、式(2)の反応により低溶解性の安定鉛物(緑鉛鉱)に変換し保持することができる<sup>3-5)</sup>。緑鉛鉱( $\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$ )の溶解度積( $\log K_{sp} = -25.05$ )は極めて低く<sup>5)</sup>、pHや酸化還元状態の変化に対して安定である<sup>4)</sup>。そ

のため、リン資材により緑鉛鉱に変換されたPbは、固化材の追加混合による再溶出の可能性が低く、長期的に安定した状態で維持されやすいと考えられる<sup>6)</sup>。これまでに、リン資材のPb汚染土壌への適用が国際的に検討されている<sup>7-10)</sup>。しかし、そのほとんどは、不溶化土壌の化学的性質にのみ焦点が当てられており、不溶化土壌の土壌構造と力学特性に着目した研究は少ない。

土壌中で緑鉛鉱が形成するためには、間隙水中へPbが一旦溶解し、資材粒子と接触、吸着されることが不可欠である<sup>11)</sup>。力学強度を確保するため締め固められた条件下では、土壌構造が密となっているため、Pbが資材と反応し緑鉛鉱を形成するか未知である。他方、締め固め条件下で緑鉛鉱が形成するのであれば、緑鉛鉱は細長い六角錐状の安定結晶であるため<sup>12,13)</sup>、結晶の形成、成長により土壌構造が緻密化し、固化材添加時と同様な力学強度増加があると考えられた。しかし、これらの現象は実証されておらず、緑鉛鉱の形成が土壌の力学強度にもたらす影響は評価されていない。緑鉛鉱の形成によって力学強度の増加が見込まれれば、リン資材の添加のみでPb不溶化と力学強度増加が達成できる可能性がある。本研究は、リン資材を添加したPb汚染土を最適含水比で締め固め、湿潤養生した後の一軸圧縮強度を明らかにした。加えて、一軸試験後の不溶化汚染土の緑鉛鉱態Pb量とPb溶出量を評価することで、締め固め条件におけるリン資材のPb不溶化効果と、それによる土壌の力学特性変化を明らかにした。



## 2. 実験方法

### 2.1 供試材料

本研究で使用するリン資材には、実土壌での Pb の不溶化実績が多い Hydroxapatite ( $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ ) を使用した<sup>7-10)</sup>。Hydroxapatite は、窯業から排出される廃石膏と肥料のリン酸水素二アンモニウムから合成し<sup>14)</sup>、粒径 0.425 mm 以下の風乾状態で使用した。合成したリン資材は、重量当たり 30.3%のカルシウムと 14.4%のリンを含有し、粒子密度は 2.77 g/cm<sup>3</sup>、pH は 7.24 であった。

供試土壌には市販の粒径 2 mm 以下のまさ土 (SF) を使用した。まさ土の物理性を表 1 に示した。まさ土の含水比は 1.1%、粒子密度は 2.69 g/cm<sup>3</sup> であった。まさ土の化学性を表 2 に示した。まさ土の pH は中性で、Fe や Al などの酸化鉱物元素の合計は約 5% であった。また、まさ土原物の Pb 全量、Pb 溶出量いずれも環境基準値以下 (含有量基準: 150 mg-Pb/kg, 溶出量基準: 0.01 mg-Pb/L) であった。まさ土に添加量を変えて塩化鉛を混合し、Pb 全量が 25000 mg-Pb/kg, 50000 mg-Pb/kg の汚染土を作成した。両汚染土は、添加した Pb を平衡状態とするため、飽和度 60%、室温 25°C で 2 週間静置した後、風乾させ実験に供試した。まさ土原物は、Pb 全量が 0 mg-Pb/kg の未汚染土として使用した。

### 2.2 供試体作成と一軸圧縮試験

これらの未汚染土 (0 mg-Pb/kg) と汚染土 (25000 mg-Pb/kg, 50000 mg-Pb/kg) に対し、リン資材を添加しない未処理区と重量比で 10% 添加した処理区を設け、含水比をそれぞれ締め固め試験により得られた最適含水比 (未処理区: 12.8%, 処理区: 16.3%) に調整した。突き固め (締め固めエネルギー: A 法準拠) により供試体 (直径 5 cm, 高さ 10 cm) を作成した。供試体は一つの処理区ごとに 3 反復ずつ作製し、ポリエチレン製の袋で密閉し、恒温室内 (25°C) で 0 日, 30 日, 90 日間の養生を行った。養生後の供試体を脱型し、一軸圧縮試験に供試した。

### 2.3 X線回折法による試料中の緑鉛鉱態 Pb の定量

各一軸圧縮試験後の試料は、乾燥させ、X線回折分析に供試した。各試料は 0.425 mm 以下に粉碎した後、内標準物質として 20% のアルミナを加えて、再度粉碎した。調整した試料の結晶成分を X線回折装置 (リガク UltimaIV) にて同定し、緑鉛鉱のピーク範囲 (29.8° -29.9°) とアルミナのピーク範囲 (52.4° -52.6°) の最大ピーク強度の比を算出した。緑鉛鉱/アルミナピーク最大ピーク強度比と緑鉛鉱態 Pb 量の検量線の関係式を用いて、算出した最大ピーク強度比から試料中の緑鉛鉱態 Pb 量を定量した。

### 2.4 溶出量試験

各一軸圧縮試験後の試料は、乾燥させ、溶出量試験に供試した。ポリプロピレン製遠沈管内で試料と純水を固液比 1:10 で 24 時間振とうした。振とう後の懸濁液を 5000 rpm で 5 分間遠心分離し、上澄みを 0.45 μm フィルターでろ過した。ろ液中の Pb 濃度を ICP-AES (堀場製作所 ULTEMA2) にて定量し、Pb 溶出量とした。

## 3. 実験結果

### 3.1 供試体の物理性

締め固め試験により得られた最適含水比における土壌の最大乾燥密度は未処理区で 1.94 g/cm<sup>3</sup>、処理区では 1.83 g/cm<sup>3</sup> であった。処理区における最大乾燥密度の減少は、リン資材を添加したことによる細粒分の増加によるものと考察される<sup>15)</sup>。供試体の乾燥密度は、未処理区では 1.81-1.88 g/cm<sup>3</sup>、処理区では 1.71-1.85 g/cm<sup>3</sup> で、締め固め度はいずれも 90% 以上となった。材齢 0 日と材齢 90 日の供試体間での含水比低下は、いずれも 2% 以下であった。未汚染土供試体の材齢 0 日における水分飽和度は、未処理区では 72.0%、処理区では 85.5% であり、比較的高い飽和度であったことが確認された。

### 3.2 リン資材を添加した Pb 汚染土の力学特性

図 1 に未汚染土 (0 mg-Pb/kg(a)) と汚染土 (25000 mg-Pb/kg(b), 50000 mg/kg(c)) の各供試体の一軸圧縮強度を示した。いずれの供試体でも、処理区の一軸圧縮強度は未処理区よりも高く、リン資材の混合による供試体の

表 1 供試土壌の物理性

含水比	粒子密度	最大粒径	礫分	砂分	細粒分	工学分類
(%)	(g/cm <sup>3</sup> )	(mm)	(%)	(%)	(%)	(-)
1.1	2.69	2	0	81.7	18.3	SF

表 2 供試土壌の化学性

pH	強熱減量	元素全量								溶出量
		P	Al	Fe	Mn	Mg	Ca	Na	Pb	Pb
(-)	(%)	(mg/kg)								(mg/L)
6.9	2.7	956	12700	35900	618	8220	6530	825	25	N.D.

強度増加が確認された。また、いずれの供試体の一軸圧縮強度も、材齢に伴って増加した。しかし、材齢 90 日の処理区供試体が到達した最大の一軸圧縮強度は、未汚染土では  $132 \pm 10 \text{ kN/m}^2$  であり、鉛全量が  $25000 \text{ mg-Pb/kg}$ ,  $50000 \text{ mg-Pb/kg}$  の汚染土でもそれぞれ  $139 \pm 9 \text{ kN/m}^2$ ,  $129 \pm 13 \text{ kN/m}^2$  で同程度であった。材齢 0 日の未処理区と材齢 90 日の処理区の一軸圧縮強度の差から算出される、未汚染土 ( $0 \text{ mg-Pb/kg}$ ) と汚染土 ( $25000 \text{ mg-Pb/kg}$ ,  $50000 \text{ mg/kg}$ ) の強度変化量は、それぞれ  $95 \text{ kN/m}^2$ ,  $85 \text{ kN/m}^2$ ,  $70 \text{ kN/m}^2$  であった。

図 2 には、未処理区(a), 処理区(b)の材齢 90 日供試体の応力-ひずみ関係 ( $n=3$  の代表データ) を表示した。未処理区供試体と処理区供試体の応力-ひずみ関係の比較から、応力-ひずみ曲線で描かれる部分の面積が、処理区供試体では総じて未処理区供試体よりも大きくなっていることが確認された。さらに、材齢 90 日の最大応力ひずみは、処理区供試体の方が未処理区供試体を  $0.2\text{--}0.4\%$  上回っていた。図 3 には、各供試体における一軸圧縮強度と変形係数の関係を示した。一軸圧縮強度と変形係数には比例関係が認められた。この関係式の傾きが大きいほど、材料は剛性が高く、脆性破壊を起こしやすい<sup>16)</sup>。処理区における一軸圧縮強度と変形係数の関係式の傾きは、未処理区よりも

小さい。以上より、土壌へのリン資材の混合は、供試体の一軸圧縮強度が増加することに加え、粘り強さ(靱性)の向上にも寄与することが確認された。

### 3.3 一軸圧縮試験後の緑鉛鉱態 Pb 量と Pb 溶出量

図 4 には、X 線回折分析により定量された、供試体作成前の処理区試料と一軸試験後の処理区試料中の緑鉛鉱態 Pb 量を示した。供試体作成前の処理区汚染土、すなわち乾燥状態でリン資材を混合した土壌からは緑鉛鉱態 Pb が検出されなかった。他方、一軸圧縮試験後の処理区汚染土、すなわち資材を添加し湿潤状態で一度攪拌が行われた土壌からはいずれも緑鉛鉱態 Pb が検出された。材齢 0 日の供試体では、 $25000 \text{ mg/kg}$  の汚染土で  $3300 \text{ mg-Pb/kg}$ ,  $50000 \text{ mg-Pb/kg}$  の汚染土で  $6800 \text{ mg-Pb/kg}$  の緑鉛鉱態 Pb が定量された。材齢 0 日の処理区汚染土における緑鉛鉱態 Pb 量の Pb 全量に対する割合は、 $13.2\text{--}13.6\%$  であった。この結果から、湿潤状態での土壌攪拌により、リン資材と土壌の Pb が反応し、緑鉛鉱が形成したことが確認された。また、材齢 30 日の供試体における緑鉛鉱態 Pb 量は材齢 0 日を上回り、材齢 90 日の供試体ではこれよりも多い、 $25000 \text{ mg/kg}$  の汚染土で  $5800 \text{ mg-Pb/kg}$ ,  $50000 \text{ mg-Pb/kg}$  の汚染土で  $10900 \text{ mg-Pb/kg}$  の緑鉛鉱態 Pb 量が定量された。材齢 90 日の処理区汚染土における緑鉛鉱態 Pb 量の Pb 全量に対

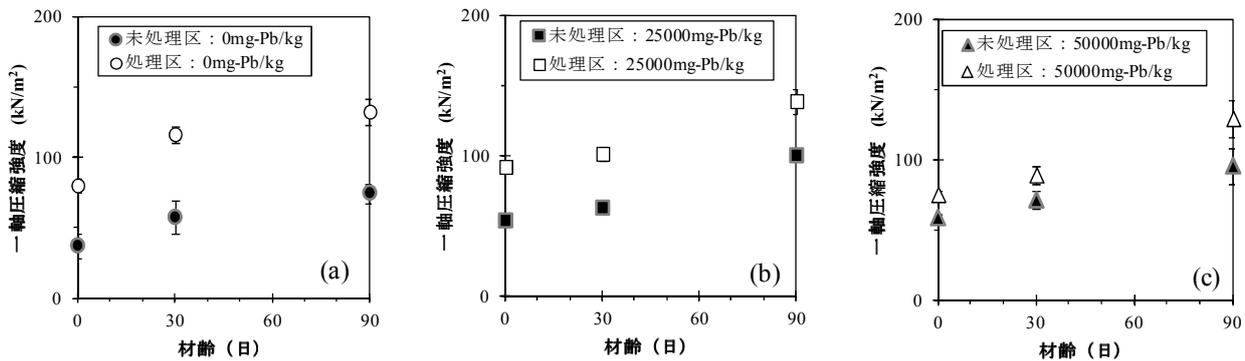


図 1 未汚染土 ( $0 \text{ mg-Pb/kg}$ (a)) と汚染土 ( $25000 \text{ mg-Pb/kg}$ (b),  $50000 \text{ mg-Pb/kg}$ (c)) の供試体の一軸圧縮強度

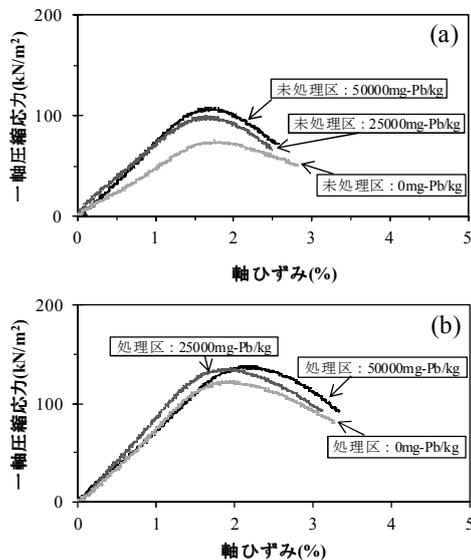


図 2 未処理区(a)と処理区(b)の材齢 90 日供試体の応力-ひずみ関係

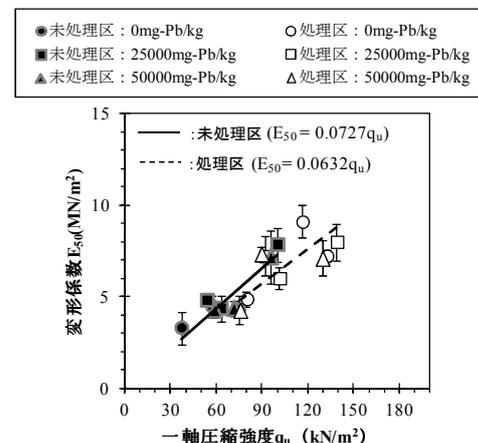


図 3 各供試体における一軸圧縮強度と変形係数の関係

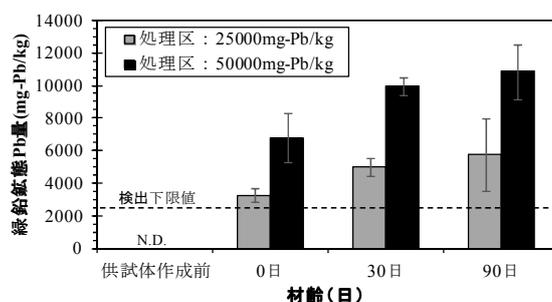


図4 処理区供試体中の緑鉛鉱態 Pb 量 (N.D.は検出限界値以下を示す.)

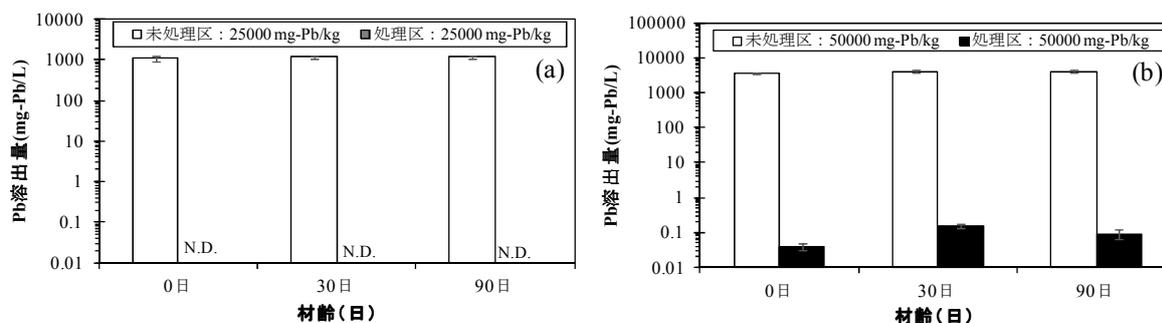


図5 一軸圧縮試験後の汚染土供試体 (25000 mg-Pb/kg(a), 50000 mg-Pb/kg(b)) の Pb 溶出量 (N.D.は検出限界値以下を示す.)

する割合は、21.8–23.2%であった。材齢 30 日、90 日の汚染土処理区供試体の緑鉛鉱態 Pb 量が材齢 0 日よりも増加していることから、締め固められた土壤構造中（締め固め度 90%以上、飽和度 80%以上）でも緑鉛鉱が形成、成長することが確認された。

図 5 には、一軸圧縮試験後の汚染土 (25000 mg-Pb/kg(a), 50000 mg-Pb/kg(b)) の Pb 溶出量を示した。未処理区、処理区における Pb 溶出量は、いずれも材齢による違いはなく評価され、未処理区の 25000 mg-Pb/kg の汚染土では平均 1110–1170 mg-Pb/L、50000 mg-Pb/kg の汚染土では 3550–4110 mg-Pb/L の Pb 溶出が確認された。未処理区の汚染土の溶出時の pH は、4.0–4.5 の酸性域であった。これは、添加した塩化鉛に由来する。汚染土の Pb 溶出量はいずれも、溶出量基準値を大きく上回っていたが、25000mg-Pb/kg の汚染土処理区では環境基準値以下の Pb 溶出量となり、50000 mg-Pb/kg の汚染土処理区土壤でも、環境基準値の 10 倍程度まで Pb 溶出量が抑制された。以上の結果から、リン資材が 10%添加された Pb 汚染土では、極高濃度の Pb 汚染も、不溶化可能であることが確認された。処理区汚染土の溶出時 pH は、6.3–6.8 で中性域であった。リン資材そのものの pH は中性であり、リン資材の溶解と緑鉛鉱の形成反応には、間隙中の水素イオンが消費される (式(1), 式(2))。これにより、Pb 汚染土が中性化されたと考察される。

#### 4. 考察

##### 4.1 締め固め条件におけるリン資材の Pb 不溶化効果

本研究の結果より、リン資材が添加された鉛汚染土では、湿潤状態での土壤攪拌により土壤中 Pb の 13%程度が緑鉛鉱に変換されることが確認された。この結果は、移動性の高い Pb は、不溶化処理を行う際の資材混合のみで不溶化

されることを示している。また、締め固められ供試体となったリン資材添加 Pb 汚染土でも、材齢が延びるほど緑鉛鉱態 Pb 量が増加することが確認された。したがって、力学強度が要求され、締め固められた不溶化土壤においても、リン資材と Pb は間隙中で反応し、緑鉛鉱を形成することが明らかとなった。締め固め条件では、土壤構造が密となるため、水分飽和度 (80%) は比較的高い値となった。飽和度が高いほど、土粒子と間隙水の接触面積は広く、また、間隙水同士の経路もつながりやすい。このため、締め固め条件下でも土壤表面の可溶性の Pb は溶解し、分散する中で資材と接触、反応したと考えられる。しかしながら、材齢 90 日の 50000 mg-Pb/kg 汚染土では、供試体中の緑鉛鉱態 Pb 量が Pb 全量の 20%程度であり、未反応の Pb が残存していることが確認された。この緑鉛鉱態 Pb の割合は、不飽和水分移動が再現されたリン資材不溶化 Pb 汚染土での既往研究の値よりも低かった<sup>11)</sup>。添加したリン資材のリン量と緑鉛鉱態 Pb 量から逆算される、リン資材の溶解量は 7%未満であり、土壤中のリン資材もほとんどが未溶解であったことが推察される。本試験は密閉条件で養生が行われたことに加え、締め固め条件下では間隙の減少により透水性が低下する。そのため、供試体中では水分移動がほとんど生じず、間隙水中に溶解した Pb は移流されず、資材と接触、反応する機会が少なかったと考えられる。

汚染土処理区では、緑鉛鉱態 Pb に変換されていない Pb が存在するにもかかわらず、ほとんどの Pb 溶出が抑制された。また、材齢ごとに緑鉛鉱態 Pb 量は異なっていたが、抑制された Pb 溶出量はいずれの材齢においても同程度であった。これは、溶出試験の振とう操作により、間隙中で未溶解だった Pb が溶解し、未反応のリン資材と接触、反応したためと考察される。すなわち、締め固め条件下で土壤に未溶解で残存していた Pb が、水分移動により溶解し、

移流したとしても、未反応の資材と接触することでその都度、緑鉛鉱へと変換されることを意味する。

#### 4.2 リン資材による不溶化 Pb 汚染土壌の力学特性変化

一軸圧縮試験の結果から、土壌へのリン資材添加により、土壌の圧縮強度と靱性が向上することが確認された。また、リン資材を添加した供試体の一軸圧縮強度は、材齢を経るごとに増加することが明らかとなった。以上の結果は、Pb 汚染土へリン資材を混合することによって、土壌の力学強度増加と Pb の不溶化が両立できることを示している。リン資材添加による一軸圧縮強度の増加は、最大でも 70–95 kN/m<sup>2</sup>であった (図 1)。豊浦砂へのリン資材 (リン酸カルシウム) の 10% 混合では材齢 28 日において 40 kN/m<sup>2</sup> 程度の一軸圧縮強度増加が確認されている<sup>17)</sup>。リン資材の添加では土壌 pH が中性に保たれる。すなわち、セメント系や石灰系の固化材と異なり、強アルカリ条件に Pb 汚染土を曝されることなく、土壌力学強度の改良を図ることが可能である。まさ土への石灰+石膏固化材の 10% 混合では、材齢数日で 200 kN/m<sup>2</sup> 程度の一軸圧縮強度が確認されている<sup>16)</sup>。したがって、本リン資材による一軸圧縮試験の増加量は、他研究で報告されたリン資材と同程度で、石灰系固化材よりも少ないことが推察される。そのため、Pb 汚染土壌の力学強度を大きく改良する必要がある場合は、改良効果の高い石灰系やセメント系固化材の添加が不可欠となる。しかし、Pb 汚染土壌への固化材単用では、高アルカリ化により Pb の溶出リスクが高まるだけでなく<sup>2)</sup>、易溶性の Pb により固化材の水和反応が阻害され、力学強度の改良効果が低下することが明らかとなっている<sup>18)</sup>。本研究により、リン資材の湿潤混和だけでも易溶性 Pb が緑鉛鉱となることが確認されたため、Pb 汚染土に高い力学強度が要求される場合は、リン資材を混和し Pb と反応させた後、固化材を添加することで Pb 不溶化と力学強度の改善が両立できると考えられる。

リン資材の添加は、汚染の有無に関わらず、供試体の乾燥密度、飽和度などの物理特性を変化させ、未汚染土 (0 mg-Pb/kg) においても一軸圧縮強度と靱性を増加させた。また、土壌中でリン資材はほとんど未溶解だったことから、リン資材添加による力学強度の増加に寄与した要因には、リン資材粒子が加わったことによる粒径組成の変化が大きかったと考察される。本研究では、水分条件が一定で乾湿や水分移動の再現はなかったため、緑鉛鉱態 Pb 量は、最大でも 20% 程度であり、他研究と比べ低位であった。そのため、緑鉛鉱形成による土壌の力学強度の増加は確認されなかった。しかし、締め固め条件でも緑鉛鉱結晶が成長すること、力学強度への影響にはリン資材粒子の存在が大きいたことが明らかとなった。したがって、水分条件を変え緑鉛鉱の形成を促進することや、溶解性の高いリン資材を用いリン資材粒子の影響を最小限とすることにより、緑鉛鉱形成による力学強度の変化を明らかにすることができると考えられた。

## 5. まとめ

本研究は、リン資材を添加した Pb 汚染土供試体の、Pb 安定鉱物 (緑鉛鉱) の量と Pb 溶出量、一軸圧縮強度を明らかにした。土壌への 10% のリン資材添加により、汚染の程度に関わらず供試体の一軸圧縮強度と靱性が一定量増加することが確認された。土壌が汚染土である場合、湿潤状態での資材混合によって 13% の Pb が、緑鉛鉱に変化することが明らかとなった。加えて、締め固められ密な土壌構造下でも、30 日以上養生により Pb とリン資材が反応し、最大 23% の Pb が緑鉛鉱へと変換されることが示された。緑鉛鉱形成量にかかわらず溶出試験では、基準値レベルまで Pb 溶出量が抑制されることが確認された。

以上の結果は、Pb 汚染土へのリン資材添加によって、Pb の不溶化と力学強度増加が両立できることを示唆する。力学強度増加のメカニズムは、粒径組成の変化によるものが大きかったと考えられるが、今後さらに検討が必要である。

謝辞：研究を遂行するに当たり、ICP-AES、マイクロ波加熱分解システムを岐阜大学生命科学総合研究支援センター機器分析分野より、使用させて頂いた。また、X 線回折装置、一軸圧縮試験機を使用させて頂いた同大学工学部大矢豊教授、沢田和秀教授に感謝いたします。

### 参考文献

- 1) 乾徹, 大山将, 三浦俊彦: 地盤改良技術に関する最新動向 1. 掘削物の有効利用と自然由来の重金属, 材料, Vol. 62, pp. 224–230, 2013
- 2) 山田哲司, 大山将, 嘉門雅史: 重金属類汚染土壌のセメントによる固化・不溶化処理について, 土と基礎, Vol. 50, pp. 10–12, 2002
- 3) Mavropous, E., Rossi, A., M., Costa, A., M., Perez, C., A., C., Moreira, J., C. and Saldanha, M.: Studies on the mechanisms of lead immobilization by hydroxyapatite, Environmental Science and Technology, Vol. 36, pp. 1625–1629, 2002
- 4) Cao, X., Ma, L., Q., Rhue, D., R. and Appel, C., S.: Mechanisms of lead, copper, and zinc retention by phosphate rock, Environmental Pollution, Vol. 131, pp. 435–444, 2004
- 5) Scheckel, K., G. and Ryan, J., A.: Effects of aging and pH on dissolution kinetics and stability of chloropyromorphite, Environmental Science and Technology, Vol. 36, pp. 2198–2204, 2002
- 6) 趙宰佑, 井奥洪二, 後藤誠: Pb<sup>2+</sup> のポルトランドセメントによる固化, 鉛水酸アパタイトを用いた方法, Journal of the Ceramic Society of Japan, Vol. 105, pp. 650–654, 1997
- 7) Chen, M., Ma, L., Q., Singh, S., P., Cao R., X. and Melamed, R.: Field demonstration of in situ

- immobilization of soil Pb using P amendments, *Advances in Environmental Research*, Vol. 8, pp. 93–102, 2003
- 8) Scheckel, K., G., Ryan, J., A., Allen, D. and Lescano, N., V.: Determining speciation of Pb in phosphate-amended soils: Method limitations, *Science of The Total Environment*, Vol. 350, pp. 261–272, 2005
  - 9) Qian, G., Chen, W., Lim, T., T. and Chui, P.: In-situ stabilization of Pb, Zn, Cu, Cd and Ni in the multi-contaminated sediments with ferrihydrite and apatite composite additives, *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 170, pp. 1093–1100, 2009
  - 10) He, M., Shi, H., Zhao, X., Yu, Y. and Qu, B.: Immobilization of Pb and Cd in Contaminated Soil Using Nano-Crystallite Hydroxyapatite, *Procedia Environmental Sciences*, Vol. 18, pp. 657–665, 2013
  - 11) 小川翔平, 加藤雅彦, 佐藤健: 非破壊分析の適用による土壌中の重金属移動と不溶化メカニズムの解明, 第26回中部地盤工学シンポジウム論文集, pp.103–108, 2014
  - 12) Masaoka, M., Kyono, A., Hatta, T. and Kimata, M.: Single crystal growth of  $Pb_5(P_xAs_{1-x}O_4)_3Cl$  solid solution with apatite type structure, *Journal of Crystal Growth*, Vol. 292, pp. 129–135, 2006
  - 13) Manecki, M., Bogucka, A., Bajda, T. and Borkiewicz, O.: Decrease of Pb bioavailability in soils by addition of phosphate ions, *Environmental Chemistry Letters*, Vol. 3, pp. 178–181, 2006
  - 14) Ogawa, S., Katoh, M. and Sato, T.: Contribution of Hydroxyapatite and Ferrihydrite in Combined Applications for the Removal of Lead and Antimony from Aqueous Solutions, *Water, Air and Soil Pollution*, Vol. 225, pp. 2023–2034, 2014
  - 15) 佐藤正行, 小田匡寛, 風間秀彦, 小瀬木克己: 細粒分が埋立地盤の液状化特性に及ぼす影響に関する基礎的研究, *土木学会論文集*, Vol. 1997 pp. 271-282, 1997
  - 16) 重松宏明, 西澤誠, 藪下諒二, 吉村康平, 田中均, 辻要: 廃石膏ボード由来の半水石膏を混合した石灰安定処理土の強度発現特性, *土木学会論文集 C (地圏工学)*, Vol. 69, pp. 272–284, 2013
  - 17) 秋山克, 川崎了: リン酸カルシウム化合物によって固化した砂供試体の一軸圧縮強さに及ぼす各種粉末添加の影響, *地盤工学ジャーナル*, No.7, pp. 491-501, 2012
  - 18) Du, Y. J., Jiang, N. J., Liu, S.Y., Jin, F., Singh, D.N. and Pulppara, A. J.: Engineering properties and microstructural characteristics of cement solidified zinc-contaminated kaolin clay, *Canadian Geotechnical Journal*, Vol. 51, pp. 289–302, 2014