

中国におけるコンクリート廃棄物及び
セメント微粉末を利用した塩類土壌改良評価

Evaluation of Salt-affected Soil Amelioration by Using Waste
Concrete and Cement Fine Powder in China

酒井 裕司^{1)*}, 王 昶²⁾
Yuji Sakai^{1)*} and Chang Wang²⁾

Abstract

Salt-affected soils are widespread in countries with arid and semiarid regions, and a decrease in agricultural production due to excessive salts is a very serious problem. In China, we have performed a salt-affected soil amelioration with flue gas desulfurization gypsum (FGDG) since 1996. Otherwise, the accelerating urbanization has led to a large number of demolitions of infrastructures in China. Therefore, the need for the recycling and reuse of not only FGDG but also waste concrete (WC) is a pressing issue. In this study, changes in physicochemical properties in the salt-affected soil amelioration with FGDG, cement fine powder (CFP), and waste concrete particles (WCP) were reported. Two high ESP soils in Yinchuan, China were used in the soil amelioration test. The pH and EC values in CFP and WCPs took a higher value than FGDG, and the order of Ca concentration was FGDG > WCP > CFP. In the soil amelioration tests using CFP and WCPs, salt-affected soil decreased drastically in EC and ESP. Moreover, the CFP and WCPs in different particle diameters based on the 1.0 wt% application rate of FGDG were added to the soil. Soil chemical properties before and after mixing with soil amendments were measured, and their properties were evaluated after 3 weeks and 6 weeks. Consequently, soil EC and ESP decreased drastically in all application tests, but soil pH in CFP and WCPs took a high value. And pH, EC, and ESP after 6 weeks took almost the same value immediately after amelioration. WCPs smaller than 2.0 mm could ameliorate a high ESP soil at a lower application rate compared to larger WCPs. In addition, the increase in hydraulic conductivity due to waste concrete application could be confirmed. These results indicated the effectiveness of waste concrete as salt-affected soil amendments.

¹ 工学院大学先進工学部環境化学科 School of Advanced Engineering, Department of Environmental Chemistry and Chemical Engineering, Kogakuin University

² 天津科技大学海洋環境学院
College of Marine Science and Engineering, Tianjin University of Science & Technology

I. 緒言

土壌塩類化は、世界の耕作地域のおよそ4分の1以上に影響を受けており、特に、乾燥地及び半乾燥地では特に影響が拡大し続けている (Qadir et al., 2000)。本稿にて研究対象としている中国では、このような塩類化した土壌の拡大は深刻化しており、例えば、北部、北東部の乾燥地域と半乾燥地域、及び東岸の沿岸地域で約34万 km²と報告され、耕作地の約4分の1に相当する地域で農業生産などに被害を及ぼしている (Wang et al., 2021)。このような塩類集積土壌の約60%は土壌コロイド表面に過剰なナトリウムイオンを含有しており (Qadir and Schubert, 2002)、このような土壌は塩類土壌として分類される。塩類土壌では、土壌中に高濃度に存在するナトリウムイオンが、土壌の化学性と物理性に悪影響を及ぼしている。そのため、改良に際しては土壌中のナトリウム濃度が指標となる。土壌の化学性での指標としては、土壌pH、電気伝導度 (EC)、ESP (交換性ナトリウム率: Exchangeable Sodium Percentage) が、土壌物理性の指標としては透水性などが用いられる (酒井, 2015)。塩類土壌では、灌漑水や地下水に含まれた多量のナトリウムイオンが粘土粒子などの土壌コロイド表面に吸着し、分散した結果、団粒化した粒子構造を形成できなくなる。さらに乾燥地域では水分供給が少ないため塩類集積が促進されるため、ナトリック土層と呼ばれる緻密な硬い層を形成して、通気性、透水性は著しく低下して土壌の物理性も悪化し、水分などによる除塩も困難な状態になる。さらに、多量のナトリウム化合物により土壌塩分濃度が高く、特に、炭酸ナトリウムなどによる土壌pH上昇なども作物生育を阻害する要因である。

このような塩類土壌を改良する方法として、例えば、物理的な改良手法としては、地下水位を低下させる適切な排水システムの導入は効果的で、その他にも、地表面排水や暗渠排水、または土壌表面上に集積した塩類を物理的に排除する方法や大量の水にてリーチングさせる方法などもある。しかし、このような手法は、コストや資源的な面で問題となるケースも多く、一般的には化学的手法を用いることが多い。そのような化学的な手法に利用される改良剤として代表的なものに、例えば、石膏がある。石膏中に含有しているカルシウム化合物からのカルシウムイオンが、土壌コロイド表面のナトリウムイオンと交換反応することが、主な改良メカニズムとなる。その結果、土壌粒子の分散と乾燥により生じていたナトリック土層において、ナトリウムを中心とした塩類のリーチングが進行し、土壌化学性の指標である土壌pH、EC、ESPは低下し、さらに、土壌表面のナトリック土層への亀裂が生じることで透水性や通気性が回復し、植生も回復することにより、さらに土壌粒子の団粒構造が復活し改良されることになる (酒井, 2012)。このような土壌改良剤としては、主に天然石膏と工業プロセスなどの副産物として得られた石膏であり、リン酸石膏、石膏ボード、脱硫石膏などが挙げられる (酒井, 2015)。

著者らは、中国において、塩類土壌の改良だけでなく、大気汚染防止技術の導入も背景に、1995年から研究を開始し、中国東北部の遼寧省瀋陽市郊外において、1996年から開始した塩類土壌での改良試験で初の改良成果を公表した (Sakai et al., 2002, Sakai et al., 2004)。その後、共同研究者である中国清華大学の共同研究者らにより、上記以外の地域として、吉林省、内モンゴル自治区、寧夏回族自治区、新疆ウイグル自治区、甘肅省などで合わせて26箇所以上の場所にて改良試験を実施し拡大している (Zhao et al., 2022)。また、筆者らは、廃石膏ボードからの石膏による塩類土壌改良の成果についても報告している (Sakai et al., 2011)。このような農業利用や土壌改良以外、再利用方法としては、建材ボードやセメント原料が主流であり、最近は、中国においても、脱硫石膏の再利用率は約71.3%と高まってきている (MEE, 2019)。

また中国では、近年の急速な都市化などに伴い、建築廃棄物が急増している。2013年におけ

る建築廃棄物の発生量は約10億トン (NDRC, 2014)、他の報告書 (CSATICWRI, 2014) では、15億トンから24億トンで、再利用率は5%以下と報告されている。中国での建築廃棄物は、都市の固体廃棄物の30~40%を占めており、そのうちコンクリート廃棄物は約半分を占めている (Zheng et al., 2017)。中国以外での事例であるが、これらのコンクリート廃棄物を粉砕後に路盤材に利用 (Singh et al., 2017)、植物へのカルシウムやケイ酸塩のような栄養素の供給として利用されるような例 (Yun et al., 2020) も報告されてきている。しかし、コンクリート廃棄物やセメント微粉末の塩類土壌への適用を報告した事例はほとんど無い。

そこで、本稿では、今後の中国における建築廃棄物の有効利用方法の提案として、コンクリート廃棄物とセメント微粉末の塩類土壌改良剤としての有効性を土壌化学性及び土壌物理性の視点から評価した結果を既報 (Sakai et al., 2018, Sakai et al., 2022) に基づいて解説する。

II. 実験方法

1 コンクリート廃棄物及びセメント微粉末の特性評価

各種土壌改良剤 (セメント微粉末 (A)、廃コンクリート (B) (粒径: 0.3-1.2 mm)、廃コンクリート (C) (粒径: 2.36 mm以下)、廃コンクリート (D) (粒径: 4.75 mm以下)、脱硫酸石膏 (湿式) (E)) (表1) の水溶液 (改良剤:水=1:10 (重量比)) を作製し、6時間後まで1時間振とう (180 rpm) 毎にpH、EC、水溶性イオン (Ca, Na, K, Mg) 濃度を測定した。なお、pH、ECは、pH、ECメーター (HORIBA, F-55) で、各種イオン濃度はICP-AES (SPS3500UV, SII) にて測定した。

2 塩類土壌改良評価

改良対象とする塩類土壌は、中国寧夏回族自治区銀川市郊外で採取し、SS 1とした。化学性の値 (平均値) は、pH=10.2、EC=2.5 dS/m、ESP (交換性ナトリウム率) =53.0%である (表2)。各種改良剤 (セメント微粉末 (A)、廃コンクリート (B) (粒径: 0.3-1.2 mm)、廃コンクリート (C) (粒径: 2.36 mm以下)、廃コンクリート (D) (粒径: 4.75 mm以下)、脱硫酸石膏 (湿式) (E)) (表1) を、脱硫酸石膏 (E) の施用量0.5 wt%基準で、交換性カルシウム含有量から各々算出された施用量 (A: 2.0 wt%、B: 4.6 wt%、C, D: 0.6 wt%) にて施用した改良後土壌のpH、EC、水溶性・交換性イオン (Ca, Na, K, Mg) 濃度 (土壌:水=1:5 (重量比)) を測定した。なお、土壌改良試験の振とう条件は、180 rpm、4時間とした。

3 高塩類土壌での施用量及び改良継続性評価

2と同地域の塩類土壌 (SS 2) (表2) もSS 1とあわせて検討した。化学性の値 (平均値) は、pH=10.1、EC=2.6 dS/m、ESP=66.9%であった (表2)。これらの測定値から、SS 2の方がSS 1よりもESP値が高いため、高塩類集積した土壌とした。2でのSS 1土壌とあわせて、施用量と施用後の継続性について評価した。SS 1へのコンクリート廃棄物F、Gの施用量は、それぞれ、0.33 wt%、0.67 wt%、SS 2へは、それぞれ、1.0 wt%、2.0 wt%とした。2での改良試験同様、施用した改良後土壌のpH、EC、水溶性・交換性イオン (Ca, Na, K, Mg) 濃度 (土壌:水=1:5 (重量比)) を測定した。なお、土壌改良試験の振とう条件は、180 rpm、4時間とした。さらに、改良剤の継続性評価のため、3週間後、6週間後の改良土壌におけるpH、EC、ESPを測定した。

4 透水性評価

改良剤施用による飽和透水係数変化を、脱硫酸石膏(湿式)(E)、廃コンクリート(F)(粒径: 0.2-0.6 mm)及び廃コンクリート(G)(粒径: 2.0-4.75 mm)(表1)を施用量0.5 wt%、1.0 wt%として円筒サンプラー(100 mL 定積試料容器)を使用して、変水頭法にて測定した(中野ら, 1995)。

表1 各種土壌改良剤の種類

記号	種類
A	セメント微粉末
B	コンクリート廃棄物(粒径: 0.3-1.2 mm)
C	コンクリート廃棄物(粒径: 2.36 mm以下)
D	コンクリート廃棄物(粒径: 4.75 mm以下)
E	脱硫酸石膏(湿式)
F	コンクリート廃棄物(粒径: 0.2-0.6 mm)
G	コンクリート廃棄物(粒径: 2.0-4.75 mm)

A:コンクリート廃材から骨材を再生した際に発生した微粉末(粒径: $\leq 200\mu\text{m}$), B: 産業廃棄物の中間処理時に発生したコンクリート廃棄物(粒径: $\leq 5\text{ mm}$)から粒径選択(0.3-1.2 mm), D: Bより大粒径のBとは異なるコンクリート廃棄物, C, F, G: Dを粒径別に分類, E: 湿式石灰石膏法(粒径(平均): $72.3\mu\text{m}$)

表2 塩類土壌(SS1, SS2)の改良前の化学性

測定項目	SS 1	SS 2
pH [-]	10.2 \pm 0.1	10.1 \pm 0.0
EC [dS/m]	2.5 \pm 0.2	2.6 \pm 0.0
CEC [cmol/kg]	7.1 \pm 0.4	7.3 \pm 0.3
ESP [%]	53.0 \pm 5.7	66.9 \pm 1.8

III. 結果と考察

1 コンクリート廃棄物及びセメント微粉末における溶出特性評価

コンクリート廃棄物及びセメント微粉末の塩類土壌改良剤としての化学特性を評価するため、1時間後から6時間後まで1時間ごとに経過時間に伴う各種特性(pH、EC、Na濃度、Ca濃度)の変化について評価した(図1~4)。

各溶出液のpH値は、脱硫酸石膏(E)は7付近の値を示したが、セメント微粉末(A)、各種コンクリート廃棄物(B~D)はすべて脱硫酸石膏(E)より高い値を示し、それらのpH値は約11~12.6であった(図1)。セメント微粉末(A)よりもコンクリート廃棄物で、BよりもC及びDにて高いpHを示し、CとDでの大粒径まで含む方が、高い値を示した。また、経過時間に伴う変化は、すべての改良剤にてほぼ一定値を示した(図1)。

次に、各溶出液のEC値は、コンクリート廃棄物(C)及びコンクリート廃棄物(D)にて溶出試

験後から上昇する傾向が確認され、経過4時間後からはほぼ一定値を示すように推移した(図2)。その他、セメント微粉末(A)は、脱硫酸石膏(E)と同程度で約2付近の値を示し、コンクリート廃棄物(B)はそれらよりも低い値(約0.6)を示した(図2)。

続いて、それら溶出液中において、土壌改良に影響や効果をもたらすナトリウムとカルシウムの濃度についてそれぞれ検討した(図3, 4)。ナトリウム溶出量の変化では、脱硫酸石膏(E)がほぼすべての経過時間にて最も低濃度(約12~16 ppm)であり、セメント微粉末(A)が最も高濃度(約34~49 ppm)であった。コンクリート廃棄物では、Bの方が、C、Dに比べて低濃度であった(図3)。次に、カルシウム溶出量については、脱硫酸石膏(E)が最も高い値(約670 ppm)を示し、コンクリート廃棄物(B)が最も低い値(約70-90 ppm)であった(図4)。セメント微粉末(A)については、コンクリート廃棄物(B)より少し高い値を示したが、それほど高濃度のカルシウム溶出を確認することはできなかった。それらのA、Bに比べて、コンクリート廃棄物CとDでは、高濃度の溶出を確認できた(図4)。また、溶出量は両者とも、3時間以降にて、ほぼ一定値を取るような傾向が得られた(図4)。

以上より、塩類土壌改良剤として効果が確認できている脱硫酸石膏(E)と比較して、コンクリート廃棄物及びセメント微粉末では、高いpHを示しており、pH矯正効果を期待することは難しいが、土壌改良に有効なカルシウムの溶出量が、塩類化に影響をもたらすナトリウムよりも高濃度に溶出することから、特にカルシウム溶出量の多い、コンクリート廃棄物CとDについては、改良の効果が期待される。また、これら改良剤の経過時間に伴う化学性の溶出挙動から、土壌改良試験では4時間後の化学性を評価することにした。

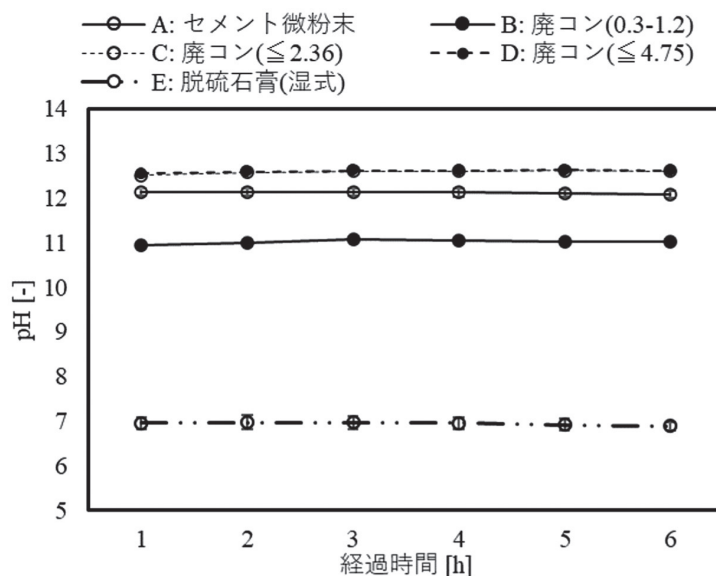


図1 各種改良剤の経過時間に伴う pH 変化

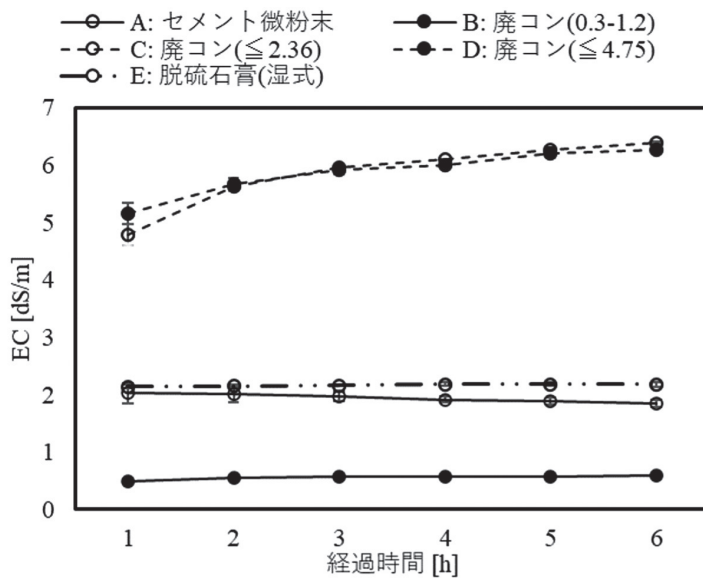


図2 各種改良剤の経過時間に伴う EC 変化

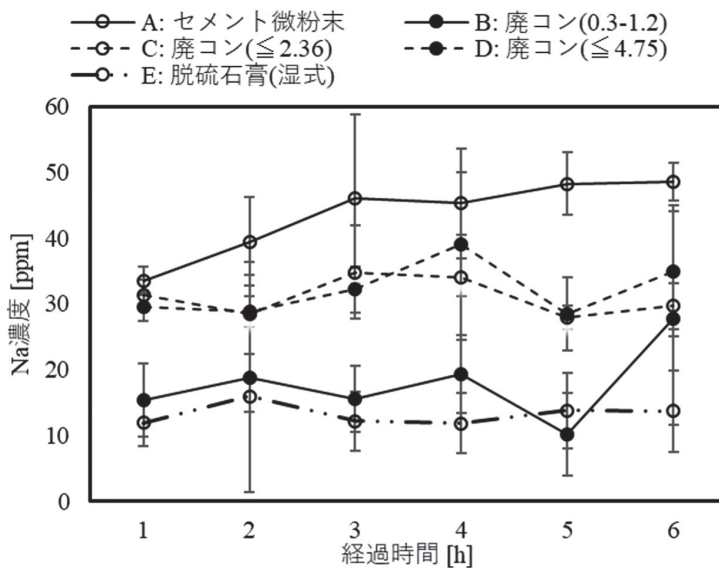


図3 各種改良剤の経過時間に伴う Na 濃度変化

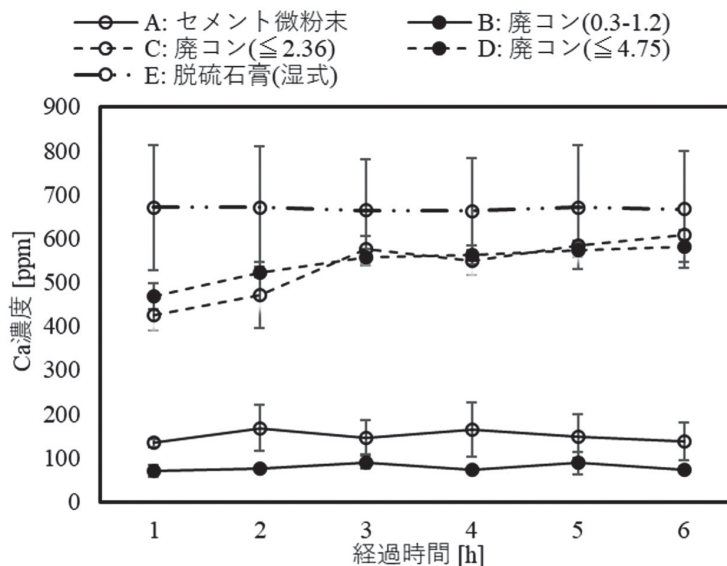


図4 各種改良剤の経過時間に伴うCa濃度変化

2 塩類土壌改良における化学性評価

各種土壌改良剤 (A~E) の溶出挙動評価での結果から、脱硫酸石膏 (E) での施用量 0.5 wt% と同程度のカルシウム溶出量となるように、それぞれ、施用量を、セメント微粉末 (A) では 2.0 wt%、コンクリート廃棄物 (B) では 4.6 wt%、コンクリート廃棄物 (C) とコンクリート廃棄物 (D) では 0.6 wt% とした。また、試験結果の対照試験として、施用無しの結果も検討した。

土壌 pH では、セメント微粉末 (A) では、施用しなかった場合よりも高い pH を示し、コンクリート廃棄物 3 種 (B, C, D) とも施用無しの場合とほぼ変わらず、pH 矯正効果は確認できなかった。脱硫酸石膏 (E) においては、pH 矯正の効果を確認することができた (図 5)。次に、土壌 EC では、施用無しに比べて、すべての改良剤 (A~E) で大幅な EC 低下の効果を確認できた (図 6)。さらに、改良後土壌の交換性ナトリウム濃度、ESP においても、すべての改良剤 (A~E) で施用無しの対照試験と比較しても、大幅な低下を確認することができた (図 7)。EC、ESP ともに脱硫酸石膏と比較して、どちらも高い値を示しており、同等の改良効果を認めることはできなかったが、コンクリート廃棄物 C では、ESP 値も約 9.9% と、脱硫酸石膏 (E) での約 7.7% と比較すると高いものの、高い改良効果を示した (図 8)。また、改良後土壌の ESP 値では、セメント微粉末 (A)、コンクリート廃棄物 (D) では、約 11~12% の値をとり、改良基準である 15% 以下の値を示した (図 8)。また、コンクリート廃棄物 C の方が、コンクリート廃棄物 (D) よりも改良効果を確認できたことから、小粒径の方が土壌改良効果が高い傾向を確認できた。

以上より、コンクリート廃棄物、セメント微粉末において、脱硫酸石膏よりは土壌化学性における指標である pH では矯正効果を確認することはできなかったが、EC 及び ESP では、土壌改良効果を確認することができ、カルシウム溶出量の多いコンクリート廃棄物で、さらに小粒径の方が、改良効果が高いことがわかった。

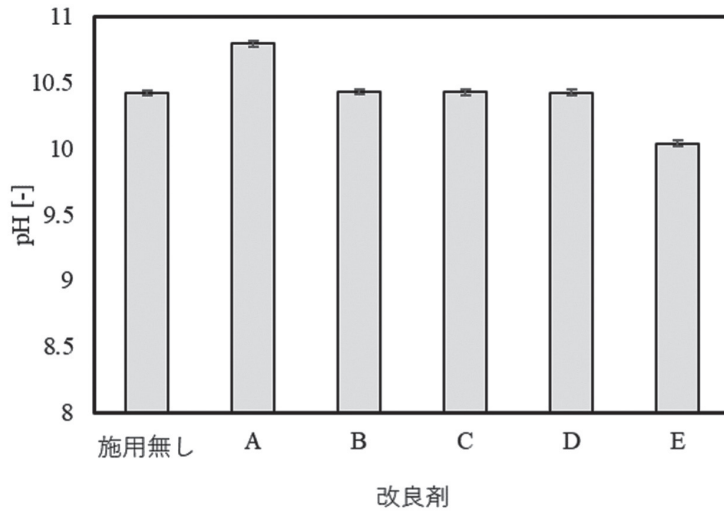


図5 各種改良剤施用による改良後土壌のpH度変化

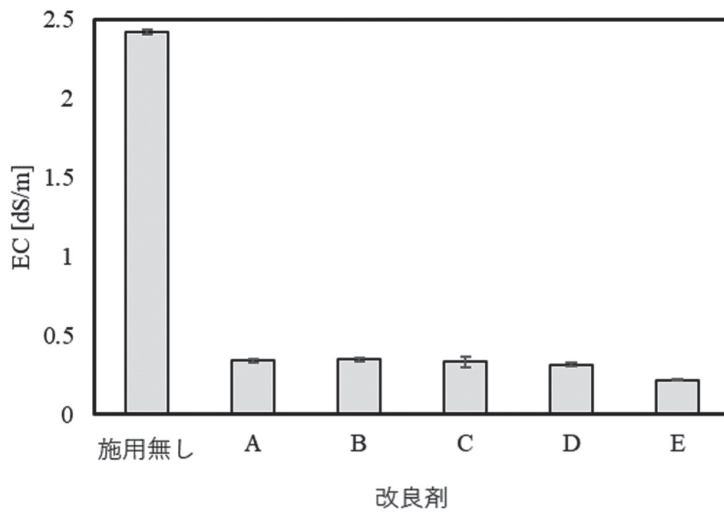


図6 各種改良剤施用による改良後土壌のEC変化

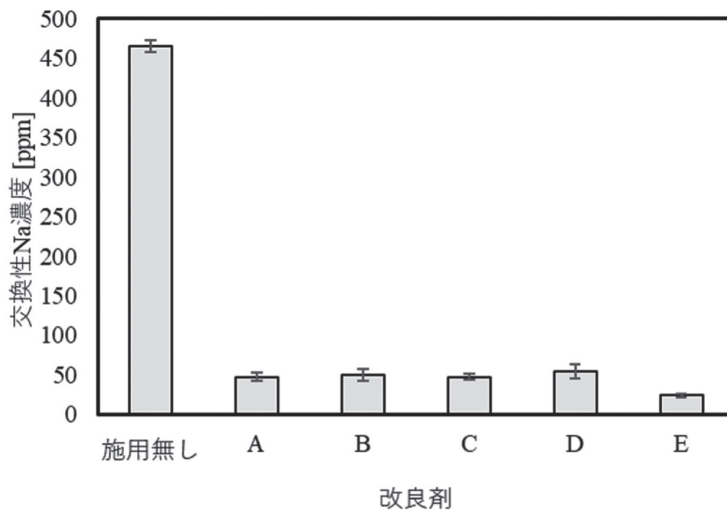


図7 各種改良剤施用による改良後土壌の交換性Na変化

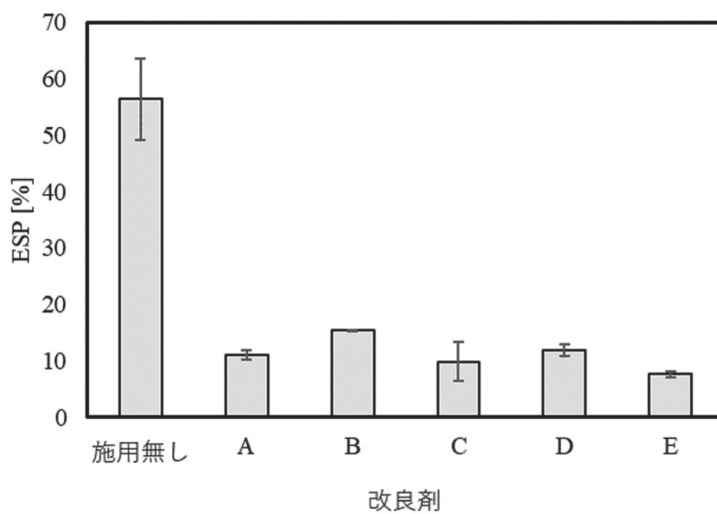


図8 各種改良剤施用による改良後土壌のESP変化

3 高塩類土壌での施用量及び改良継続性評価

塩類土壌2種 (SS 1、SS 2) (表2) において、脱硫石膏 (E)、コンクリート廃棄物 (F)、コンクリート廃棄物 (G) を、SS 1に、0.33 wt%、0.67 wt%、SS 2に、1.0 wt%、2.0 wt% 施用した改良後土壌の化学性を評価した。

まず改良後の土壌 pH では、脱硫石膏では、SS 1、SS 2ともに、施用量増加に伴い、pH 低下の傾向が確認された (図9)。SS 2においては、2.0 wt% 施用時には、約8.0まで低下するほど改良効果を確認することができた (図9)。しかし、コンクリート廃棄物 F、Gともに、施用無しと比較しても、若干の pH 上昇が確認され、施用量増加に伴う、顕著な傾向を確認することはできなかった (図9)。

次に、ECにおいては、脱硫石膏 E、コンクリート廃棄物 F、Gともに、施用無しと比較して、施用に伴う大幅な EC 低下を確認することができた (図10)。また、コンクリート廃棄物においては、施用量増加に伴う、EC 低下の傾向が確認され、脱硫石膏施用時と比較しても同程度まで低下していることも確認できた (図10)。

そして、ESPでは、EC同様、脱硫石膏 E、コンクリート廃棄物 F、Gともに、施用無しと比較して、施用に伴う大幅な ESP 低下を確認することができた (図11)。ただし、脱硫石膏では、SS 1での0.33 wt% 施用以外すべて15%以下まで改良できたが、コンクリート廃棄物では、改良剤 F における SS 1での0.67 wt% 施用時以外は、15%よりも高い値を示しており、交換性ナトリウムにおける交換反応が十分ではなかったことが示された。

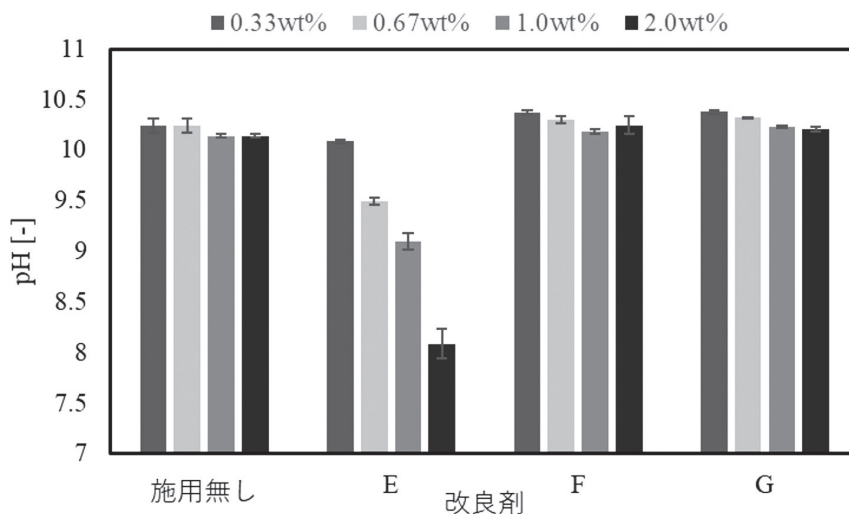


図9 高塩類土壌での改良剤施用後の pH 変化

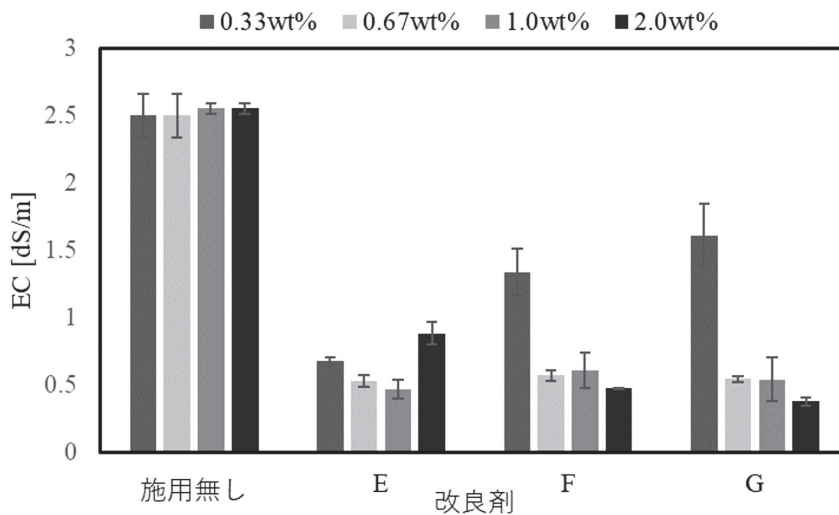


図10 高塩類土壌での改良剤施用後のEC変化

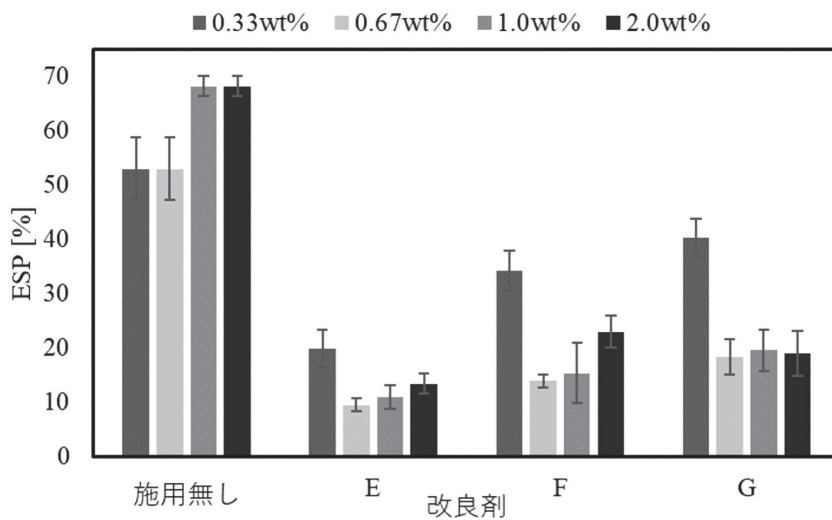


図11 高塩類土壌での改良剤施用後のESP変化

次に、改良剤の継続性において、3週間後、6週間後の化学性（pH、EC、ESP）を評価した。pHにおいては、脱硫石膏では、低下したpH値に変動は確認されたが、低下したpHが維持された（図12）。コンクリート廃棄物では、施用無しと比較して、高い値と低い値が得られ、増減の傾向性は確認されなかったが、pH矯正の効果が継続によりみられることは無かった。次にECでは、すべての改良剤において、低下したECを維持するような傾向が得られた（図13）。そして、ESPでは、すべての改良剤で1.0 wt%施用の3週目で高くなる傾向が得られたが、それ以外では、脱硫石膏においては、15%以下の改良が継続されており、コンクリート廃棄物でも15%よりは高い値であるが、多少の増減はあるものの継続されるような傾向が得られた（図14）。

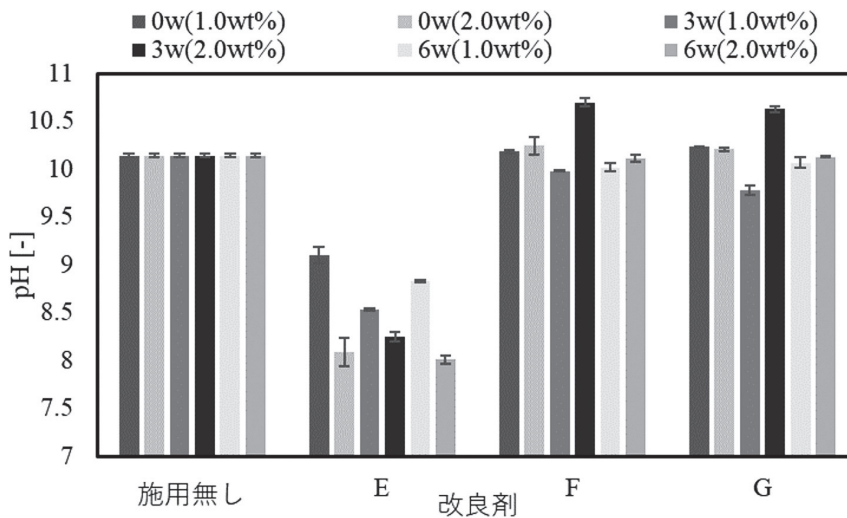


図12 高塩類土壌での改良剤施用後のpHの継続性評価

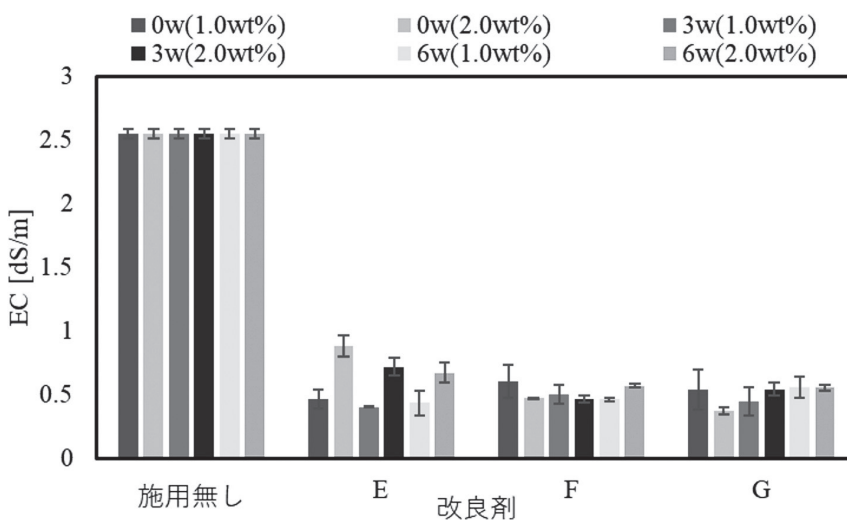


図13 高塩類土壌での改良剤施用後のECの継続性評価

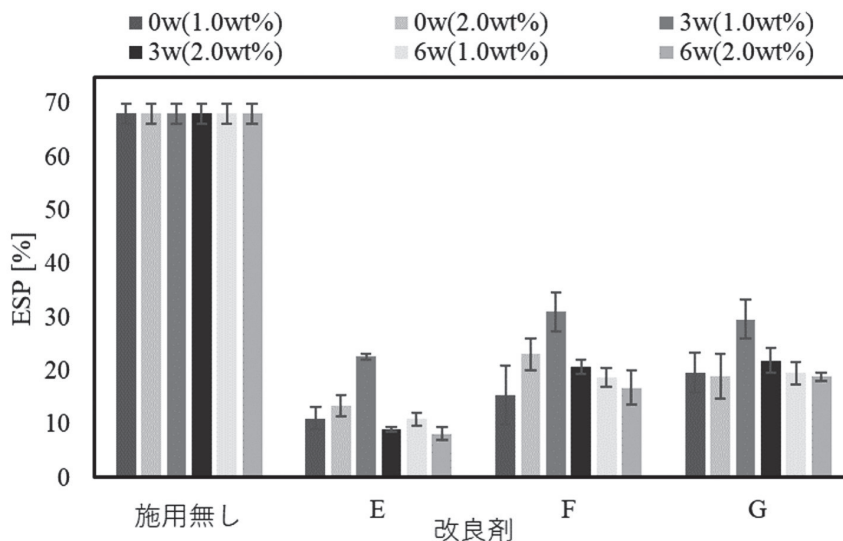


図14 高塩類土壌での改良剤施用後のESPの継続性評価

4 塩類土壌改良における透水性評価

塩類土壌改良における物理性の指標となる透水性について評価した。土壌化学性においてECとESPにて良好な改良結果が得られたコンクリート廃棄物と同種のもので、さらに粒径の違いを検討するために、コンクリート廃棄物(F) (粒径: 0.2~0.6 mm)とコンクリート廃棄物(G) (粒径: 2.0~4.75 mm)を脱硫酸石膏(E)と比較した。塩類土壌中では、炭酸ナトリウムや炭酸水素ナトリウム以外にも、土壌コロイド表面上の交換性ナトリウムが存在し、それらが、高いpHを引き起こし、粘土粒子の分散化と膨潤による土壌物理性が悪化する (Suarez et al., 1984; Gupta and Abrol, 1990)。従って、改良後の(飽和)透水性は、土壌物理性の改善効果を確認するための重要な指標である。さらに化学性の試験時に使用した土壌と、pH、EC、CECはほぼ同等であるが、塩類集積量が多い交換性ナトリウム率が約67%の土壌(SS 2)で施用量を0.5 wt%と1.0 wt%で検証した結果を示す(図15)。

未施用時には、飽和透水係数は、約 6.6×10^{-8} cm/sの値を示した(図15)。改良剤施用後には、改良剤Fでは、飽和透水係数が施用量の増加に伴い上昇し、1.0 wt%施用時には約 1.2×10^{-5} cm/sであった(図15)。また、改良剤Gでは、小粒径のFよりも0.5 wt%施用時には高い改良効果を確認することができ、約 9.0×10^{-6} cm/sの値を示した(図15)。脱硫酸石膏(E)では、0.5 wt%、1.0 wt%ともに、約 $1.7 \sim 2.0 \times 10^{-5}$ cm/sともう一桁高いオーダーでの改良効果が得られていることから、コンクリート廃棄物では、脱硫酸石膏よりは劣るものの、未施用時と比較すると大幅な改良効果を確認できており、通常の作物生育をするためには十分な改良効果を示している。また0.5 wt%施用では、大粒径の方が、透水性改善では良好な結果が得られた(図15)。

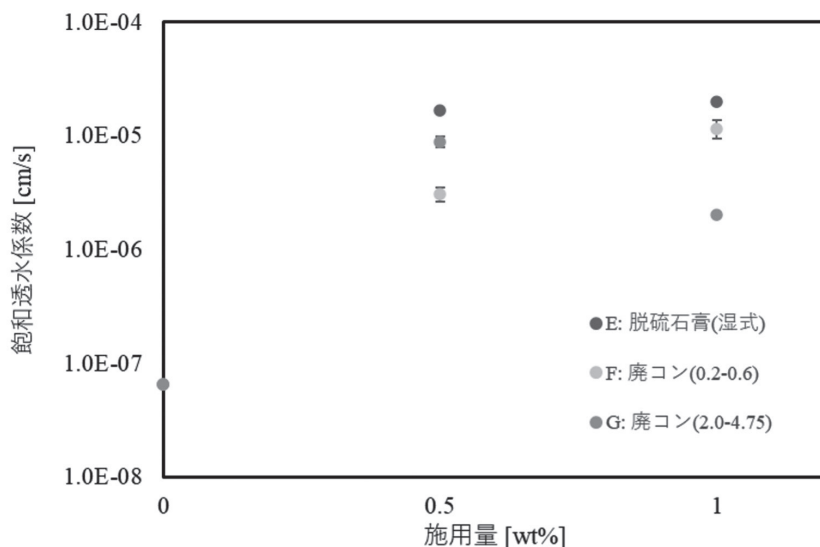


図15 粒径別コンクリート廃棄物、脱硫石膏施用による飽和透水係数変化

IV. 結言

中国の塩類土壌改良におけるコンクリート廃棄物及びセメント微粉末の有効性を、土壌化学性及び土壌物理性から評価した結果、土壌化学性におけるEC及びESP低下を確認することができた。ただし、コンクリート廃棄物ではpHは改良前と殆ど変わらなかったものの、セメント微粉末では、pH上昇が確認されたため、両者ではコンクリート廃棄物の方が適していることが示された。ただし、pH矯正効果は確認されなかったため、実際に改良剤として適用する場合には、pH矯正効果を有する改良剤との併用の必要性も示唆された。また高塩類土壌への改良剤の改良効果を化学性にて検討した結果、施用量増加による改良効果を確認することができ、pH、EC、ESPともに3週間後、6週間後もほぼ継続的に改良後の状況が維持されることも確認された。またコンクリート廃棄物施用による透水性向上による土壌物理性の改良も確認されたことから、化学性、物理性両面において脱硫石膏には改良効果は劣るものの、改良剤としての有効性を示す結果が得られた。また粒径の違いによる改良特性の違いも示されたことから、実際の改良試験では配慮する必要性も示された。

謝辞

本稿にて記載した研究成果の内容は、成蹊大学アジア太平洋センター研究プロジェクト、JSPS 科研費(16k00603)の補助を得たことを記して、感謝の意を表す。また、成蹊大学アジア太平洋センター研究プロジェクトにおいて、研究代表者成蹊大学工学部山崎章弘教授、共同研究者東北大学多元物質科学研究所飯塚淳准教授のご協力を得たことを記して、感謝の意を表す。

利益相反について

本論文に関して、開示すべき利益相反関連事項はない。

引用文献

<日本語文献>

- 酒井裕司 2015年「脱硫副産物の農業および塩類土壌改良における利用」『Journal of the Society of Inorganic Materials, Japan』 22: 395-401.
- 酒井裕司 2012年「中国における脱硫副産物を利用した塩類集積土壌改良の取り組みと今後の展望」『日本海水学会誌』 66(2): 66-73.
- 中野政詩、宮崎毅、塩沢昌、西村拓 1995年『土壌物理環境測定法』 p.98-100.

<外国語文献>

- China Strategic Alliance of Technological Innovation for Construction Waste Recycling Industry (CSATICWRI). 2014. China construction and demolition waste recycling industry development report 2014.
- Gupta R. K., Abrol I. P. 1990. "Salt-affected soils: their reclamation and management for crop production." *Advances in Soil Science*, 11: 223-288.
- MEE. 2019. National annual report on prevention and control of environmental pollution by solid waste in large and medium cities. Beijing: Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China (MEE), 2015–2019. (in Chinese)
- National Development and Reform Commission (NDRC). 2014. Annual report of the comprehensive utilization of resources in China.
- Qadir M., Ghafoor A., Murtaza G. 2000. "Amelioration strategies for saline soils: A review." *Land Degradation & Development*, 11: 501-521.
- Qadir M., Schubert S. 2002. "Degradation Process and Nutrient Constraints in Sodic Soils." *Land Degradation & Development*, 13: 275-294.
- Richards L. A., ed. 1954. *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*, U.S. salinity laboratory. Handbook 60. Washington, DC: United States Department of Agriculture. US Government Printing Office.
- Sakai Y., Matsumoto S., Nitta Y., Sadakata M. 2002. "Alkali soil reclamation in China using gypsum produced in flue gas desulfurization process; a case study." *Journal of Global Environmental Engineering*, 8: 55-66.
- Sakai Y., Matsumoto S., Sadakata M. 2004. "Alkali soil reclamation with flue gas desulfurization gypsum in China and assessment of metal content in corn grains." *Soil and Sediment Contamination*, 13: 65-80.
- Sakai Y., Ren S., Wang C., Sadakata M. 2011. "Salt-Affected Soil Amelioration with Flue Gas Desulfurization By-Products and Waste Gypsum Board in Tianjin, China." *Journal of Chemical Engineering of Japan*, 44: 750-756.
- Sakai Y., Okada A., Kato M., Wang C. 2018. "Effect of cement fine powder and waste concrete

- particle on chemical properties of salt-affected soil in China." *Journal of Arid Land Studies*, 28-S: 123-126.
- Sakai Y., Oshida N., Shiga H., Kubota Y., Wang, C. 2022. "Comparison of soil physical and chemical properties in salt-affected soil amelioration with desulfurization gypsum and waste concrete in China." *Journal of Arid Land Studies*, 32-S. (in press)
- Singh L., Singh S., Gill K. S. 2017. "Improvement in CBR value of soil using waste concrete fines." *International Journal of Engineering, Science and Technology*, 3: 1-5.
- Suarez D. L., Rhoades J. D., Lavado R., Grieve C. M. 1984. "Effect of pH on saturated hydraulic conductivity and soil dispersion." *Soil Science Society of American Journal*, 48: 50-55.
- Wang Y., Wang Z., Liang F., Jing X., Feng W. 2021. "Application of flue gas desulfurization gypsum improves multiple functions of saline-sodic soils across China." *Chemosphere*, 277: 130345.
- Yun S., Ryu D., Khim J. 2020. "Evaluation of the recyclability of construction and demolition waste fines as a garden substrate and soil amendment agent: a case study from the Republic of Korea." *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 22: 479-487.
- Zhao Y., Wang S., Li Y., Liu J., Zhuo Y. 2022. "Prospects of using flue gas desulfurization gypsum to ameliorate saline-alkaline soils." *Journal of Tsinghua University (Science and Technology)*, 62: 735-745. (in Chinese)
- Zheng L., Wu H., Zhang H., Duan H., Wang J., Jiang W., Dong B., Liu G., Zuo J., Song Q. 2017. "Characterizing the generation and flows of construction and demolition waste in China." *Construction and Building Materials*, 136: 405-413.