Iranian Journal of Soil and Water Research
Homepage: http://ijswr.ut.ac.ir
ISNN: 2423-7833

Effect of Co-Composts on the Availability of Some Nutrients in Two Calcareous and Acidic Soils

Kamal Khalkhal [1]✉ | Adel Reyhanitabar[2] | Shahin Oustan[3] Nasser Aliasgharzad[4]

1. Corresponding Author, Soil and Water Research Department, Kermanshah Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Iran. E-mail: kamalkhalkhal@yahoo.com
2. Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Tabriz, Tabriz, Iran. E-mail: areyhani@tabrizu.ac.ir
3. Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Tabriz, Tabriz, Iran. E-mail: oustan@hotmail.com
4. Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Tabriz, Tabriz, Iran. E-mail: aliasghar@tabrizu.ac.ir

Article Info

Article type: Research Article

Article history:

Received: Aug. 16, 2026

Revised: Sep. 13, 2026

Accepted: Sep. 19, 2026

Published online: Nov. 23, 2026

Keywords:
Activated biochar,
Co-composting,
Modified zeolite,
Leonardite.

ABSTRACT

Co-composting with various additives can improve the quality of the resulting compost. This study aimed to investigate the effect of six selected co-composts on pH, electrical conductivity (EC), and the available concentrations of phosphorus, potassium, iron, zinc, copper, and manganese in two calcareous and acidic soils during a four-month incubation period. The treatments included municipal solid waste compost (MSW-compost), compost containing 1-2 mm biochar (B1–2 mm, 10%), NaOH-activated biochar co-compost (NaOH-AB, 5%), H_2SO_4-activated biochar co-compost (H_2SO_4-AB, 10%), leonardite co-compost (10%), and $MgSO_4$-modified zeolite co-compost ($MgSO_4$-zeolite, 10%), each applied at three levels (0, 2, and 4% w/w). The results showed that in calcareous soil, compost application decreased pH and increased EC, whereas in acidic soil, pH increased and EC showed slight changes. The MSW compost treatment resulted in the highest concentrations of P, Fe, Zn, and Cu in both soils. The highest K concentration in both soils was observed in the $MgSO_4$ zeolite 10% treatment, indicating the high efficiency of this additive in K retention. The co composts played a dual role depending on the soil type. In calcareous soil, they significantly increased Fe and Mn concentrations, while in acidic soil, they reduced the available concentrations of these elements, which may indicate a mitigation of their toxicity. Overall, the application of a 4% level of activated biochar containing co composts and modified zeolite co compost, depending on the soil type, can effectively address nutritional limitations and serve as a sustainable strategy for managing the fertility of calcareous and acidic soils.

Cite this article: Khalkhal, K., Reyhanitabar, A., Oustan, S., & Aliasgharzad, N, (2026). Effect of Co-Composts on the Availability of Some Nutrients in Two Calcareous and Acidic Soils, *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 57 (9), 2283-2305. https://doi.org/10.22059/ijswr.2026.420943.670208

© The Author(s).

Publisher: University of Tehran Press.

DOI: https://doi.org/10.22059/ijswr.2026.420943.670208

EXTENDED ABSTRACT

Objective

Calcareous and acidic soils cover large areas of the world and each has specific nutritional limitations. Calcareous soils (widespread in arid and semi-arid regions, including most agricultural lands of Iran) suffer from low availability of phosphorus and micronutrients such as iron, zinc, and manganese due to high pH and calcium carbonate content. In contrast, acidic soils (found in northern Iran) are characterized by toxicity of aluminum, iron, and manganese, as well as potassium and phosphorus deficiencies. Application of municipal solid waste (MSW) compost is a common practice to improve soil fertility, but conventional MSW compost often has high salinity, low stability, and potential heavy metal contamination. Co-composting with additives such as biochar, activated biochar, leonardite, and modified zeolite has been proposed to improve compost quality. However, the simultaneous effect of these co-composts on the chemical properties and nutrient availability in two contrasting soil types (calcareous vs. acidic) during a long-term incubation has not been well studied. This research aimed to: (1) evaluate the temporal changes in pH, electrical conductivity (EC), and available P, K, Fe, Zn, Cu, and Mn in calcareous and acidic soils amended with six different co-composts at three application rates (0, 2, and 4% w/w); (2) monitor the dynamics of these parameters over a 120-day incubation period; and (3) identify the most effective co-compost type for each soil type in terms of improving nutrient availability or mitigating toxicity.

Method

Two composite surface soil samples (0–30 cm) were collected: a calcareous soil from East Azerbaijan province and an acidic soil from Guilan province (Sowme'eh Sara). The soils were air-dried, sieved (2 mm), and characterized for physicochemical properties. Six co-composts were produced from MSW and different additives (10% w/w) during a previous co-composting study, and they were selected based on their superior quality: (1) MSW-compost (control compost without additive), (2) $B_{1–2}$mm (compost with 1-2 mm biochar), (3) NaOH-AB (compost with 2M NaOH-activated biochar, 5% additive), (4) H_2SO_4-AB (compost with 2M H_2SO_4-activated biochar, 10% additive), (5) Leonardite (compost with 10% leonardite), and (6) $MgSO_4$-zeolite (compost with 10% Mg-modified zeolite). Each co-compost was mixed with each soil at three rates (0, 2, and 4% w/w) in plastic containers with three replicates. The experiment was a repeated-measures design. Soil moisture was adjusted to 70% of field capacity and maintained during 120 days of incubation at room temperature. Subsamples were taken at 0, 7, 15, 30, 45, 60, 75, 90, 105, and 120 days. In each subsample, pH (1:2 soil:water), EC (1:2), available P (Olsen for calcareous, Mehlich I for acidic), available K (ammonium acetate extraction), and available Fe, Zn, Cu, Mn (DTPA extraction) were measured. Data were analyzed using repeated-measures ANOVA and means were compared by Duncan's test ($p < 0.05$) using SPSS 27.0.

Results

pH: In calcareous soil, all co-compost treatments decreased pH initially (from 8.25 to as low as 7.95), with the highest decrease observed in the 4% H_2SO_4-AB and NaOH-AB treatments. The similar performance of these two activated biochars, despite different activating agents (acid vs. base), is attributed to the formation of acidic functional groups (carboxyl, lactone, and phenol) on the biochar surface during both activation processes. In acidic soil, co-compost addition increased pH from 6.21 (control) to up to 6.83 (4% NaOH-AB). EC: EC significantly increased with co-compost addition, especially at the 4% rate, reaching a maximum of 1.12 dS/m (calcareous) and 1.19 dS/m (acidic) in the MSW-compost (4%) treatment. Although all co-composts increased EC compared to the control (due to the inherent salinity of composts), the amended treatments (especially those containing activated biochar and modified zeolite) showed significantly lower EC than MSW-compost, indicating their salinity-mitigation potential. P: Available P increased in both soils, with MSW-compost (4%) giving the highest values (47.21 mg/kg in calcareous and 100.24 mg/kg in acidic soil). Over time, P availability decreased in calcareous soil but increased in acidic soil. K: $MgSO_4$-zeolite (4%) resulted in the highest available K in both soils (697.5 and 423.05 mg/kg, respectively), attributed to the high cation exchange capacity of modified zeolite and its selective K^+ retention. Fe: Co-composts increased available Fe in calcareous soil (from 8.16 to 19.57 mg/kg with MSW-compost 4%) but decreased it in acidic soil (from 161.37 to 133.41 mg/kg with NaOH-AB 4%). The reduction of Fe in acidic soil is attributed not only to pH increase (leading to Fe^{3+} hydrolysis and precipitation) but also to surface adsorption onto the functional groups of activated biochar, forming stable surface complexes (Khalkhal et al., 2025). Zn: Co-composts increased Zn in calcareous soil (from 1.05 to 5.9 mg/kg) but decreased it in acidic soil (from 7.61 to 4.58 mg/kg in the 4% treatments). The simultaneous increase of P and Zn in MSW-compost treatment is explained by the fact that P-Zn antagonism is primarily a physiological (plant-level) phenomenon, which does not manifest in soil extracts under incubation conditions without plants; moreover, organic matter

in compost forms complexes with Zn, preventing insoluble Zn-phosphate precipitation. Cu: MSW-compost (4%) gave the highest Cu in both soils (1.83 and 4.39 mg/kg, respectively). Mn: Leonardite (4%) was most effective in calcareous soil (10.07 mg/kg), while in acidic soil, co-composts decreased Mn from 31.91 (control) to 19.71 mg/kg (H_2SO_4-AB 4%). The decreasing trend of available Mn over time in calcareous soil is likely related to gradual fixation in secondary minerals, adsorption on carbonates, or reduced solubility at high pH; however, definitive proof of these mechanisms requires complementary mineralogical studies. In acidic soil, the reduction of Mn availability upon compost addition is possibly due to organic complexation and local pH increase, but this cannot be directly interpreted as proof of Mn toxicity mitigation without measuring plant-based indicators such as Mn concentration in plant tissues, toxicity symptoms, or growth parameters.

Conclusion

The application of 4% co-composts had the most significant and consistent effects on soil chemical properties and nutrient availability. This study, which was limited to monitoring extractable nutrient concentrations under incubation conditions (without plants), revealed that co-composts exhibit contrasting patterns in Fe and Mn availability: in calcareous soil they increased Fe and Mn, while in acidic soil they decreased these micronutrients. MSW-compost (4%) was most effective in supplying P, Fe, Zn, and Cu in both soils, but it also increased EC and may cause salinity issues. $MgSO_4$-zeolite (4%) was superior for K supply in both soils. Activated biochar-containing co-composts (especially H_2SO_4-AB and NaOH-AB) were most effective in reducing pH in calcareous soil and increasing pH in acidic soil. The similar performance of acid- and base-activated biochars in pH modification is attributed to the formation of acidic functional groups on the biochar surface during both activation processes. Leonardite (4%) was most effective in enhancing Mn availability in calcareous soil. Based on the findings, 4% co-compost application is identified as the most effective rate; however, given the relatively high application rate, its practical recommendation should be made with caution, and potential consequences such as increased EC and accumulation of elements (especially in MSW-compost) need further evaluation. Future field or greenhouse studies with actual plant cultivation, measurement of uptake, leaching, and toxicity or sufficiency indicators are recommended to validate these findings. Therefore, site-specific co-compost recommendations are necessary. For calcareous soils, co-composts with activated biochar or MSW-compost at 4% rate are recommended to enhance Fe, Zn, and Mn availability. For acidic soils, co-composts with activated biochar or Mg-zeolite are recommended to increase pH, retain K, and reduce Fe and Mn availability.

Funding

This research did not receive any specific grant from funding agencies in the public, commercial, or not-for-profit sectors.

Authorship contribution

K. Kh: Conceptualization, Methodology, Software, Validation, Formal analysis, Investigation, Resources, Data Curation, Writing—Original Draft, Writing—Review and Editing. A. R: Conceptualization, Validation, Resources, Supervision, project administration, funding acquisition, Writing—Review and Editing. Sh. O: Supervision, Validation, project administration, Writing—Review and Editing. N. A: Supervision, Validation, Writing—Review and Editing. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Declaration of Generative AI and AI-assisted technologies in the writing process

There is no use of any type of artificial intelligence-based technology in this paper.

Data availability statement

Data available on request from the authors.

Acknowledgements

This paper is published as a part of a Ph.D. dissertation supported by the Vice Chancellor for Research and Technology of the University of Tabriz, Iran.

Ethical considerations

The authors avoided data fabrication, falsification, and plagiarism, and any form of misconduct.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

مجله تحقیقات آب و خاک ایران، دوره ۵۷، شماره ۹ شاپا: ۷۸۳۳-۲۴۲۳
Homepage: http://ijswr.ut.ac.ir

تأثیر کمپوست‌های مشترک بر قابلیت جذب برخی عناصر غذایی در دو خاک آهکی و اسیدی

کمال خلخال[1]✉ | عادل ریحانی‌تبار[2] | شاهین اوستان[3] | ناصر علی اصغرزاد[4]

۱. نویسنده مسئول، بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان کرمانشاه. سازمان تحقیقات و آموزش کشاورزی، کرمانشاه، ایران. رایانامه: kamalkhalkhal@yahoo.com

۲. گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران. رایانامه: areyhani@tabrizu.ac.ir

۳. گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران. رایانامه: oustan@hotmail.com

۴. گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران. رایانامه: aliasghar@tabrizu.ac.ir

اطلاعات مقاله

نوع مقاله: مقالهٔ پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۵/۵/۲۵
تاریخ بازنگری: ۱۴۰۵/۶/۲۲
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۵/۶/۲۸
تاریخ انتشار: ۱۴۰۵/۹/۱

واژه‌های کلیدی:
بیوچار فعال‌شده،
کمپوست مشترک،
لئوناردیت،
زئولیت اصلاح شده

چکیده

کمپوست‌شدن مشترک با افزودنی‌های مختلف می‌تواند کیفیت کمپوست حاصله را بهبود بخشد. این پژوهش با هدف بررسی تأثیر شش نوع کمپوست مشترک منتخب بر pH، هدایت الکتریکی (EC) و غلظت قابل‌جذب فسفر، پتاسیم، آهن، روی، مس و منگنز در دو خاک آهکی و اسیدی، طی چهارماهه انکوباسیون انجام شد. تیمارهای مورد استفاده شامل کمپوست پسماند شهری (MSW-compost)، کمپوست مشترک بیوچار در اندازه ۱ تا ۲ میلی‌متر (B1-2mm 10%)، کمپوست مشترک بیوچار فعال‌شده با سود (NaOH-AB 5%)، کمپوست مشترک بیوچار فعال‌شده با اسید سولفوریک (H_2SO_4-AB 10%)، کمپوست مشترک لئوناردیت(Leonardite 10%) و کمپوست مشترک زئولیت اصلاح‌شده با منیزیم (MgSO4-zeolite 10%) بود که هر یک در سه سطح (صفر، ۲ و ۴ درصد وزنی) به کار رفتند. نتایج نشان داد که در خاک آهکی، کاربرد کمپوست سبب کاهش pH و افزایش EC گردید، درحالی‌که در خاک اسیدی، pH افزایش و EC تغییرات جزئی داشت. تیمار MSW-compost بیشترین غلظت فسفر، آهن، روی و مس را در هر دو خاک ایجاد کرد. بیش‌ترین غلظت پتاسیم در هر دو خاک مربوط به تیمار MgSO4-zeolite 10% بود که نشان‌دهنده کارایی بالای این افزودنی در نگهداشت پتاسیم است. کمپوست‌های مشترک بسته به نوع خاک نقش دوگانه‌ای ایفا کردند. در خاک آهکی باعث افزایش معنی‌دار غلظت آهن و منگنز شدند، در حالی‌که در خاک اسیدی باعث کاهش غلظت قابل‌جذب این عناصر گردیدند که می‌تواند نشانه‌ای از تعدیل سمیت باشد. به‌طورکلی، کاربرد سطح ۴ درصد کمپوست‌های مشترک بیوچار فعال‌شده و زئولیت اصلاح‌شده، بسته به نوع خاک، می‌تواند ضمن تعدیل محدودیت‌های تغذیه‌ای، گامی مؤثر در مدیریت پایدار حاصلخیزی خاک‌های آهکی و اسیدی باشد.

استناد: خلخال، کمال؛ ریحانی تبار، عادل؛ اوستان، شاهین؛ و علی‌اصغرزاد، ناصر. (۱۴۰۵). تأثیر کمپوست‌های مشترک بر قابلیت جذب برخی عناصر غذایی در دو خاک آهکی و اسیدی، *مجله تحقیقات آب و خاک ایران*، ۵۷ (۹)، ۲۳۰۵-۲۲۸۳. https://doi.org/10.22059/ijswr.2026.420943.670208

ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.
© نویسندگان.
DOI: https://doi.org/10.22059/ijswr.2026.420943.670208

مقدمه

خاک‌های آهکی به طور گسترده در مناطق خشک و نیمه‌خشک در هر دو نیمکره جهان توزیع و تقریباً یک سوم از سطح زمین‌های جهان را در بر می‌گیرند (Taalab et al., 2019; Bolan et al., 2023). در ایران، خاک‌های آهکی با درصد بالای کربنات کلسیم (بیش از ۸۷ درصد اراضی کشاورزی) و pH قلیایی (معمولاً ۷/۵–۸/۳) غالب هستند (شهبازی و بشارتی، ۱۳۹۲). در مقابل، خاک‌های اسیدی حدود ۵۶ درصد از زمین‌های کشاورزی در سراسر جهان را در بر گرفته (Guo et al., 2024) و در ایران بیشتر در استان گیلان هستند (شهبازی و بشارتی، ۱۳۹۲). محدودیت‌های اصلی خاک‌های آهکی شامل کمبود فسفر و عناصر کم‌مصرفی نظیر آهن، روی و منگنز است (Bolan et al., 2023)، در حالی که در خاک‌های اسیدی، سمیت ناشی از غلظت بالای آلومینیوم، آهن و منگنز و نیز کمبود پتاسیم و فسفر از چالش‌های اصلی به شمار می‌روند (Guo et al., 2024). مدیریت پایدار حاصلخیزی این خاک‌ها مستلزم کاربرد مواد آلی با کیفیت است. اما کمپوست سنتی پسماند جامد شهری اغلب با مشکلاتی نظیر شوری بالا، هدررفت نیتروژن و آلودگی به فلزات سنگین مواجه است. در سال‌های اخیر، استراتژی «کمپوست‌شدن مشترک یا هم‌نوا»[1] با استفاده از افزودنی‌هایی نظیر بیوچار، بیوچار فعال شده با اسید و باز، زئولیت، زئولیت اصلاح شده با منیزیم و لئوناردیت به منظور بهبود کیفیت کمپوست و کاهش اثرات منفی آن مورد توجه قرار گرفته است (Barthod et al., 2018; Khalkhal et al., 2025 & 2026). مطالعات متعددی نشان داده‌اند که افزودن بیوچار به دلیل ساختار متخلخل و گروه‌های عاملی اکسیژن‌دار، می‌تواند فراهمی عناصر غذایی را تحت تأثیر قرار داده و شوری کمپوست را کاهش دهد (Nguyen et al., 2022). زئولیت اصلاح شده با منیزیم نیز به دلیل ظرفیت تبادل کاتیونی بالا، نقش مؤثری در نگهداری پتاسیم و آمونیوم دارد (Soudejani et al., 2019; Khalkhal et al., 2026). همچنین لئوناردیت به عنوان منبع غنی از مواد هیومیکی، می‌تواند با تشکیل کمپلکس‌های آلی–فلزی، فراهمی عناصر کم‌مصرف را تعدیل کند (ریحانی‌تبار و همکاران، ۱۴۰۳). با وجود این، اطلاعات کمی در مورد رفتار این نوع کمپوست‌های مشترک و تأثیر آنها بر دینامیک غلظت عناصر غذایی در خاک‌های اسیدی و آهکی وجود دارد. با توجه به پویایی زمانی فرایندهای شیمیایی و میکروبی خاک، پایش روند تغییراتpH ، EC و فراهمی عناصر غذایی طی انکوباسیون، برای ارزیابی دقیق کارایی کمپوست‌های مشترک ضروری است. از آنجا که احتمالاً سازوکار این کمپوست‌ها در دو خاک آهکی و اسیدی متفاوت است، پژوهش حاضر با هدف بررسی تأثیر شش نوع کمپوست مشترک بر دینامیک زمانی ویژگی‌های شیمیایی و قابلیت جذب عناصر غذایی (فسفر، پتاسیم، آهن، روی، مس و منگنز) در این دو خاک طی ۱۲۰ روز انکوباسیون انجام شد.

مواد و روش‌ها

نمونه‌برداری و آزمایش‌های مقدماتی در خاک‌های آهکی و اسیدی

در این آزمایش یک نمونه خاک آهکی (استان آذربایجان شرقی) و یک نمونه خاک اسیدی (صومعه سرا در استان گیلان) از عمق ۰ تا ۳۰ سانتی‌متر تهیه شد. نمونه‌ها به گروه علوم و مهندسی خاک دانشگاه تبریز منتقل و عمل هوا خشک‌کردن در دمای اتاق و به دور از تابش مستقیم نور خورشید انجام شد. بعد از خشک‌کردن، یک نمونه مرکب از هر خاک آماده شد.

برای انجام آزمایش‌های مقدماتی مقداری از نمونه‌های خاک هواخشک، از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شده و ویژگی‌هایی مانند بافت به روش هیدرومتری دو زمانه (Bouyoucos, 1962)، pH در نسبت ۱ به ۲ خاک به آب (Thomas, 1996)، هدایت الکتریکی (EC) در نسبت ۱ به ۲ خاک به آب (Rhodes 1996)، کربن آلی به روش اکسایش‌تر (Nelson and Summers 1996)، درصد کربنات کلسیم معادل (CCE) به روش خنثی‌سازی با اسید و تیتر کردن با سود (Allison and Moodie 1965)، ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) به روش Bower و همکاران (۱۹۵۲) تعیین شد. مقدار تقریبی گچ خاک با روش استون تست شد (Richards 1954). رطوبت معادل ظرفیت مزرعه (FC) با استفاده از دستگاه صفحات فشاری تعیین شد. نیتروژن کل به روش کجلدال (TN) (Bremner, 1996)، فسفرقابل-جذب در خاک قلیایی به روش بی‌کربنات سدیم (Olsen and Summers, 1982) و در خاک اسیدی به روش مهلیچ I (Mehlich, 1953) استخراج و با دستگاه اسپکتروفتومتر (مدل SU6100 ساخت شرکت Philler scientific آمریکا) قرائت شد. پتاسیم قابل‌جذب با عصاره‌گیر استات آمونیوم استخراج و با فلیم فتومتر (مدل Corning 410 ساخت امریکا) قرائت شد (Knudsen et al., 1982)، آهن،

[1] Co-composting

منگنز، روی و مس قابل‌جذب به روش DTPA استخراج (Lindsay and Norvell, 1978) و با دستگاه جذب اتمی (Shimadzou,AA6300) اندازه‌گیری شدند.

طراحی آزمایش و انکوباسیون

کمپوست‌های مورد استفاده در این پژوهش منتخب بهترین کمپوست‌های مشترک تولید شده با انواع افزودنی‌های رایج بودند که به طور خلاصه نحوه تولید کمپوست‌های مشترک چنین بود (جدول ۱). یک مطالعه جامع کمپوست‌شدن مشترک با ۱۵ تیمار مجزا (شامل کمپوست با افزودنی‌های مختلف در دو سطح، به علاوه تیمار شاهد) انجام شد تا کیفیت آنها بر اساس شاخص‌های پایداری، رسیدگی، تجزیه ماده آلی، هوموسی‌شدن، دینامیک نیتروژن و غلظت فلزات سنگین ارزیابی گردد. نتایج آزمایش مذکور به طور مفصل تشریح و منتشر شده است و علاقمندان به منابع مربوطه ارجاع داده می‌شوند (Khalkhal et al., 2025; Khalkhal et al., 2026 ;خلخال و همکاران، ۱۴۰۴). از میان این تیمارها، شش کمپوست مشترک به طور هدفمند برای آزمایش‌های انکوباسیون خاک انتخاب شدند (جدول ۱) این تیمارها شامل: (۱) MSW-compost، کمپوست شاهد (۲) $B_{1\text{-}2mm}$ 10% به عنوان تیمار دارای بیشترین کربن آلی و کمترین قابلیت هدایت الکتریکی (EC)، (۳) NaOH-AB 5% به دلیل بیشترین دوره ترموفیلی، بیشترین شاخص جوانه‌زنی و بیشترین نیتروژن کل، (۴) H_2SO_4-AB 10% به دلیل داشتن مناسبترین نسبت C/N و کمترین غلظت روی، آهن، منگنز و سرب قابل‌جذب، (۵) Leonardite 10% به دلیل ایجاد بیشترین درجه هوموسی‌شدن، و (۶) $MgSO_4$-zeolite 10% به دلیل کارایی بالا در نگهداشت پتاسیم بود.

جدول ۱. کمپوست‌های مورد استفاده و علایم اختصاری آنها.

ردیف	لیست کامل تیمارها	علایم اختصاری
۱	کمپوست پسماند شهری بدون هیچ افزودنی	MSW-compost
۲	کمپوست مشترک با بیوچار در اندازه ۱ تا ۲ میلی‌متر در سطح ۱۰ درصد	$B_{1\text{-}2mm}$ 10%
۳	کمپوست مشترک با بیوچار فعال شده با سود ۲ مولار در سطح ۵ درصد	NaOH-AB 5%
۴	کمپوست مشترک با بیوچار فعال شده با اسید سولفوریک ۲ مولار در سطح ۱۰ درصد	H_2SO_4-AB 10%
۵	کمپوست مشترک با لئوناردیت در سطح ۱۰ درصد	Leonardite 10%
۶	کمپوست مشترک با زئولیت اصلاح‌شده با منیزیم در سطح ۱۰ درصد	$MgSO_4$-zeolite 10%

ویژگی‌های شیمیایی و غلظت عناصر غذایی و فلزات سنگین کمپوست‌های مورد مطالعه در فایل کمکی این مقاله ارائه شده است. به منظور ارزیابی تأثیر کمپوست‌های مشترک تولید شده بر برخی ویژگی‌های شیمیایی دو نمونه خاک آهکی و اسیدی و در شرایط انکوباسیون، آزمایشی به‌صورت طرح آماری اندازه‌گیری‌های مکرر[۱] اجرا گردید. روش اندازه‌گیری‌های مکرر زمانی استفاده می‌شود که تیمارها در یک طرح بلوک کامل تصادفی به عنوان سطوح زمانی و پشت سرهم در نظر گرفته شوند و امکان تصادفی کردن سطوح زمانی وجود نداشته باشد و اصل تصادفی کردن تیمارها و در نتیجه مستقل بودن خطاها نقض شود (Everitt, 1995). این آزمایش با دو عامل نوع خاک، شش عامل کمپوست در سه سطح (۰، ۲ و ۴ درصد) و ۱۰ عامل زمان با سه تکرار به مدت ۴ ماه اجرا شد. برای اجرای آزمایش انکوباسیون ابتدا مقدار معینی (۹۰۰ گرم خاک) از هر دو نوع خاک توزین و در ظروف پلاستیکی دربدار ریخته شد. البته در روی درپوش‌های پلاستیکی منافذ ریز یکنواختی برای تسهیل تبادلات گازی تعبیه شد. سپس شش نوع کمپوست مذکور در سه سطح ۰، ۲ و ۴ درصد به‌صورت جداگانه و در سه تکرار به خاک‌ها اضافه و به‌طور کامل مخلوط شدند. قبل از انکوباسیون، هم کمپوست و هم خاک از الک ۴ میلی‌متری عبور داده شدند. در ابتدای انکوباسیون، رطوبت معادل ظرفیت مزرعه (FC) در خاک ایجاد شد. در طول دوره انکوباسیون، نمونه‌ها در دمای آزمایشگاه و رطوبت ۰/۷ تا FC به مدت چهار ماه نگهداری شدند. کنترل رطوبت به‌وسیله روش وزنی و در فواصل ۴۸ تا ۷۲ ساعت انجام شد. نمونه‌برداری در روزهای ۰، ۷، ۱۵، ۳۰، ۴۵، ۶۰، ۷۵، ۹۰، ۱۰۵، ۱۲۰ انجام شد. سپس pH، EC و غلظت برخی عناصر غذایی (K، P، Fe، Mn، Zn و Cu) اندازه‌گیری شدند.

تحلیل آماری داده‌ها

تحلیل آماری داده‌ها شامل آزمون نرمال بودن، مقایسه میانگین‌ها (دانکن در سطح احتمال ۹۵درصد)، تجزیه واریانس داده‌ها به روش اندازه‌گیری‌های مکرر از نرم‌افزار SPSS 27.0 و برای ترسیم نمودارها از نرم‌افزارهای Excel و Origin استفاده شد.

۱Repeated Measures

مقادیر LSD ارایه شده در شکل‌های مربوط به مقایسه میانگین اثر متقابل تیمار×زمان در سطح احتمال ۵ درصد به صورت رابطه زیر محاسبه گردید:

رابطهٔ ۱) $LSD= t_{0.05,df} \times S_d$

r تعداد تکرار – MSE میانگین مربعات خطا – S_d انحراف معیار ($S_d= \sqrt{(2 \times MSE) \div r}$)

نتایج و بحث

خصوصیات خاک‌های مورد استفاده برای انکوباسیون

جدول ۲ برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه را نشان می‌دهد. خاک آهکی مورد استفاده دارای کمبود نیتروژن، منگنز و روی و خاک اسیدی دارای کمبود نیتروژن و پتاسیم برای اکثر گیاهان زراعی بود.

جدول ۲. خصوصیات فیزیکی و شیمیایی دو خاک آهکی و اسیدی مورد استفاده

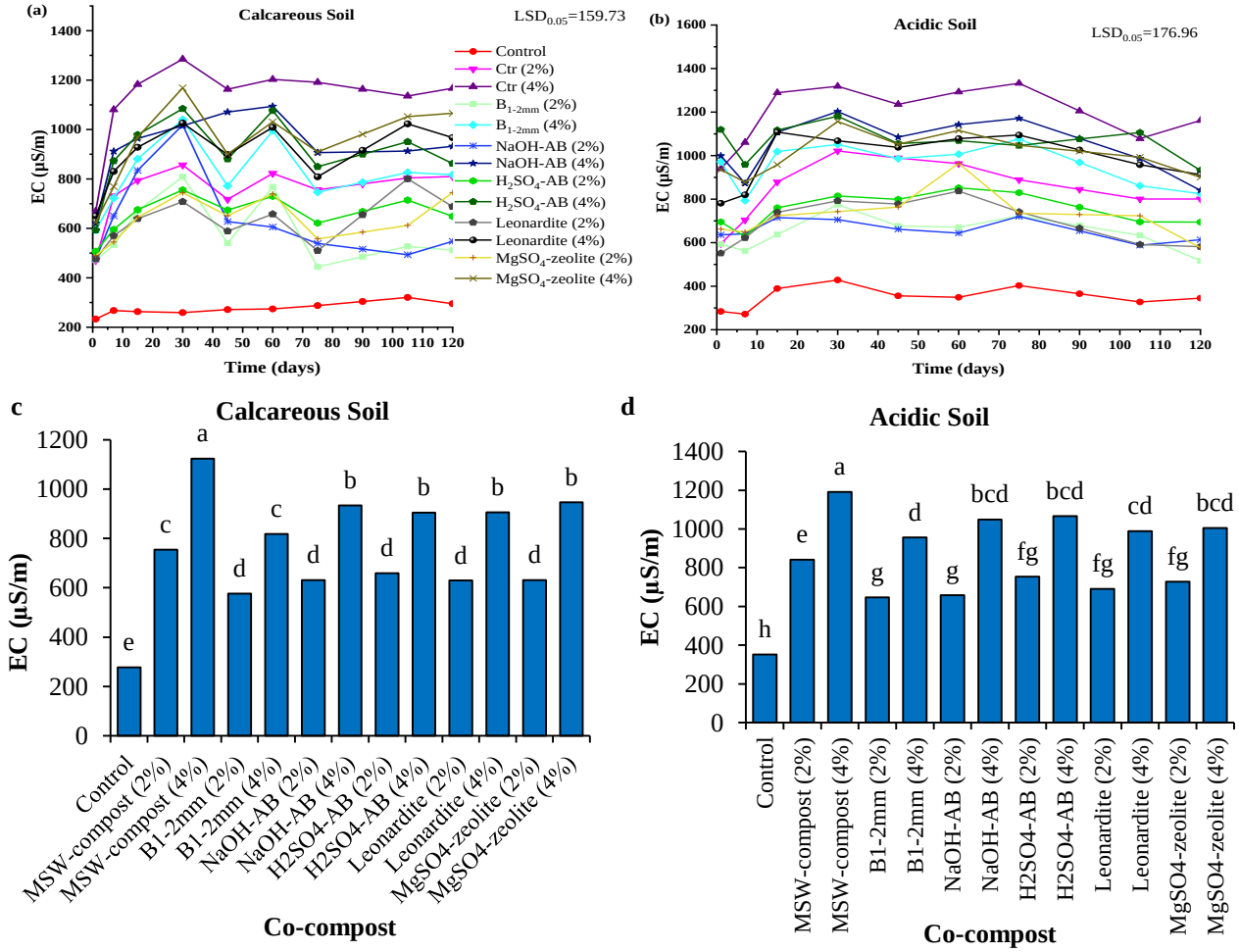
خصوصیات خاک	واحد	خاک آهکی	خاک اسیدی
کربن آلی	٪	۰/۴۲	۰/۸۸
ماده آلی	٪	۰/۷۲	۱/۵۱
کربنات کلسیم معادل	٪	۱۵/۰۶	۰
سیلت	٪	۱۷	۴۸
رس	٪	۱۲	۱۷
شن	٪	۷۱	۳۵
بافت خاک		لوم شنی (SL)	لوم (L)
رطوبت ظرفیت مزرعه (FC)	٪	۱۵/۴۶	۲۰/۳
pH (1:2)		۸/۱۵	۶/۳
قابلیت هدایت الکتریکی (EC) (۱:۲)	µS/cm	۲۶۹/۵	۲۷۵
نیتروژن کل	٪	۰/۱۷۵	۰/۱۴۶
پتاسیم قابل‌جذب	mg/kg	۲۹۰/۵۲	۱۸۰/۶۶
فسفر قابل‌جذب	mg/kg	۲۴/۹۲	۷۳/۹۹
آهن قابل‌جذب	mg/kg	۸/۴۸	۱۴۴/۴۹
منگنز قابل‌جذب	mg/kg	۵/۴۳	۲۶/۹۸
روی قابل‌جذب	mg/kg	۱/۰۲	۳/۴۶
مس قابل‌جذب	mg/kg	۱/۰۶	۳/۰۴

تغییرات قابلیت هدایت الکتریکی (EC) در خاک‌های آهکی و اسیدی

نتایج تجزیه واریانس نشان داد که اثر تیمار، برهمکنش تیمار×زمان و زمان انکوباسیون بر EC خاک آهکی معنادر ($p < 0.01$) و اثر تیمار و زمان انکوباسیون خاک اسیدی معنادار ($p < 0.01$) و اثر برهمکنش تیمار×زمان غیرمعنادار بود (جدول ۱ فایل کمکی). همان‌طور که در شکل ۱a مشاهده می‌شود EC در نمونه‌های با و بدون کمپوست در خاک آهکی، به تدریج افزایش و در روزهای پایانی انکوباسیون کاهش پیدا کرد. اما این افزایش EC در تیمارهای کمپوست بیشتر از خاک شاهد است. در خاک اسیدی، افزایش اندکی در هفته‌های اول داشت (شکل ۱b). سپس میزان EC تقریباً ثابت و در روزهای پایانی انکوباسیون، کاهش یافت. یکی از دلایل عدم افزایش قابل‌توجه EC در خاک اسیدی با گذر زمان می‌تواند تشکیل کمپلکس‌های نامحلول فلز–ماده آلی در طی زمان انکوباسیون باشد (Tang et al., 2019). افزایش EC در هفته‌های ابتدایی خاک آهکی شدیدتر بود که می‌تواند در اثر کاهش pH و تجزیه مواد آلی و انحلال برخی رسوبات مانند آهک در خاک باشد، ولی با گذشت زمان و طی فرایند انکوباسیون کاهش جزیی نیز مشاهده شد که مربوط خنثی شدن اسیدیته (افزایش pH)، رسوب مجدد املاح و تثبیت شیمیایی نمک‌ها می‌باشد. همسو با نتایج پژوهش حاضر، Maleki و همکاران (۲۰۲۳) نیز گزارش کردند که کاربرد کمپوست‌های مشترک در یک خاک آهکی سبب افزایش چشمگیر هدایت الکتریکی گردید، به طوری که میانگین EC در سطوح کاربرد ۵ و ۱۰ درصد به ترتیب ۰/۶۱ و ۱/۱۹ دسی زیمنس بر متر نسبت به شاهد افزایش یافت. آنان این افزایش را عمدتاً به آزادسازی

یون‌های حاصل از تجزیه مواد آلی و افزایش غلظت نیترات و پتاسیم در محلول خاک نسبت دادند. هرچند در این پژوهش گیاهی کشت نشد، اما افزایش قابل‌توجه EC (به‌ویژه در تیمار4% MSW-compost) نشان‌دهنده پتانسیل شوری‌زایی این کمپوست‌هاست که در صورت کاربرد مزرعه‌ای، به‌ویژه در غلظت‌های بالا، می‌تواند با ایجاد تنش اسمزی برای گیاهان محدودیت‌آفرین باشد (Cai et al., 2010).

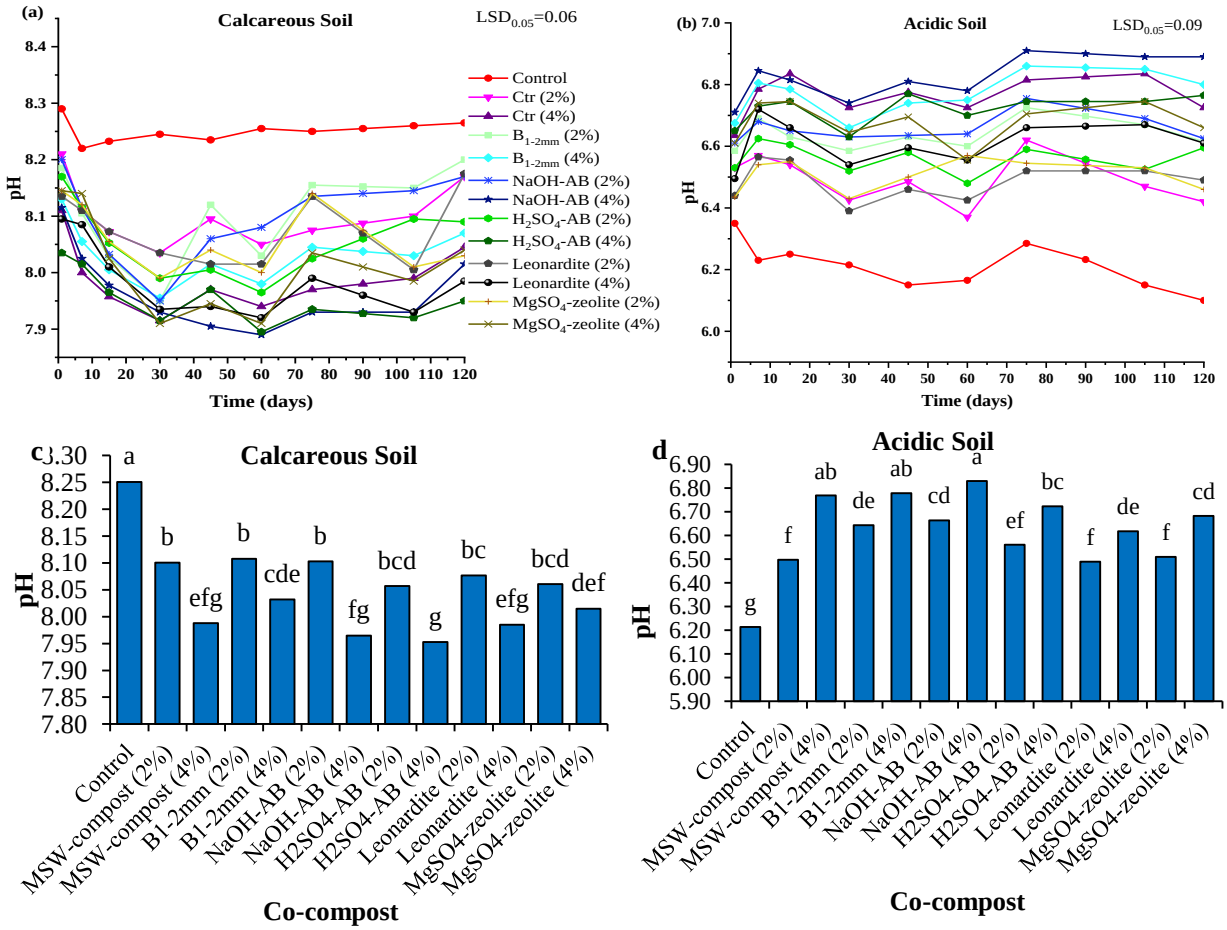
مقایسه میانگین‌های اثر تیمارهای کمپوست مشترک بر EC خاک‌های آهکی و اسیدی نشان داد که افزودن تیمارهای کمپوست مشترک در دو سطح ۲ و ۴ درصد موجب افزایش معنادار ($p < 0.05$) EC در خاک‌های مورد مطالعه شد (شکل ۱c,d). این افزایش در تیمارهای سطح ۴ درصد بیشتر از تیمارهای سطح ۲ درصد بود. بیشترین مقدار EC در هردو خاک آهکی (۱/۱۲ dS/m) و اسیدی (۱/۱۹ dS/m)، مربوط به تیمار MSW-compost (4%) و کمترین مقدار EC در خاک‌های آهکی (۲۷۷/۵ µS/m) و اسیدی (۳۵۱/۸ µS/m) در تیمار بدون کمپوست ثبت شد. این افزایش EC به دلیل محتوای بالای نمک‌های محلول مانند سولفات‌ها و سدیم در این کمپوست‌هاست. لازمه افـزایش EC توسـط کمپوست، تجزیـه آن و آزادسازی عناصر موجود در آن است که این فرایند زمـان بـر اسـت. با تجزیه کمپوست، عناصر معـدنی موجـود در بخش آلی بصورت یون آزاد می‌شـوند کـه سـبب افـزایش غلظـت یون‌های محلول و در نتیجه افزایش EC خاک می‌گردد. نتایج این تحقیق مطابق با نتایج Karthikeyan و همکاران (۲۰۰۵) است. این محققان دلیل افزایش EC در اثر کاربرد کود آلی (کود گاوی) را عمدتاً به دلیل افزایش غلظت یون نیترات (اکسایش یـون آمونیـوم) معرفی کردند. اگرچه تیمار MSW-comport بالاترین EC را در در هردو خاک ایجاد کرد، اما تیمارهای حاوی بیوچار فعال‌شده (NaOH-AB وH_2SO_4-AB) و زئولیت اصلاح‌شده با منیزیم، به‌طور معنی‌داری EC پایین‌تری نسبت به MSW-compost نشان دادند. این کاهش EC را می‌توان به ساختار متخلخل و ظرفیت تبادل کاتیونی بالای بیوچار فعال‌شده و زئولیت اصلاح‌شده نسبت داد که از طریق جذب سطحی یون‌های محلول اضافی (مانند Na^+وCl^-) و کاهش غلظت آنها در فاز محلول، از افزایش شدید شوری جلوگیری می‌کنند. بنابراین، تیمارهای اصلاح‌شده از منظر کاهش مخاطره شوری برای کاربردهای مزرعه‌ای گزینه‌های مناسب‌تری محسوب می‌شوند.



شکل ۱. مقایسه میانگین و تغییرات EC تیمارهای کمپوست مشترک در طول چهار ماه انکوباسیون در خاک آهکی و اسیدی.
میانگین‌های با حروف لاتین مشابه با آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۵ درصد تفاوت معنادار ندارند.

تغییرات pH در خاک‌های آهکی و اسیدی در مدت انکوباسیون با کمپوست‌های مشترک

نتایج تجزیه واریانس نشان داد که اثر فاکتورهای تیمار، برهمکنش تیمار×زمان و زمان انکوباسیون بر pH خاک‌های آهکی و اسیدی در سطح احتمال ۹۹ درصد معنادار بود (جدول ۲، فایل کمکی). شکل ۲a,b روند تغییرات pH در خاک‌های آهکی و اسیدی را در طول چهار ماه انکوباسیون نشان می‌دهد. pH در نمونه‌های با و بدون کمپوست در خاک آهکی، ابتدا کاهش و سپس به تدریج افزایش پیدا کرد. اما این کاهش در تیمارهای کمپوست متفاوت از خاک شاهد بود. کاهش pH در خاک شاهد کمتر و تنها مربوط به هفته اول بود، در حالی‌که در تیمارهای کمپوست مشترک یک الی دو ماه کاهش pH ادامه داشت. سپس با افزایش زمان انکوباسیون، pH خاک در بیشتر تیمارها به سمت مقدار اولیه خود میل کرد که می‌تواند به دلیل خاصیت بافری خاک آهکی و به تعادل رسیدن تیمارهای کمپوست در خاک باشد. کاهش تدریجی pH خاک آهکی در ابتدای انکوباسیون، می‌تواند به‌دلیل تجزیه ماده آلی، معدنی شدن و آزاد شدن دی‌اکسید کربن و اسیدهای آلی باشد. همچنین معدنی شدن ماده آلی ابتدا اندکی پهاش را افزایش می‌دهد سپس به دلیل تولید امونیوم و ورود آمونیوم به نیتریفیکاسیون اسید تولید می‌شود. همانند این تحقیق، ضرابی و همکاران (۱۳۹۶) نیز برای خاک‌های آهکی در تیمار با و بدون کود آلی (کمپوست و ورمی‌کمپوست پسماند شهری) ابتدا کاهش و سپس افزایش تدریجی pH را گزارش کردند. تحقیقات نشان داده است که در حضور یک منبع مناسب کربن مانند کمپوست، بعضی از باکتری‌ها و قارچ‌ها قادر به تولید اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم هستند که باعث کاهش pH محیط می‌شوند (Rees et al., 2001). روند تغییرات pH در خاک اسیدی متفاوت از خاک آهکی بود (شکل ۲b). این روند در تیمار شاهد کاهشی و در تیمارهای کمپوست مشترک افزایشی بود. افزایش pH در خاک اسیدی به دلیل pH بالاتر تیمارهای کمپوست نسبت به خاک شاهد بود.



شکل ۲. مقایسه میانگین و تغییرات pH تیمارهای کمپوست مشترک در طول چهار ماه انکوباسیون در خاک آهکی (a) و اسیدی (b).

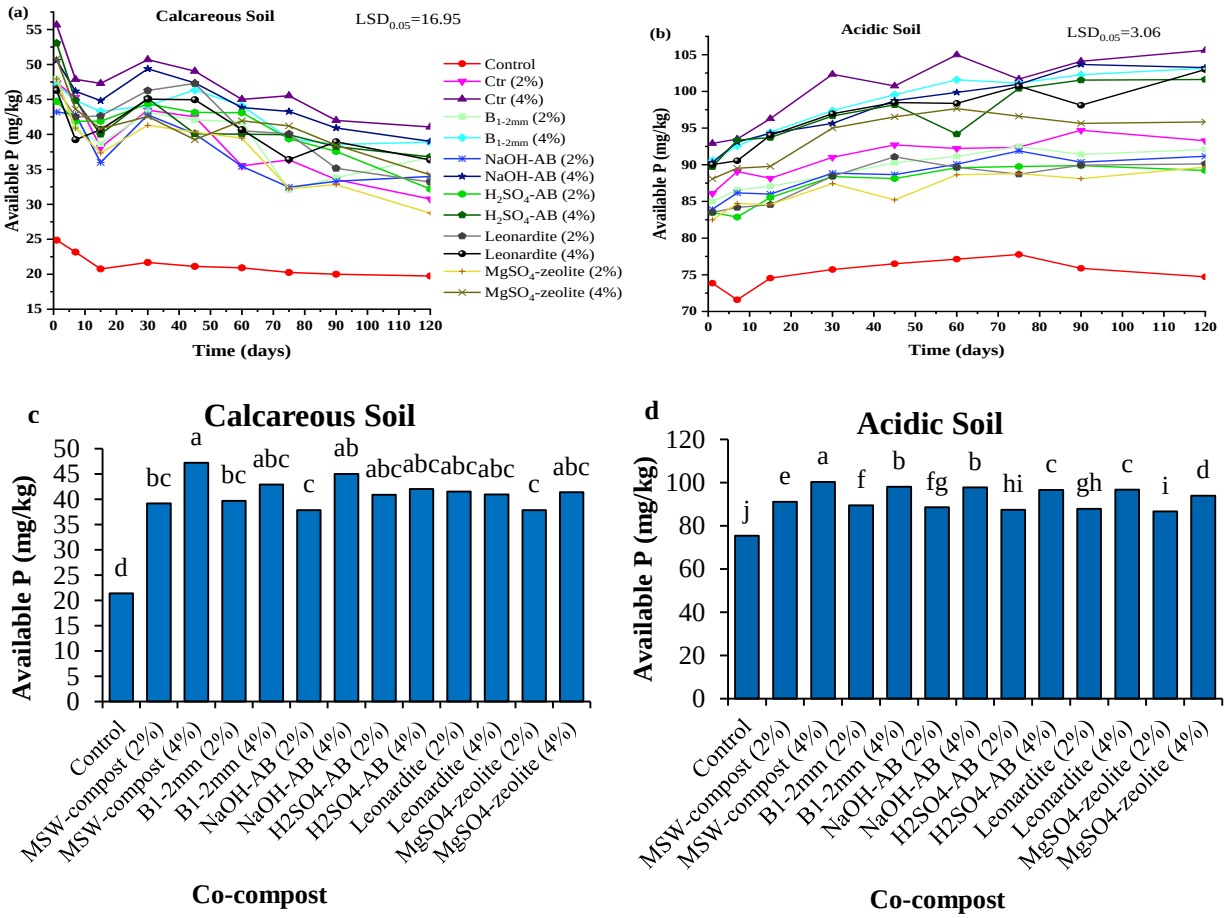
میانگین‌های با حروف لاتین مشابه با آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۵ درصد تفاوت معنادار ندارند.

مقایسه میانگین‌های اثر تیمارهای کمپوست مشترک بر pH خاک‌های آهکی و اسیدی نشان داد که افزودن تیمارهای کمپوست مشترک در دو سطح ۲ و ۴ درصد موجب تفاوت معنادار ($p < 0.05$) pH در خاک‌های مورد مطالعه شد (شکل ۲c,d). سطوح ۴ درصد کمپوست در خاک آهکی کاهش بیشتر و در خاک اسیدی افزایش بیشتر pH را نشان دادند. بیشترین pH در خاک آهکی مربوط به تیمار شاهد (بدون کمپوست) با مقدار ۸/۲۵ بود. در مقابل، تمامی تیمارهای کمپوست مشترک در سطح ۴ درصد باعث کاهش معنی‌دار pH نسبت به شاهد شدند. در خاک آهکی، در بین این تیمارها، پایین‌ترین pH در تیمارهای بیوچار فعال (4%) H_2SO_4-AB (۷/۹۵) و NaOH-AB (4%) (۷/۹۶) ثبت شد. عملکرد مشابه این دو تیمار علی‌رغم تفاوت در نوع ماده فعال‌ساز (اسید در مقابل باز)، به ایجاد گروه‌های عاملی اسیدی (نظیر کربوکسیل، لاکتون و فنول) بر سطح بیوچار در طی هر دو فرایند فعال‌سازی بازمی‌گردد. فعال‌سازی با اسید سولفوریک از طریق افزایش مستقیم گروه‌های اسیدی و کاهش قلیائیت بیوچار، و فعال‌سازی با سود از طریق افزایش گروه‌های عاملی اکسیژن‌دار (به‌ویژه کربوکسیل و هیدروکسیل)، هر دو منجر به افزایش ظرفیت بیوچار در آزادسازی یون‌های هیدروژن (H^+) در محیط خاک آهکی می‌شوند. این یون‌های هیدروژن با کربنات‌های موجود در خاک واکنش داده و باعث کاهش pH می‌گردند. بنابراین، نتیجه نهایی هر دو نوع فعال‌سازی (صرف‌نظر از تفاوت در مسیر شیمیایی) ایجاد سطحی با گروه‌های عاملی اسیدی است که توانایی یکسانی در کاهش pH خاک آهکی دارند (Khalkhal et al., 2025). در خاک اسیدی، بالاترین pH در تیمارهای سطح ۴ درصد به ویژه NaOH-AB (۶/۸۳) و پایین‌ترین pH در تیمار شاهد (۶/۲۱) ثبت شد. در خاک اسیدی برعکس خاک آهکی، تیمارهای سطح ۴ درصد کمپوست، pH بیشتری نسبت به کمپوست‌های سطح ۲ درصد داشتند. افزایش pH خاک اسیدی در اثر کاربرد کمپوست به pH قلیایی‌تر خود کمپوست، واکنش کربنات‌ها و اکسیدهای موجود در آن با یون‌های هیدروژن و آلومینیوم (Dai et al., 2017) و همچنین آزادسازی کاتیون‌های بازی مانند کلسیم، منیزیم و پتاسیم و جایگزینی آنها با کاتیون‌های اسیدی خاک نسبت داده شده است.

تغییرات غلظت فسفر قابل‌جذب در خاک‌های آهکی و اسیدی

نتایج تجزیه واریانس نشان داد که اثر تیمار، برهمکنش تیمار×زمان و زمان انکوباسیون بر فسفر قابل‌جذب خاک اسیدی معنادار ($p < 0.01$) و اثر تیمار و زمان انکوباسیون در خاک آهکی معنادار ($p < 0.01$) ولی اثر برهمکنش تیمار×زمان غیرمعنادار بود (جدول ۳ فایل کمکی). شکل ۳a,b روند تغییرات فسفر قابل‌جذب در دو خاک آهکی و اسیدی را در طول چهار ماه انکوباسیون نشان می‌دهد. در خاک آهکی با افزایش زمان انکوباسیون، فسفر قابل‌جذب کاهش یافت و این کاهش در هر دو شرایط با و بدون مصرف کمپوست مشاهده گردید (شکل ۳). این کاهش در دو هفته اول شدیدتر بود و بعد از مدتی کمپوست مصرف شده با شرایط خاک به تعادل رسید و از آن به بعد تأثیر زمان انکوباسیون بر فسفر قابل‌جذب ضعیف گردید (Rimmer et al., 1993). در خاک آهکی، کمترین مقدار فسفر قابل‌جذب در خاک شاهد مشاهده شد که مشابه با نتایج Maleki و همکاران (۲۰۲۳) و عصاریها و همکاران (۱۳۹۴) است. به نظر می‌رسد کاهش شدید فسفر قابل‌جذب احتمالاً به‌علت غیرمتحرک‌شدن آن توسط ریزجانداران، رسوب همراه با کاتیون‌های خاک از جمله کلسیم (Sathya et al., 2009)، یا جذب سطحی بر روی سطوح اکسیدهای آهن و آلومینیوم (Reed et al., 2011)، رس‌ها و آهک می‌باشد (Sathya et al., 2009). هم‌سو با یافته‌های ما، عصاریها (۱۳۹۴) و Al-Rohily ۲۰۱۳ (نیز کاهش فسفر قابل‌جذب در هفته اول پس از افزودن کمپوست را به افزایش جمعیت باکتری‌های تثبیت‌کننده فسفر در پی آزادسازی اولیه آن نسبت دادند. از سوی دیگر، اما افزایش فسفر بعد از کاهش ابتدایی احتمالاً می‌توان به دلیل آزاد شدن دی‌اکسید کربن در جریان تجزیه مواد آلی کمپوست و تولید اسید کربنیک و کاهش pH و در نتیجه انحلال فسفات نسبت داد (Naryanasamy & Biswa, 2006). همچنین احتمال می‌رود که ترکیبات آلی با کمپلکس‌کردن کلسیم محلول و کاهش غلظت آن، از تشکیل فسفات کلسیم جلوگیری کرده و قابلیت جذب فسفر را افزایش دهند (گلچین و همکاران، ۱۳۹۰).

روند تغییرات فسفر قابل‌جذب در خاک اسیدی برخلاف خاک آهکی، افزایشی بود. Gangon & Simard (۱۹۹۹) گزارش کردند که در نمونه خاک‌های دارای فسفر و مواد هیومیکی بالا و نسبت C/P پایین (کمتر از ۲۰۰)، رهاسازی فسفر بیشتر خواهد بود. به‌نظر می‌رسد که کمپوست مشترک می‌تواند انحلال فسفر را از طریق تولید اسیدهای آلی یا مواد هیومیکی که با فسفر برای مکان‌های جذب رقابت می‌کنند، افزایش دهد (Alder and Sikora, 2003). همچنین احتمال دارد اسیدهای آلی حاصل از تجزیه مواد آلی با جذب بر روی سطوح و اشغال مکان‌های فعال، از تشکیل رسوبات جدید جلوگیری کنند و با ایجاد کمپلکس با کاتیون‌های کلسیم، فعالیت این یون‌ها را کاهش دهند (Cooperband and Good, 2002).



شکل ۰ مقایسه میانگین و تغییرات غلظت فسفر قابل‌جذب تیمارهای کمپوست مشترک در طول چهار ماه انکوباسیون در خاک آهکی و اسیدی. میانگین‌های با حروف لاتین مشابه با آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۵ درصد تفاوت معنادار ندارند.

مقایسه میانگین‌های اثر تیمارهای کمپوست مشترک بر فسفر قابل‌جذب خاک‌های آهکی و اسیدی نشان داد که افزودن تیمارهای کمپوست مشترک در دو سطح ۲ و ۴ درصد موجب افزایش معنادار ($p < 0.05$) فسفر قابل‌جذب در خاک‌های مورد مطالعه شد (شکل ۶a,b). این افزایش در تیمارهای سطح ۴ درصد بیشتر از تیمارهای سطح ۲ درصد بود. بیشترین غلظت فسفر قابل‌جذب در هردو خاک آهکی (۴۷/۲۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و اسیدی (۱۰۰/۲۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم)، مربوط به تیمار MSW-compost (4%) و کمترین غلظت فسفر قابل‌جذب در خاک‌های آهکی (۲۱/۳۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و اسیدی (۷۵/۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم) در تیمار شاهد ثبت شد. این نتایج ناشی از غلظت بالای فسفر در ترکیبات کمپوست پسماند شهری و قابلیت معدنی‌شدن و آزادسازی آسان فسفر آلی در فرایند انکوباسیون است.

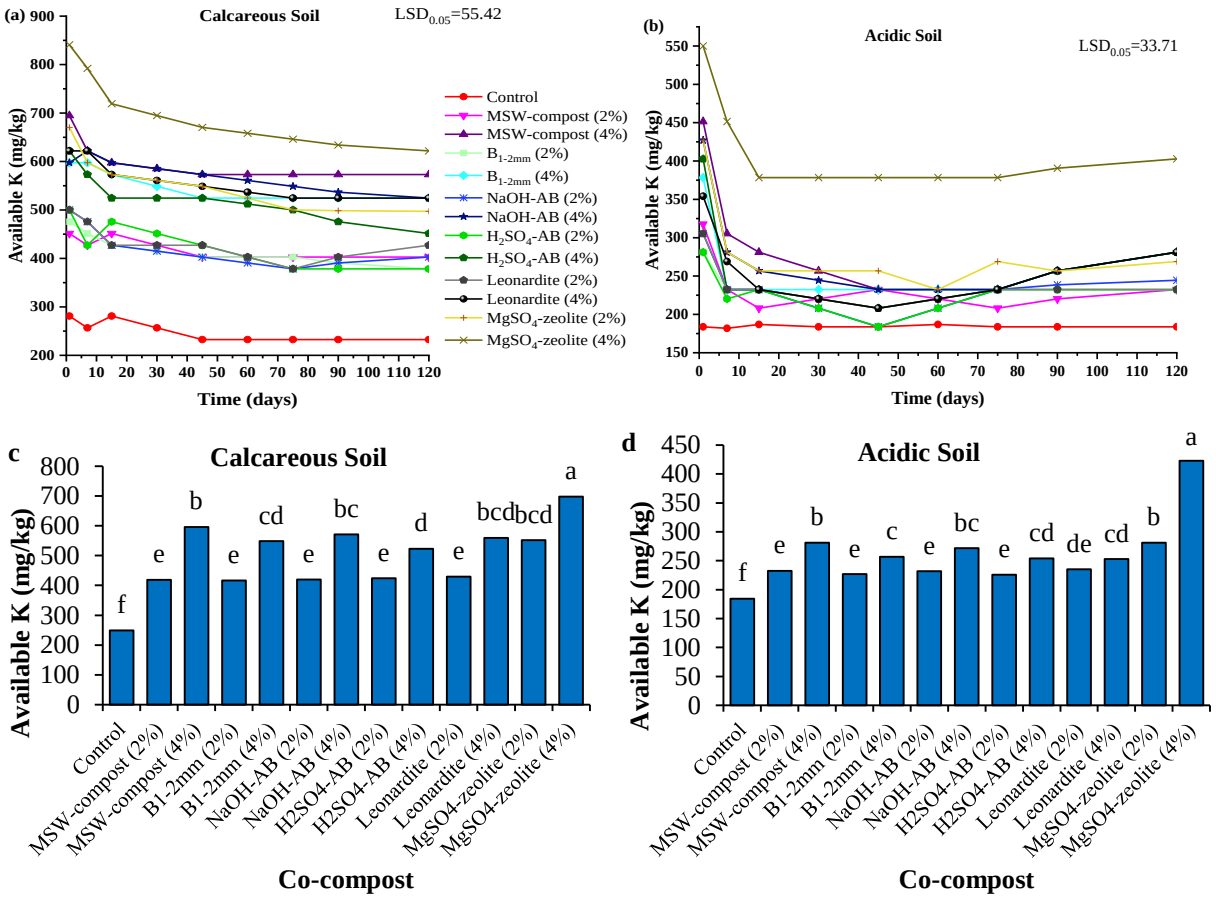
تغییرات غلظت پتاسیم قابل‌جذب در خاک‌های آهکی و اسیدی

نتایج تجزیه واریانس نشان داد که اثر اصلی تیمار، برهمکنش تیمار×زمان و زمان انکوباسیون بر غلظت قابل‌جذب پتاسیم خاک اسیدی معنادار ($p < 0.01$) و اثر تیمار و زمان انکوباسیون خاک آهکی معنادار ($p < 0.01$) و اثر برهمکنش تیمار×زمان غیرمعنادار بود (جدول ۴ فایل کمکی). پتاسیم قابل‌جذب در هر دو نوع خاک آهکی و اسیدی با افزایش زمان انکوباسیون کاهش معناداری داشت که بیشترین کاهش در دو هفته اول رخ داد و سپس تغییرات تقریباً ثابت شد (شکل ۴). کاهش اولیه احتمالاً به دلیل تثبیت پتاسیم در کانی‌های رسی و ترکیبات آهکی و همچنین مصرف پتاسیم توسط ریزجانداران جهت فرایند تجزیه مواد آلی بوده است.

هم‌سو با این یافته‌ها، در خاک‌های آهکی پتاسیم در ترکیبات حاوی آهن، منیزیم و کلسیم تثبیت شده و دسترسی گیاه را محدود می‌کند(Najafi-Ghiri et al., 2019) ، در حالی که در خاک‌های اسیدی کاهش پتاسیم قابل‌جذب به جذب بیشتر آن توسط کانی‌های رس در pH پایین نسبت داده شده است (Liu et al., 2010).

مقایسه میانگین‌های اثر تیمارهای کمپوست مشترک بر غلظت قابل‌جذب پتاسیم خاک‌های آهکی و اسیدی نشان داد که افزودن

تیمارهای کمپوست مشترک در دو سطح ۲ و ۴ درصد موجب افزایش معنادار ($p < 0.05$) پتاسیم قابل‌جذب در خاک‌های مورد مطالعه شد (شکل ۴c,d). این افزایش در تیمارهای سطح ۴ درصد بیشتر از تیمارهای سطح ۲ درصد بود. علاوه بر این، بیشترین غلظت پتاسیم قابل‌جذب در هردو خاک آهکی (۶۹۷/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و اسیدی (۴۲۳/۰۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم)، مربوط به تیمار $MgSO_4$-zeolite (4%) و کمترین غلظت پتاسیم قابل‌جذب در خاک‌های آهکی (۲۴۸/۶۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و اسیدی (۱۸۴/۲۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم) در تیمار شاهد ثبت شد. برتری چشمگیر تیمار $MgSO_4$-zeolite در تأمین و نگهداشت پتاسیم، ناشی از دو مکانیسم هم‌افزا است. اول، ظرفیت تبادل کاتیونی بالای زئولیت که با جذب انتخابی K^+ و جایگزینی آن با Mg^{2+} ، از آبشویی پتاسیم در خاک‌های شنی و اسیدی جلوگیری می‌کند (Moraetis et al., 2016)، و دوم، اصلاح با منیزیم که با افزایش میل ترکیبی زئولیت به پتاسیم، رهاسازی تدریجی آن را تضمین می‌کند. افزودن تیمارهای کمپوست مشترک (در هر دو سطح ۲ و ۴ درصد) نسبت به شاهد به طور معناداری میزان را افزایش داد. افزایش پتاسیم قابل‌جذب ناشی از کمپوست به چند عامل مرتبط است: کمپوست خود منبع غنی از پتاسیم محلول و قابل‌جذب است که طی معدنی‌شدن تدریجاً آزاد می‌شود؛ از سوی دیگر، تجزیه مواد آلی کمپوست با تولید اسیدهای آلی و تحریک فعالیت میکروبی، آزادسازی پتاسیم از شبکه معدنی خاک و کمپوست را تسریع می‌کند(Olaniyan et al., 2022) ؛ همچنین کمپوست با افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی خاک، نگهداری و در نتیجه فراهمی پتاسیم برای گیاه را بهبود می‌بخشد (Hirzel et al., 2022 ؛ ضرابی و همکاران، ۱۳۹۹).

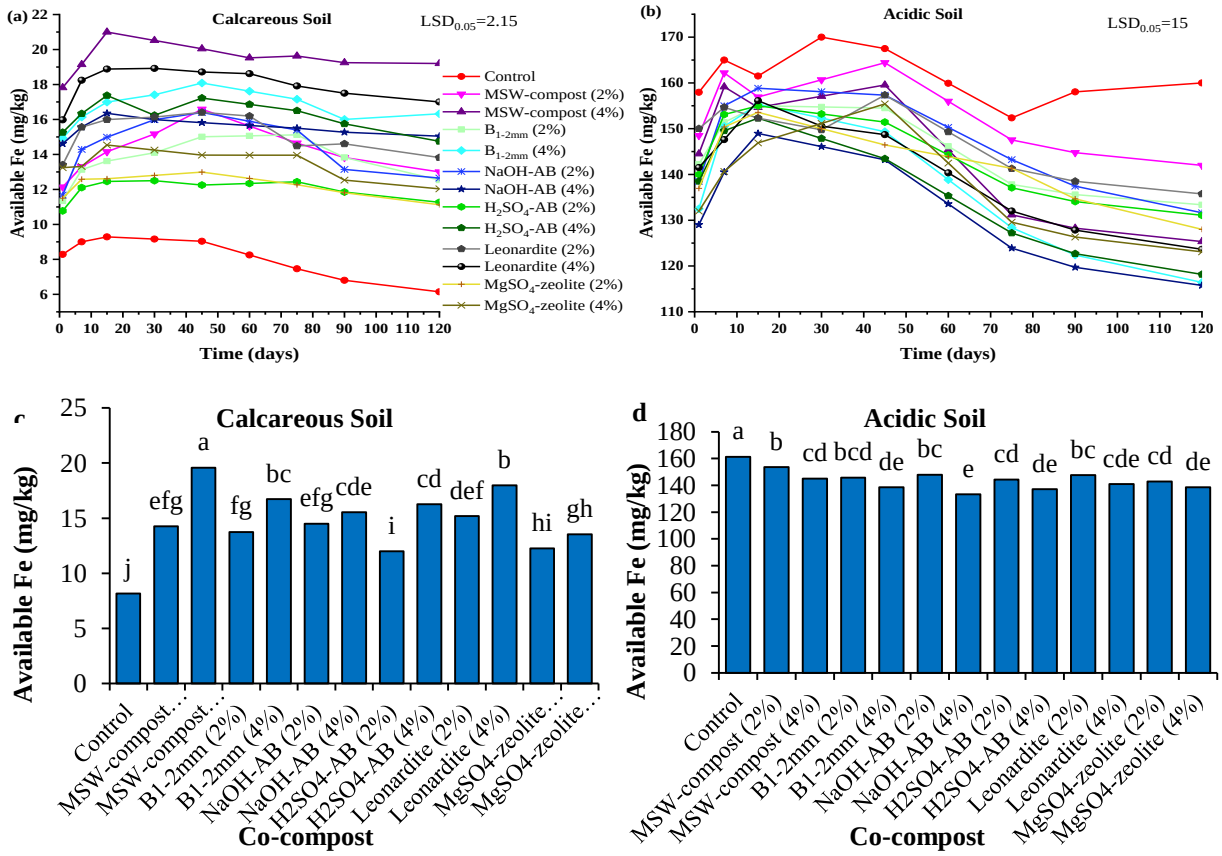


شکل ۴. مقایسه میانگین و تغییرات غلظت پتاسیم قابل‌جذب تیمارهای کمپوست مشترک در طول چهار ماه انکوباسیون در خاک آهکی و اسیدی (میانگین‌های با حروف لاتین مشابه با آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۵ درصد تفاوت معنادار ندارند).

تغییرات غلظت آهن قابل‌جذب در خاک‌های آهکی و اسیدی

نتایج تجزیه واریانس نشان داد که اثر اصلی تیمار و زمان انکوباسیون بر غلظت آهن قابل‌جذب خاک‌های آهکی و اسیدی معنادار ($p < 0.01$) ولی برهمکنش تیمار×زمان در هردو خاک غیرمعنادار بود (جدول ۵ فایل کمکی). شکل ۵a,b روند تغییرات غلظت آهن قابل‌جذب

در خاک آهکی و اسیدی مورد استفاده را نشان می‌دهد. غلظت آهن قابل‌جذب در خاک‌های آهکی و اسیدی با افزودن کمپوست مشترک، تقریباً مشابه و در ابتدا افزایش و سپس کاهش یافت. افزایش یا کاهش فعالیت Fe (III) در خاک وابسته به pH است. بدین صورت که به ازای هر واحد افزایش pH، انحلال‌پذیری Fe (III)، ۱۰۰۰برابر کاهش یافته و با افزایش pH به بیشتر از ۷/۵ سطح آهن به کمتر از $^{-۲۰}$ ۱۰ مولار کاهش می‌یابد (Lindsay, 1979). حداقل انحلال‌پذیری آهن در pH بین ۷/۴ تا ۸/۵ بدست می‌آید (Colombo et al., 2014). لذا با توجه به روند pH، با کاهش pH در روزهای ابتدای انکوباسیون خاک آهکی، غلظت آهن افزایش یافت و با افزایش تدریجی pH در این خاک، غلظت آهن قابل‌جذب کاهش پیدا کرد. طبیعی است که تجزیه ترکیبات آلی همچون کمپوست باعث آزاد شدن آهن موجود در آنها می‌گردد. ضمن اینکه با تجزیه مواد آلی، برخی ترکیبات آلی محلول تولید می‌گردد که با آهن تشکیل کمپلکس داده و بدین ترتیب آهن محلول خاک‌ها افزایش می‌یابد. به هر حال آهن آزاد شده به‌تدریج جذب سطحی ذرات خاک شده یا تبدیل به ترکیبات کم محلول آهن می‌گردد، لذا از غلظت آهن محلول خاک کاسته می‌گردد (You et al., 1999; De Volder et al., 2004). این یافته با نتایج پژوهش‌های اخیر روی خاک‌های آهکی نیز همسو است؛ به‌طوری‌که Bostani, (2018) گزارش کرد افزودن کمپوست پسماند شهری غلظت و تحرک آهن را در بخش‌های مختلف یک خاک آهکی به‌طور معنادار افزایش می‌دهد و این افزایش با کاهش pH و ارتقای ماده آلی خاک همبستگی دارد. به همین ترتیب، برخی پژوهشگران نیز نشان دادند که کاربرد کمپوست دامی و ورمی‌کمپوست در خاک‌های آهکی، از طریق بهبود ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی و زیستی خاک، فراهمی آهن را به‌طور محسوسی افزایش و کمبود آهن ناشی از آهکی بودن خاک را کاهش می‌دهد (Krouma, 2023; Hafez et al., 2025). این نتایج مطابق با نتایج دره‌قایدی و همکاران (۱۳۹۱) است که گزارش کردند کمترین درصد نامتحرک‌سازی[۱]آهن در خاک اسیدی با pH برابر با ۶/۴ و بیشترین درصد نامتحرک سازی در خاک آهکی با pH برابر با ۷/۹ بود.



شکل ۰. مقایسه میانگین و تغییرات غلظت آهن قابل‌جذب تیمارهای کمپوست مشترک در طول چهار ماه انکوباسیون در خاک آهکی (a) و اسیدی (b).

میانگین‌های با حروف لاتین مشابه با آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۵ درصد تفاوت معنادار ندارند.

[۱] Immobilization

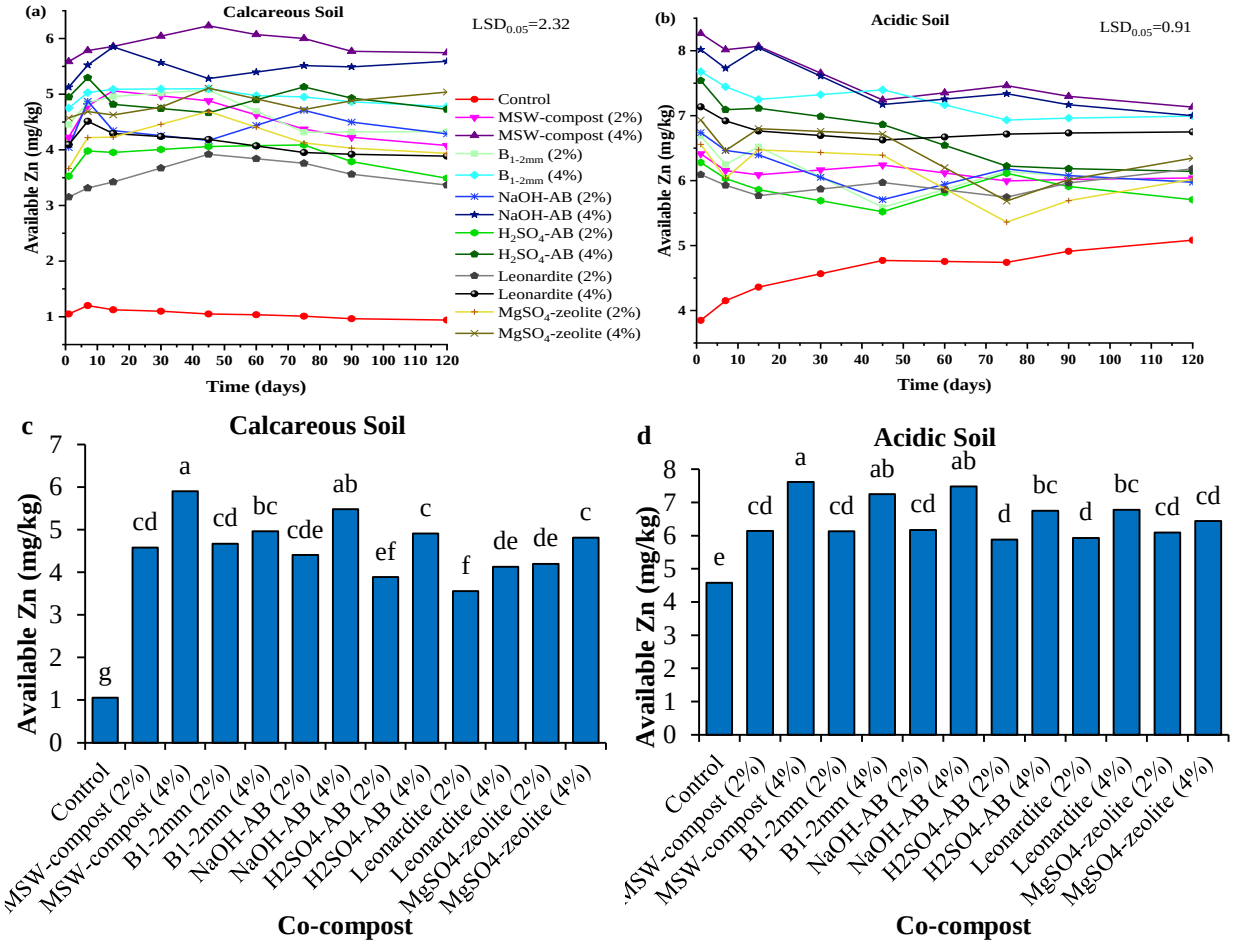
مقایسه میانگین‌های اثر تیمارهای کمپوست مشترک بر آهن قابل‌جذب خاک آهکی نشان داد که افزودن تیمارهای کمپوست مشترک در دو سطح ۲ و ۴ درصد موجب افزایش معنادار ($p < 0.05$) آهن قابل‌جذب شد (شکل ۵b,c). این افزایش در تیمارهای سطح ۴ درصد بیشتر از تیمارهای سطح ۲ درصد بود. اما در خاک اسیدی برعکس خاک آهکی، غلظت آهن قابل‌جذب در شاهد بیشتر از تیمارهای مورد استفاده کمپوست بود. بیشترین غلظت آهن قابل‌جذب در خاک آهکی (۱۹/۵۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم) مربوط به تیمار MSW-compost (4%) و کمترین غلظت آهن قابل‌جذب در خاک آهکی (۸/۱۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم) در تیمار شاهد ثبت شد. این افزایش آهن قابل‌جذب در خاک آهکی می‌تواند به دنبال افزایش فعالیت میکروبی، تجزیه مواد آلی کمپوست و تولید اسیدهای آلی حاصل از این فرایندها ایجاد شود که باعث انحلال ترکیبات آهن موجود در خاک و افزایش جذب آن توسط گیاه می‌شود (Ramzani et al., 2016). از سوی دیگر، در خاک اسیدی، نتایج به گونه‌ای متفاوت بود (شکل ۵d). بیشترین غلظت آهن قابل‌جذب در خاک اسیدی در تیمار شاهد (۱۶۱/۳۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و کمترین غلظت آهن قابل‌جذب در تیمار NaOH-AB (4%) (۱۳۳/۴۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم) ثبت شد. این کاهش نه تنها به افزایش pH (و رسوب Fe^{3+} به‌صورت هیدروکسید) بازمی‌گردد، بلکه به جذب سطحی آهن بر روی گروه‌های عاملی کربوکسیل و هیدروکسیل ایجادشده بر سطح بیوچار در طی فعال‌سازی شیمیایی نیز مرتبط است که با تشکیل کمپلکس‌های سطحی پایدار، از بازگشت آهن به فاز محلول جلوگیری می‌نماید (Khalkhal et al., 2025). بنابراین، بیوچار فعال‌شده بسته به شرایط خاک، می‌تواند هم به‌عنوان ماده‌ای برای افزایش فراهمی (در خاک آهکی) و هم به‌عنوان ماده‌ای برای کاهش سمیت (در خاک اسیدی) عمل کند. این مشاهده با فرض جلوگیری از سمیت آهن در خاک‌های اسیدی همخوانی دارد، چرا که در این نوع خاک‌ها آهن در فرم‌های محلول فراتر از نیاز گیاهان وجود دارد و کمپوست می‌توانند با افزایش pH موضعی یا تشکیل کمپلکس‌های آلی، آهن قابل‌جذب را کاهش دهند و در نتیجه روند سمیت را کنترل کنند (Justi et al., 2022). بنابراین، کاهش آهن قابل‌جذب در خاک اسیدی می‌تواند همچنین ناشی از جذب بیشتر آهن به بخش‌های آلی خاک یا کانی‌های رسی در حضور مواد آلی کمپوست باشد و موجب تثبیت آهن در فرم‌های غیرقابل‌جذب برای گیاه شود. بنابراین، اثر کمپوست در خاک اسیدی حالت حفاظتی دارد و از آسیب بالقوه ناشی از تجمع آهن در محلول ریشه جلوگیری می‌کند.

تغییرات غلظت روی قابل‌جذب در خاک‌های آهکی و اسیدی

نتایج تجزیه واریانس نشان داد که در خاک آهکی تنها اثر تیمار و در خاک اسیدی اثر تیمار و زمان انکوباسیون بر غلظت روی قابل‌جذب معنادار بود ($p < 0.01$;جدول ۶ فایل کمکی). شکل ۶a,b روند تغییرات روی قابل‌جذب در خاک آهکی و اسیدی را نشان می‌دهد. غلظت روی قابل‌جذب در خاک‌های آهکی با افزودن کمپوست مشترک در ابتدا افزایش و سپس کاهش یافت. اما در تیمار شاهد در طول انکوباسیون به کمتر از مقدار اولیه خود رسید. در خاک‌های اسیدی برخلاف خاک آهکی، روند تغییرات روی قابل‌جذب در تیمار شاهد افزایشی بود که احتمالاً به دلیل کاهش pH و آزادسازی روی از ترکیبات نامحلول است. در مقابل، در تیمارهای کمپوست، کاهش غلظت روی قابل‌جذب مشاهده شد که ممکن است ناشی از تشکیل کمپلکس‌های آلی–فلزی با مواد آلی موجود در کمپوست باشد (Bolan et al., 2014; Violante et al., 2010). نکته‌ی قابل‌توجه در روند تغییرات غلظت قابل‌جذب روی و همچنین آهن این است که در خاک اسیدی روند تغییرات غلظت روی و آهن در تیمارهای کمپوست (کاهشی) برعکس تیمار شاهد (افزایشی) است. این رفتار مشابه به افزایش pH در تیمارهای کمپوست و کاهش pH در تیمار بدون کمپوست خاک اسیدی است (شکل ۶b). به عبارت دیگر، با افزایش pH در تیمارهای کمپوست در خاک اسیدی، غلظت قابل‌جذب آهن و روی کاهش و با کاهش pH در تیمار بدون کمپوست خاک اسیدی، غلظت آهن و روی افزایش پیدا کرد.

مقایسه میانگین‌های اثر تیمارهای کمپوست مشترک بر غلظت روی قابل‌جذب خاک‌های آهکی و اسیدی نشان داد که افزودن تیمارهای کمپوست مشترک در دو سطح ۲ و ۴ درصد موجب افزایش معنادار ($p < 0.05$) روی قابل‌جذب در خاک‌های مورد مطالعه شد (شکل ۶c,d). این افزایش در تیمارهای سطح ۴ درصد بیشتر از تیمارهای سطح ۲ درصد بود. با توجه به اینکه سطح بحرانی روی قابل‌جذب گیاه ۱/۲۵ است (اسدی کنگرشاهی و ملکوتی، ۱۳۸۲)، افزودن کمپوست به این خاک الزامی است. اما در خاک اسیدی غلظت روی قابل‌جذب در تیمار شاهد بیشتر از سطح بحرانی است و کاربرد کمپوست به منظور افزایش فراهمی روی توصیه نمی‌شود. بیشترین غلظت روی قابل‌جذب در هردو خاک آهکی (۵/۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و اسیدی (۷/۶۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم)، مربوط به تیمار MSW-compost (4%) و کمترین غلظت روی قابل‌جذب در خاک‌های آهکی (۱/۰۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و اسیدی (۴/۵۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم) در تیمار شاهد ثبت شد. به طور کلی، در خاک‌های اسیدی با غلظت اولیه بالای روی، استفاده از کمپوست ممکن است تأثیر محدودی داشته باشد یا حتی منجر به کاهش دسترسی روی شود. قابل ذکر است که اگرچه در برخی پژوهش‌ها آنتاگونیسم بین فسفر و روی گزارش شده است،

اما این پدیده عمدتاً در سطح فیزیولوژیکی گیاه (کاهش غلظت روی در شاخساره و دانه در اثر مصرف زیاد فسفر) رخ می‌دهد و در شرایط انکوباسیون بدون حضور گیاه قابل‌بروز نیست. همچنین، ماده آلی موجود در کمپوست با تشکیل کمپلکس‌های آلی–فلزی، از واکنش روی با فسفات و تشکیل رسوبات نامحلول روی–فسفات جلوگیری می‌کند. به‌علاوه، در خاک‌های آهکی، کربنات‌ها نقش غالب‌تری در جذب روی دارند و افزایش فسفر لزوماً منجر به کاهش روی محلول نمی‌شود. بنابراین، افزایش هم‌زمان غلظت فسفر و روی قابل‌جذب به ویژه در تیمار MSW-compost با اصول علمی فوق سازگار است.

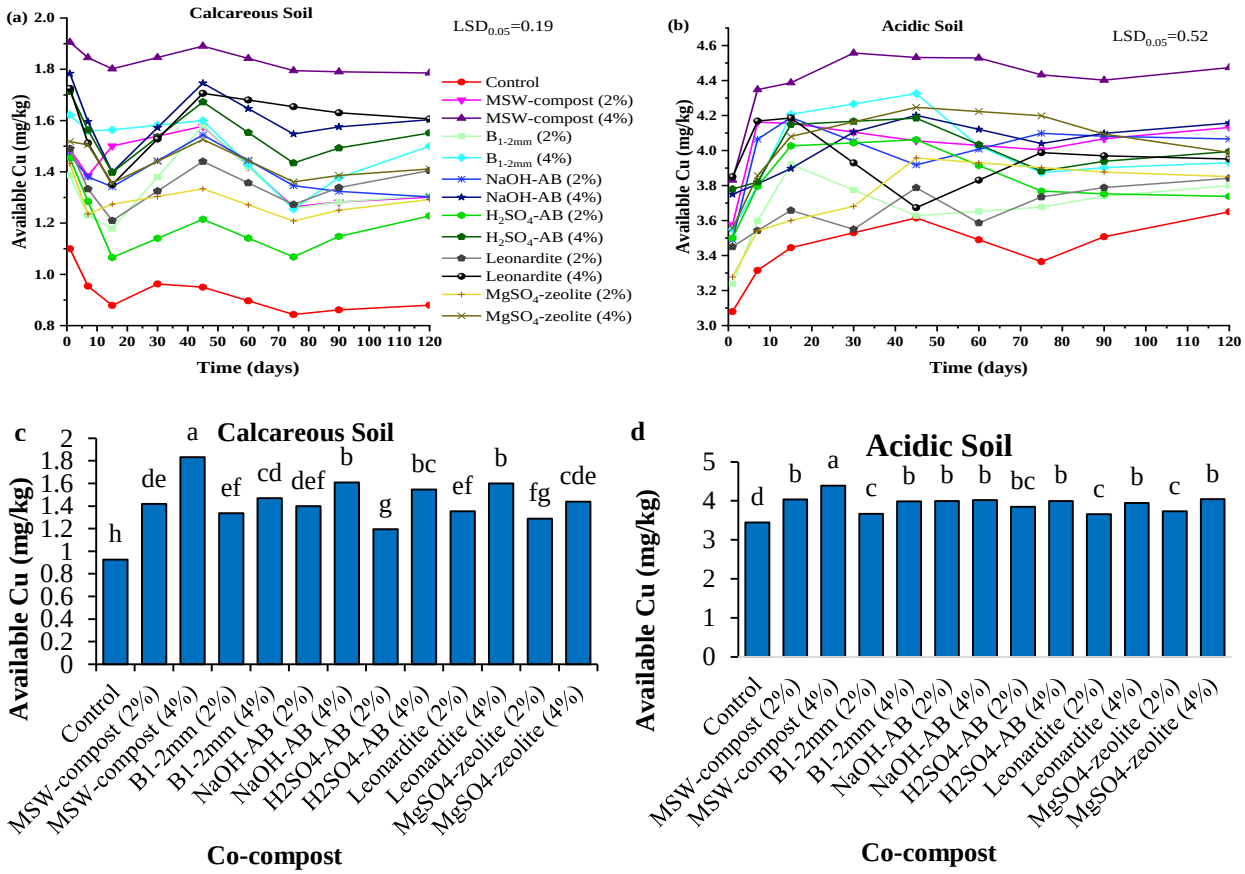


شکل ۶. مقایسه میانگین و تغییرات غلظت روی قابل‌جذب تیمارهای کمپوست مشترک در طول چهار ماه انکوباسیون در خاک آهکی و اسیدی. میانگین‌های با حروف لاتین مشابه با آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۵ درصد تفاوت معنادار ندارند.

تغییرات غلظت مس قابل‌جذب در خاک‌های آهکی و اسیدی

نتایج تجزیه واریانس نشان داد که اثر تیمار و زمان انکوباسیون بر غلظت مس قابل‌جذب خاک‌های آهکی و اسیدی معنادر ($p < 0.01$) و اثر برهمکنش تیمار×زمان هر دو خاک غیرمعنادار بود (جدول ۷ فایل کمکی). شکل ۷a,b روند تغییرات غلظت مس قابل‌جذب در خاک آهکی و اسیدی در تیمارهای با و بدون کمپوست مشترک را نشان می‌دهد. در خاک آهکی، غلظت مس قابل‌جذب در طول دوره انکوباسیون، چه با افزودن کمپوست و چه بدون آن، روند کاهشی داشت. این کاهش می‌تواند به دلیل باشد که مس در pHهای بالا به‌صورت هیدروکسید مس ($Cu(OH^+)$) در می‌آید و در pH بالاتر از ۷ رسوب می‌کند. در این خاک‌ها مس بیشتر به فرم‌های نامحلول تبدیل می‌شود و همچنین فرایندهای جذب و رسوب مس روی کانی‌های رسی و آهک منجر به کاهش مس قابل‌جذب می‌گردد (Kabata-Pendias, 2000). همچنین کاهش تدریجی ممکن است ناشی از جذب و تثبیت مس در فاز جامد خاک باشد (Alloway, 2012). برخلاف خاک آهکی، در خاک اسیدی غلظت مس قابل‌جذب به طور نسبی افزایش یافت. در خاک اسیدی، غلظت مس محلول در خاک به‌دلیل انحلال کربنات‌ها و آزاد شدن مس و عناصر محبوس در آن‌ها افزایش می‌یابد (Lindsay and Norvell, 1969). در خاک‌های اسیدی، یون مس زیادی به صورت قابل‌جذب و محلول در خاک وجود دارد زیرا میزان تثبیت مس کمتر بوده و امکان آزادشدن مس از کمپوست و منابع دیگر بیشتر

است (Brady et al., 2008). کاهش غلظت مس قابل‌جذب مشاهده شد که ممکن است ناشی از تشکیل کمپلکس‌های آلی–فلزی با مواد آلی موجود در کمپوست باشد (Walker & Bernal, 2008). همچنین این مکانیسم می‌تواند در کاهش فراهمی سایر عناصر کم‌مصرف مانند منگنز نیز نقش داشته باشد. دره‌قایدی و همکاران (۱۳۹۱) گزارش کردند که کمترین درصد نامتحرک سازی مس در خاک اسیدی با pH برابر با ۶/۵ و بیشترین درصد نامتحرک سازی در خاک آهکی با pH برابر با ۷/۴ مشاهده شد.



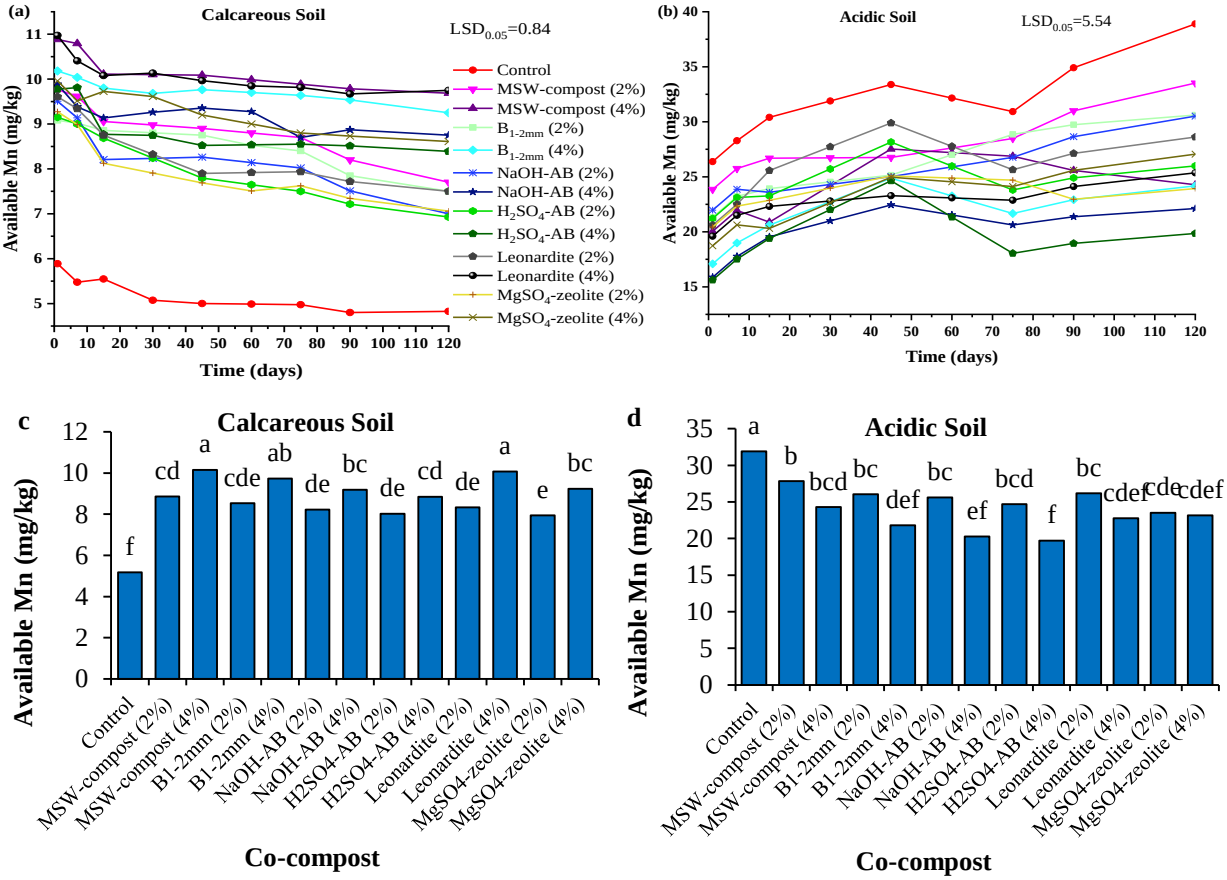
شکل ۰ مقایسه میانگین و تغییرات غلظت مس قابل‌جذب تیمارهای کمپوست مشترک در طول چهار ماه انکوباسیون در خاک آهکی و اسیدی. میانگین‌های با حروف لاتین مشابه با آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۵ درصد تفاوت معنادار ندارند.

مقایسه میانگین‌های اثر تیمارهای کمپوست مشترک بر غلظت مس قابل‌جذب خاک‌های آهکی و اسیدی نشان داد که افزودن تیمارهای کمپوست مشترک در دو سطح ۲ و ۴ درصد موجب افزایش معنادار ($p < 0.05$) مس قابل‌جذب در خاک‌های مورد مطالعه شد (شکل ۷c,d). این افزایش در تیمارهای سطح ۴ درصد بیشتر از تیمارهای سطح ۲ درصد بود. بیشترین غلظت مس قابل‌جذب در هردو خاک آهکی (۱/۸۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و اسیدی (۴/۳۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم)، مربوط به تیمار MSW-compost (4%) و کمترین غلظت مس قابل‌جذب در خاک‌های آهکی (۰/۹۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و اسیدی (۳/۴۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم) در تیمار شاهد ثبت شد. با توجه به اینکه سطح بحرانی مس قابل‌جذب گیاه برابر یک است (عبدالملکی و همکاران، ۱۳۹۶)، افزودن کمپوست به این خاک الزامی است. اما در خاک اسیدی غلظت مس قابل‌جذب در تیمار شاهد بیشتر سطح بحرانی است و کاربرد کمپوست به منظور افزایش فراهمی مس توصیه نمی‌شود.

تغییرات غلظت منگنز قابل‌جذب در خاک‌های آهکی و اسیدی

نتایج تجزیه واریانس نشان داد که اثر تیمار، برهمکنش تیمار×زمان و زمان انکوباسیون بر غلظت منگنز قابل‌جذب خاک اسیدی معنادار ($p < 0.01$) و اثر تیمار و زمان انکوباسیون خاک آهکی معنادار ($p < 0.01$) و اثر برهمکنش تیمار×زمان غیرمعنادار بود (جدول ۸ فایل کمکی). نتایج این تحقیق نشان داد که در هر دو شرایط با و بدون مصرف کمپوست در خاک آهکی با افزایش زمان انکوباسیون، غلظت منگنز قابل‌جذب کاهش یافت (شکل ۸a).

روند کاهشی منگنز قابل‌جذب با زمان در خاک آهکی احتمالاً می‌تواند تا حدی با تثبیت تدریجی منگنز در ساختار کانی‌های ثانویه، جذب سطحی بر رسوبات آهکی و یا کاهش حلالیت آن در pH بالای این خاک‌ها مرتبط باشد(Kabata-Pendias, 2000) ؛ اثبات قطعی هر یک از این مکانیسم‌ها مستلزم بررسی‌های تکمیلی گونه‌بندی و فازهای معدنی منگنز است. برخلاف خاک آهکی، در خاک اسیدی منگنز قابل‌جذب در طول زمان افزایش یافت ولی افزودن کمپوست باعث کاهش آن نسبت به تیمار شاهد شد (شکل ۸b). این کاهش فراهمی منگنز در اثر افزودن کمپوست، با احتمال تشکیل کمپلکس‌های آلی بین منگنز و ترکیبات آلی حاصل از تجزیه کمپوست و نیز افزایش موضعی pH خاک قابل‌توجیه است. با این حال، از آنجا که در این پژوهش شاخص‌هایی نظیر غلظت منگنز در بافت گیاه، میزان جذب آن، علائم سمیت یا شاخص‌های رشد گیاه اندازه‌گیری نشده است، نمی‌توان این کاهش غلظت منگنز قابل‌جذب خاک را به‌طور قطعی به‌عنوان شاهدی بر جلوگیری از سمیت منگنز تفسیر کرد.



شکل ۰ مقایسه میانگین و تغییرات غلظت منگنز قابل‌جذب تیمارهای کمپوست مشترک در طول چهار ماه انکوباسیون در خاک آهکی و اسیدی. میانگین‌های با حروف لاتین مشابه با آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۵ درصد تفاوت معنادار ندارند.

مقایسه میانگین‌های اثر تیمارهای کمپوست مشترک بر غلظت منگنز قابل‌جذب در خاک آهکی نشان داد که افزودن تیمارهای کمپوست مشترک در دو سطح ۲ و ۴ درصد موجب افزایش معنادار ($p < 0.05$) منگنز قابل‌جذب شد (شکل ۸c,d). این افزایش در تیمارهای سطح ۴ درصد بیشتر از تیمارهای سطح ۲ درصد بود. اما در خاک اسیدی غلظت منگنز قابل‌جذب در شاهد بیشتر از تیمارهای مورد استفاده بود. بیشترین غلظت منگنز قابل‌جذب در خاک آهکی (۱۰/۰۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم) مربوط به تیمار Leonardite (4%) و کمترین غلظت منگنز قابل‌جذب در خاک آهکی (۵/۱۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم) در تیمار شاهد ثبت شد. بیشترین غلظت منگنز قابل‌جذب در خاک اسیدی در تیمار شاهد (۳۱/۹۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و کمترین غلظت منگنز قابل‌جذب در تیمار H_2SO_4-AB (4%) (۱۹/۷۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم) ثبت شد. عملکرد متمایز تیمارهای کمپوست مشترک در این بخش، به‌خوبی نقش اختصاصی هر افزودنی را آشکار می‌سازد .تیمار Leonardite به‌عنوان غنی‌ترین منبع اسیدهای هیومیک و فولویک، از طریق تشکیل کمپلکس‌های آلی–فلزی با Mn^{2+} ، حلالیت آن را در خاک آهکی افزایش داده و بالاترین غلظت منگنز قابل‌جذب را در این خاک ایجاد کرد. در مقابل، تیمار H_2SO_4-AB در خاک اسیدی،

با مکانیسم افزایش pH و جذب سطحی منگنز بر روی گروه‌های عاملی اسیدی بیوچار فعال، بیشترین کاهش منگنز قابل‌جذب (از ۳۱/۹۱ به ۱۹/۷۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم) را به همراه داشت. همچنین، تیمار $MgSO_4$-zeolite با افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی، احتمالاً از طریق تبادل یونی، منگنز اضافی را در شبکه زئولیت تثبیت کرده و از ورود آن به فاز محلول جلوگیری می‌نماید. این مشاهدات نشان می‌دهد که انتخاب نوع افزودنی به شرایط اولیه خاک بستگی دارد. در خاک‌های آهکی با کمبود منگنز، لئوناردیت انتخاب بهتری است، در حالی‌که در خاک‌های اسیدی با سمیت منگنز، بیوچار فعال‌شده با اسید سولفوریک عملکرد مطلوب‌تری دارد.

نتیجه‌گیری

نتایج انکوباسیون نشان داد که سطح ۴ درصد کمپوست، بالاترین تأثیر معنادار ($p < 0.05$) را بر ویژگی‌های شیمیایی و غلظت قابل‌جذب عناصر غذایی در هر دو خاک آهکی و اسیدی داشت. این مطالعه، که به بررسی تغییرات غلظت عناصر قابل‌استخراج خاک تحت شرایط انکوباسیون محدود بود، نشان داد که تیمار کمپوست الگوی متفاوتی در تغییرات غلظت آهن و منگنز قابل‌جذب دو نوع خاک ایجاد می‌کند. بدین صورت که در خاک‌های آهکی باعث افزایش و در خاک‌های اسیدی باعث کاهش غلظت این عناصر شد. در کاربرد تیمارهای کمپوست مشترک در خاک آهکی و با افزایش زمان انکوباسیون، غلظت قابل‌جذب فسفر، پتاسیم، آهن، مس و منگنز کاهش یافت. اما در خاک اسیدی، غلظت قابل‌جذب فسفر، مس و منگنز افزایش و غلظت پتاسیم، آهن و روی کاهش یافت. تیمار MSW-compost (4%) به‌طور معناداری ($p < 0.05$) منجر به بالاترین غلظت عناصر قابل‌استخراج در هر دو نوع خاک شد، اما در عین حال بالاترین EC را نیز ایجاد کرد که می‌تواند مخاطره شوری را به همراه داشته باشد. در مقابل، تیمارهای حاوی بیوچار فعال‌شده (NaOH-AB وH_2SO_4-AB) EC پایین‌تری نسبت به MSW-compost نشان دادند و از منظر کاهش مخاطره شوری گزینه‌های مناسب‌تری هستند. بیشترین غلظت پتاسیم قابل‌جذب در هر دو خاک، در تیمار $MgSO_4$-zeolite (4%) ثبت شد که به ظرفیت تبادل کاتیونی بالای زئولیت اصلاح‌شده با منیزیم نسبت داده می‌شود. تیمار Leonardite (4%) با دارا بودن اسیدهای هیومیک و فولویک، بیشترین غلظت منگنز قابل‌جذب را در خاک آهکی ایجاد کرد. بر اساس یافته‌های این مطالعه، کاربرد ۴ درصد کمپوست به‌عنوان تیماری با بیشترین اثر بر فراهمی عناصر غذایی خاک شناسایی شد. با این حال، با توجه به بالا بودن نسبی این نرخ کاربرد، توصیه عملیاتی آن باید با احتیاط مطرح شود و پیش از هرگونه توصیه کاربردی، پیامدهای احتمالی آن از جمله افزایش هدایت الکتریکی (EC) خاک و خطر تجمع عناصر و فلزات سنگین به‌ویژه در تیمار MSW-compostباید در مطالعات تکمیلی ارزیابی شود. در نهایت، توصیه می‌شود این آزمایش در شرایط گلخانه یا مزرعه همراه با کشت گیاهان شاخص و اندازه‌گیری جذب، آبشویی و شاخص‌های سمیت یا کفایت عناصر غذایی نیز انجام شود تا نتایج در شرایط واقعی کشت تأیید شده و توصیه‌های کاربردی بر اساس نوع خاک و هدف مدیریتی تدوین گردد.

ملاحظات اخلاقی

حامی مالی

مقاله حاضر با حمایت مالی و معنوی معاونت پژوهشی دانشگاه تبریز انجام شد.

حمایت مالی از این پژوهش از طرف دانشگاه تبریز دانشکده کشاورزی در قالب پژوهانهٔ پایان‌نامه دانشجویی نویسنده اول و همچنین پژوهانهٔ برای سایر نویسندگان انجام شده است.

مشارکت نویسندگان

جمع‌آوری داده‌ها: کمال خلخال، عادل ریحانی تبار، شاهین اوستان، ناصر علی اصغرزاد ؛ تهیه گزارش پژوهش: . کمال خلخال، عادل ریحانی تبار، شاهین اوستان، ناصر علی اصغرزاد ؛ تحلیل داده‌ها: کمال خلخال، عادل ریحانی تبار، شاهین اوستان، ناصر علی اصغرزاد نویسندگان به طور مساوی در کلیهٔ مراحل طراحی و انجام پژوهش، گردآوری داده‌ها، تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها، تحلیل و تفسیر اطلاعات و نتایج، تهیه پیشنویس مقاله، بررسی و کنترل نتایج، اصلاح، بازبینی و نهایی‌سازی مقاله مشارکت داشتند.

اعلامیه هوش مصنوعی مولد و فناوری‌های مبتنی بر هوش مصنوعی در فرایند نگارش

نویسندگان از هیچ نوع فناوری مبنی بر هوش مصنوعی در فرآیند نگارش استفاده نکرده اند.

بیانیه دسترسی به داده‌ها

داده‌هایی پژوهش حاضر از طریق درخواست از نویسندگان قابل دسترسی است.

سپاسگزاری

از معاونت محترم پژوهشی دانشگاه تبریز به خاطر حمایت مالی/ حمایت معنوی پژوهش حاضر سپاسگزاری می‌شود.

پیروی از اصول اخلاق پژوهش

نویسندگان اصول اخلاقی را در انجام و انتشار این پژوهش علمی رعایت نموده‌اند و این موضوع مورد تأیید همه آنهاست.

تعارض منافع

بنا بر اظهار نویسندگان این مقاله تعارض منافع ندارد.

منابع

اسدی کنگرشاهی، علی و ملکوتی، محمدجعفر. (۱۳۸۲). کالیبراسیون روی در شرایط مزرعه ای و اثر آن در عملکرد سویا. علوم خاک و آب، ۱۷(۲)، ۱۲۲-۱۱۵.

دره قائدی، بهناز؛ رسولی صدقیانی، میرحسن و خداوردی لو، حبیب. (۱۳۹۱). جذب و نگهداشت منگنز، آهن، روی و مس در چند خاک غیراسیدی و اسیدی. مجله مدیریت خاک و تولید پایدار. ۲ (۱)، ۶۳-۷۸.

ریحانی‌تبار، عادل؛ راجی، مریم؛ خلخال، کمال؛ همتی، آرش و ساریخانی، محمدرضا. (۱۴۰۳). ارزیابی شاخص‌های هوموسی‌شدن و جوانه‌زنی بذر و غلظت برخی عناصر در کمپوست هم‌نوا کود دامی و مواد آلی جنگلی تحت تأثیر مصرف بیوچار چوبی، لئوناردیت و زغال‌سنگ .تحقیقات آب و خاک ایران، ۵۵ (۵)، ۶۹۷-۷۱۳.

شهبازی، کریم و بشارتی، حسین. (۱۳۹۲). بررسی اجمالی وضعیت حاصلخیزی خاکهای کشاورزی ایران. مدیریت اراضی, ۱(۱), ۱-۱۵.

خلخال، کمال؛ ریحانی تبار، عادل؛ اوستان، شاهین و علی اصغرزاد، ناصر. (۱۴۰۴). تأثیر اندازه و فعال‌سازی شیمیایی بیوچار بر زیست‌فراهمی برخی فلزات سنگین در کمپوست مشترک پسماند جامد شهری .تحقیقات آب و خاک ایران. ۵۶(۷)، ۱۹۸۶-۱۹۶۷.

ضرابی، محبوبه؛ عصاریها، مهسا و کلاه‌چی، زهرا. (۱۳۹۶). اثر ورمی‌کمپوست دامی و زباله شهری بر تغییرات فسفر از منابع مختلف در یک خاک آهکی. پژوهش‌های خاک، ۳۱ (۲)، ۲۱۵-۲۲۹.

ضرابی، محبوبه؛ کریمی، مریم؛ فاطمی، اکرم و وارسته خانلری، زهرا. (۱۳۹۹). اثر ورمی‌کمپوست بر سرعت رهاسازی پتاسیم از خاک برخی تاکستان‌های شهرستان ملایر با افت‌های مختلف. پژوهش‌های خاک، ۳۴ (۳)، ۴۱۹-۴۳۴.

عبدالملکی، الناز؛ ریحانی تبار، عادل و نجفی، نصرت‌اله. (۱۳۹۶). تعیین سطح بحرانی مس برای گیاه ذرت علوفه‌ای رقم ۷۰۴ در برخی از خاک‌های استان آذربایجان شرقی. تحقیقات آب و خاک ایران، ۴۸ (۳)، ۶۵۹-۶۶۸.

عصاریها، مهسا. (۱۳۹۴). اثر ورمی‌کمپوست بر فراهمی فسفر از منابع فسفاته در یک خاک آهکی. پایاننامه کارشناسی ارشد. دانشکده کشاورزی، دانشگاه ملایر.

گلچین، احمد. (۱۳۹۰). تأثیر نوع و مقدار ماده آلی و سطوح مختلف گوگرد بر میزان فسفر و عناصر کم مصرف قابل جذب یک خاک آهکی، دوازدهمین کنگره علوم خاک ایران. ۱۲ الی ۱۴ شهریور، دانشگاه تبریز. ۷۳-۷۷.

REFERENCES

Abdolmaleki, E., Reyhanitabar, A., & Najafi, N. (2017). Determination of the critical level of copper for corn in some soils of East Azerbaijan province. *Iranian Journal of Soil and Water Research, 48*(3), 659-668 https://doi.org/10.22059/ijswr.2017.207046.667462. (In Persian).

Alder, P. R., & Sikora, L. J. (2003). Changes in soil phosphorus availability with poultry compostage. *Communications in Soil Science and Plant Analysis, 34*(1-2), 81–95. https://doi.org/10.1081/CSS-120017417

Allison, L. E., & Moodie, C. D. (1965). Carbonate. In C. A. Black (Ed.), *Methods of Soil Analysis, Part 2* (pp. 1379–1396). American Society of Agronomy. https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.c40

Alloway, B. J. (Ed.). (2012). Heavy metals in soils: Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability (Vol. 22). Springer Science & Business Media.

Al-Rohily, K. M., Ghoneim, A. M., Modaihsh, A. S., & Mahjoub, M. O. (2013). Phosphorus availability in calcareous soil amended with chemical phosphorus fertilizer, cattle manure, compost and sludge

manure. *Soil Science Department, King Saud University*, 17–24.
Asadi Kangarshahi, A., & Malakouti, M. J. (2003). Calibration of zinc under field conditions and its effect on soybean yield. *Soil and Water Sciences, 17*(2), 115-122. (In Persian).
Asariha, M. (2014). *Effect of vermicompost on phosphorus availability from phosphate sources in a calcareous soil* [Master's thesis, Faculty of Agriculture, Malayer University]. (In Persian)
Barrington, S., Choiniere, D., Trigui, M., & Knight, W. (2002). Effect of carbon source on compost nitrogen and carbon losses. *Bioresource Technology, 83*(3), 189–194. https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00229-2
Barthod, J., Rumpel, C., & Dignac, M. F. (2018). Composting with additives to improve organic amendments. A review. *Agronomy for Sustainable Development, 38*(2), 17. https://doi.org/10.1007/s13593-018-0491-9
Bawer, C. A., Reitemeier, R. F., & Fireman, M. (1952). Exchangeable cation analysis of saline and alkali soil. *Soil Science, 73*(4), 251–262.
Bolan, N., Kunhikrishnan, A., Thangarajan, R., Kumpiene, J., Park, J., Makino, T., & Scheckel, K. (2014). Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils—To mobilize or to immobilize? *Journal of Hazardous Materials, 266*, 141–166. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.12.018
Bolan, N., Srivastava, P., Rao, C. S., Satyanaraya, P. V., Anderson, G. C., Bolan, S., & Kirkham, M. B. (2023). Distribution, characteristics and management of calcareous soils. *Advances in Agronomy, 182*, 81-130. https://doi.org/10.1016/bs.agron.2023.06.002
Borchard, N., Prost, K., Kautz, T., Moeller, A., & Siemens, J. (2012). Sorption of copper (II) and sulphate to different biochars before and after composting with farmyard manure. *European Journal of Soil Science, 63*(3), 399-409.
Bostani, A. (2018). How amending calcareous soils with municipal solid waste compost affects Fe fractionation and availability to plant. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 47, 149–155. https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2018.02.007
Bouyoucos, G. J. (1962). Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. *Agronomy Journal, 54*(5), 464–465. https://doi.org/10.2134/agronj1962.00021962005400050028x
Bremner, J. M. (1996). Nitrogen total. In D. Sparks (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 3- Chemical Methods* (pp. 1085-1121). Soil Science Society of America Inc. https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c37
Cai, H., Chen, T., Liu, H., Gao, D., Zheng, G., & Zhang, J. (2010). The effect of salinity and porosity of sewage sludge compost on the growth of vegetable seedlings. *Scientia Horticulturae, 124*(3), 381-386. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2012.01446.x
Colombo, C., Palumbo, G., He, J. Z., Pinton, R., & Cesco, S. (2014). Review on iron availability in soil: Interaction of Fe minerals, plants, and microbes. *Journal of Soils and Sediments*, 14(3), 538–548. https://doi.org/10.1007/s11368-013-0814-z
Cooperband, L. R., & Good, L. W. (2002). Biogenic phosphate minerals in manure: Implications for phosphorus loss to surface waters. *Environmental Science and Technology, 36*, 5075-5082. https://doi.org/10.1021/es025755f
Costello, R. C., & Sullivan, D. M. (2014). Determining the pH buffering capacity of compost via titration with dilute sulfuric acid. *Waste and Biomass Valorization, 5*, 505–513. https://doi.org/10.1007/s12649-013-9279-y
Cui, E. P., Wu, Y., Zuo, Y. R., & Chen, H. (2016). Effect of different biochars on antibiotic resistance genes and bacterial community during chicken manure composting. *Bioresource Technology, 203*, 11–17. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.12.030
Cui, H., Ou, Y., Wang, L. X., Yan, B. X., Li, Y. X., & Ding, D. W. (2020). The passivation effect of heavy metals during biochar-amended composting: emphasis on bacterial communities. *Waste Management, 118*, 360–368. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.08.043
Dareghayedi, B., Rasouli Sadaghiani, M. H., & Khodaverdiloo, H. (2012). Sorption and retention of Mn, Fe, Zn, and Cu in some non-acidic and acidic soils. *Journal of Soil Management and Sustainable Production, 2*(1), 63-78. https://sid.ir/paper/209707/en(In Persian)
De Volder, D. S., Brown, S. L., Hesterberg, D., & Pandya, K. (2003). Metal bioavailability and speciation in a wetland tailing repository amended with biosolids compost, wood ash and sulfate. *Journal of Environmental Quality, 32*, 851-864. https://doi.org/10.2134/jeq2003.8510
Everitt, B. S. (1995). The analysis of repeated measures: a practical review with examples. *Journal of the Royal Statistical Society: Series D (The Statistician), 44*(1), 113-135. https://doi.org/10.2307/2348622
Gangon, B., & Simard, R. R. (1999). Nitrogen and phosphorus release from on-farm and industrial

composts. *Canadian Journal of Soil Science, 79*, 481-489. https://doi.org/10.4141/S98-078

Golchin, A. (2011). The effect of type and amount of organic matter and different levels of sulfur on the amount of phosphorus and available micronutrients in a calcareous soil [Paper presentation]. 12th Congress of Soil Science of Iran, University of Tabriz, Tabriz, Iran. 73-77. (In Persian).

Guo, C., Shabala, S., Chen, Z. H., Zhou, M., & Zhao, C. (2024). Aluminium tolerance and stomata operation: Towards optimising crop performance in acid soil. *Plant Physiology and Biochemistry*, 108626. https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2024.108626

Hafez, M., Zhang, Z., Younis, M., Abdelhamid, M. A., & Rashad, M. (2025). Enhancing micronutrient availability through humic substances and vermicompost while growing artichoke plants in calcareous soil: Insights from a two-year field study. *Plants*, 14(8), 1224. https://doi.org/10.3390/plants14081224

Hirzel, J., Sánchez, C., Roa, R., & Tramón, S. (2022). Nitrogen, phosphorus and potassium availability in three compost derivatives from the wine industry and two fertilizers. *Compost Science & Utilization, 30*(1–4), 29–43. https://doi.org/10.1080/1065657X.2023.2283515

Justi, M., Silva, C. A., & Rosa, S. D. (2022). Organic acids as complexing agents for iron and their effects on the nutrition and growth of maize and soybean. *Archives of Agronomy and Soil Science, 68*(10), 1369–1384. https://doi.org/10.1080/03650340.2021.1893308

Kabata-Pendias, A. (2000). *Trace Elements in Soils and Plants*. CRC Press. https://doi.org/10.1201/9781420039900

Karthikeyan, K. G., Kalbasi, M., & Miller, P. S. (2005). Nitrogen and solution dynamics in soils receiving chemically treated dairy manure. *Transactions of the ASAE, 48*, 601–610. https://doi.org/10.13031/2013.18334

khalkhal, K. , Reyhanitabar, A. , Oustan, S. and Aliasgharzad, N. (2025). Effect of Biochar Particle Size and Chemical Activation on the Bioavailability of Some Heavy Metals in Co-Compost of Municipal Solid Waste. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, *56*(7), 1967-1986. . https://doi.org/10.22059/ijswr.2025.396242.669951. (In Persian)

Khalkhal, K., Reyhanitabar, A., Oustan, S., & Aliasgharzad, N. (2025). Improving municipal solid waste co-composting performance using activated biochar, leonardite, and MgSO4-modified zeolite. *Environmental Monitoring and Assessment, 197*(8), 847. https://doi.org/10.1007/s10661-025-14284-z

Khalkhal, K., Reyhanitabar, A., Oustan, S., & Aliasgharzad, N. (2026). Co-Composting of Municipal Solid Waste with Activated Biochar: A Promising Approach to Improve the Quality of Compost. *Journal of Agricultural Science and Technology, 28*(2), 449-462. https://doi.org/10.48311/jast.2026.16846

Knudsen, D., Peterson, G. A., & Pratt, P. F. (1982). Lithium, sodium and potassium. In A. L. Page, R. H. Miller, & D. R. Keeney (Eds.), *Methods of Soil Analysis, 2nd ed., Part 2* (pp. 225–246). American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c19

Krouma, A. (2023). Potential of animal manure amendments in combating calcareous induced iron deficiency in pearl millet. *Plant Stress*, 7, 100139. https://doi.org/10.1016/j.stress.2023.100139

Lindsay, W. L. (1979). *Chemical Equilibria in Soils*. John Wiley and Sons Ltd.

Lindsay, W. L., & Norvell, W. A. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of America Journal, 42*, 421–428. https://doi.org/10.2136/sssaj1978.03615995004200030009x

Liu, E. K., Yan, C. R., Mei, X. R., He, W. Q., Bing, S. H., Ding, L. P., Yu, X. Z., Zhou, G. F., & Hu, Y. F. (2010). Long-term effect of chemical fertilizer, straw, and manure on soil chemical and biological properties in northwest China. *Geoderma, 158*(3–4), 173–180. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.04.029

Maleki, S., Beheshti-Alagha, A., Ranjbar, F., & Sharifi, R. (2023). Impact of different co-composted poultry manures on the chemical and biological quality of the calcareous soil. *International Journal of Environmental Science and Technology, 20*(11), 12041-12052. https://doi.org/10.1007/s13762-023-05189-w

Mehlich, A. (1953). Determination of P, Ca, Mg, K, Na, and NH4. *North Carolina Soil Test Division (Mimeo)*, 23–89.

Moraetis, D., Papagiannidou, S., Pratikakis, A., Pentari, D., & Komnitsas, K. (2016). Effect of zeolite application on potassium release in sandy soils amended with municipal compost. *Desalination and Water Treatment, 57*(28), 13273–13284. https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1065440

Najafi-Ghiri, M., Niazi, M., Khodabakhshi, M., Boostani, H. R., & Owliaie, H. R. (2019). Mechanisms of potassium release from calcareous soils to different salt, organic acid and inorganic acid solutions. *Soil Research, 57*(3), 301–309. https://doi.org/10.1071/SR18301

Naryanasamy, G., & Biswa, D. S. (2006). Rock phosphate enriched compost: An approach to improve low-

grade Indian rock phosphate. *Bioresource Technology, 97*(18), 2243–2251. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.02.004

Nelson, D. W., & Sommers, L. E. (1996). Total carbon, organic. In D. L. Sparks (Ed.), *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods* (pp. 961–1010). American Society of Agronomy.

Olaniyan, F. T., Alori, E. T., Adekiya, A. O., Ayorinde, B. B., Daramola, F. Y., Osemwegie, O. O., & Babalola, O. O. (2022). The use of soil microbial potassium solubilizers in potassium nutrient availability in soil and its dynamics. *Annals of Microbiology, 72*(1), 45. https://doi.org/10.1186/s13213-022-01701-8

Olsen, S. R., & Sommers, L. E. (1982). Phosphorus. In A. L. Page, R. H. Miller, & D. R. Keeney (Eds.), *Methods of Soil Analysis, 2nd ed., Part 2* (pp. 403–430). American Society of Agronomy.

Olsen, S. R., Cole, C. V., Watanabe, F. S., & Dean, L. A. (1954). Estimation of available phosphorus in soil by extraction with sodium bicarbonate. USDA.

Ramzani, P. M. A., Khalid, M., Naveed, M., Ahmad, R., & Shahid, M. (2016). Integrating the organic amendment with iron fertilization for improving productivity and Fe biofortification in rice under acidified calcareous soil. *Pakistan Journal of Agricultural Sciences, 53*(2). https://doi.org/10.21162/PAKJAS/16.5116

Reed, S. C., Townsend, A. R., Taylor, P. G., & Cleveland, C. C. (2011). Phosphorus cycling in tropical forests growing on highly weathered soils. In E. K. Bunemann, A. Oberson, & E. Frossard (Eds.), *Phosphorus in Action: Biological Processing in Soil Phosphorus Cycling* (pp. 339–369). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-15271-9_14

Rees, R. M., Ball, B. C., Campbell, C. D., & Watson, C. A. (2001). *Sustainable management of soil organic matter*. CAB International.

Ren, X. N., Wang, Q., Awasthi, M. K., Zhao, J. C., Wang, J. C., Liu, T., Li, R. H., & Zhang, Z. Q. (2019). Improvement of cleaner composting production by adding diatomite: from the nitrogen conservation and greenhouse gas emission. *Bioresource Technology, 286*, 121377. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121377

Reyhanitabar, A., Raji, M., Khalkhal, K., Hemati, A., & Sarikhani, M. R. (2024). Evaluation of humification and seed germination indices and concentration of some elements in the co-composting of manure and forest organic materials under the influence of using wood biochar, leonardite, and coal. *Iranian Journal of Soil and Water Research, 55*(5), 697-713. https://doi.org/10.22059/ijswr.2024.373171.669672. (In Persian).

Rhoades, J. D. (1996). Salinity: electrical conductivity and total dissolved solids. In D. L. Sparks (Ed.), *Methods of Soil Analysis: Part 3 Chemical Methods, 5*, 417–435.

Richard, T. L. (1992). Municipal solid waste composting: physical and biological processing. *Biomass and Bioenergy, 3*(3–4), 163–180. https://doi.org/10.1016/0961-9534(92)90024-K

Richard, T. L., Hamelers, H. V. M., Veeken, A., & Silva, T. (2002). Moisture relationships in composting processes. *Compost Science and Utilization, 10*, 286–302. https://doi.org/10.1080/1065657X.2002.10702093

Rimmer, D. L., Hamad, M. E., & Syers, J. K. (1993). Effect of wetting and drying on P availability in calcareous arid region soils. *Arid Soil Research and Rehabilitation, 7*(3), 265–273. https://doi.org/10.1080/15324989309381356

Sathya, S., Pitchai, G. J., & Indirani, R. (2009). Effect of soil properties on availability of nitrogen and phosphorus in submerged and upland soil - a review. *Agricultural Reviews, 30*(1), 71–79.

Shahbazi, K. and Besharati, H. (2013). Overview of Agricultural Soil Fertility Status of Iran. *Land Management Journal*, *1*(1), 1-15. https://doi.org/10.22092/lmj.2013.100072. (In Persian).

Soudejani, H. T., Kazemian, H., Inglezakis, V. J., & Zorpas, A. A. (2019). Application of zeolites in organic waste composting: A review. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology, 22*, 101396. https://doi.org/10.1016/j.bcab.2019.101396

Taalab, A. S., Ageeb, G. W., Siam, H. S., & Mahmoud, S. A. (2019). Some characteristics of calcareous soils: A review. *Middle East Journal of Agriculture Research, 8*(1), 96–105.

Tang, B., Luo, M., Zhang, Y., et al. (2021). Natural variations in the P-type ATPase heavy metal transporter gene ZmHMA3 control cadmium accumulation in maize grains. *Journal of Experimental Botany, 72*, 6230–6246. https://doi.org/10.1093/jxb/erab254

Thomas, G. W. (1996). Soil pH and soil acidity. In D. L. Sparks (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods* (pp. 475-490). Soil Science Society of America.

Violante, A., Cozzolino, V., Perelomov, L., Caporale, A. G., & Pigna, M. (2010). Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 10*(3),

268–292. http://dx.doi.org/10.4067/S0718-95162010000100005

Walker, D. J., & Bernal, M. P. (2008). The effects of olive mill waste compost and poultry manure on the availability and plant uptake of nutrients in a highly saline soil. *Bioresource Technology*, *99*(2), 396-403. http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2006.12.006

You, S. J., Yin, Y., & Allen, H. E. (1999). Partitioning of organic matter in soils: effects of pH and water: soil ratio. *Science of the Total Environment, 227*, 155–160. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00024-8

Zarabi, M., Karimi, M., Fatemi, A., & Varasteh Khanlari, Z. (2020). Vermicompost effect on potassium release rate from some vineyard soils of Malayer area with different textures. *Iranian Journal of Soil Research, 34*(3), 419-434. (In Persian). https://doi.org/10.22092/ijsr.2020.123097

Zarrabi, M., Asariha, M., & Kolahchi, Z. (2017). Effect of sheep manure and municipal waste vermicomposts on changes in phosphorus from different sources in a calcareous soil. *Iranian Journal of Soil Research, 31*(2), 215-229. (In Persian).