

تأثیر اندازه و فعال سازی شیمیایی بیوچار بر زیست‌فراهمی برخی فلزات سنگین در کمپوست مشترک پسماند جامد شهری

چکیده

بیوچار به منظور کاهش اثرات نامطلوب فرایند کمپوست‌شدن و ارتقای کیفیت کمپوست نهایی مورد استفاده قرار می‌گیرد. در این پژوهش بخش آلی پسماند جامد شهری با بیوچار ۲ تا ۴ میلی‌متر (B_{2-4mm})، بیوچار ۱ تا ۲ میلی‌متر (B_{1-2mm})، بیوچار ۰/۵ تا ۱ میلی‌متر ($B_{0.5-1mm}$)، بیوچار فعال‌شده با H_2SO_4 ($AB_{0.5-1mm}$) و $NaOH$ ($AB_{0.5-1mm}$) برای تهیه کمپوست مشترک مخلوط شد. نتایج نشان داد که فعال‌سازی شیمیایی بیوچار با تخریب سطح بیوچار باعث ایجاد سطوح نامنظم و ساختار نامنظم شد. در کمپوست مشترک حاصله بالاترین دما ($71.5^\circ C$)، طولانی‌ترین دوره ترموفیلی (۷ روز)، بیشترین شاخص جوانه‌زنی (۱۳۱٪) و درصد نیتروژن کل (۱/۳۷٪) مربوط به ۵٪ $AB-NaOH$ و بالاترین غلظت ماده آلی (۳۸٪)، مربوط به ۱۰٪ B_{1-2mm} بود. در کمپوست نهایی تیمار ۱۰٪ $AB-H_2SO_4$ دارای کمترین غلظت روی و منگنز، تیمار ۱۰٪ B_{1-2mm} دارای کمترین غلظت آهن و سرب و تیمار ۱۰٪ $AB-NaOH$ دارای کمترین غلظت کادمیوم بود ($p < 0.05$). بر اساس حد مجاز فلزات سنگین در استاندارد ملی ایران، غلظت Fe ، Zn ، Mn ، Cu ، Pb و Cd در کمپوست‌های تولید شده در این تحقیق کمتر از حد مجاز بودند. اما تیمار شاهد از نظر غلظت کل و غلظت فلزات سنگین عصاره‌گیری شده با $DTPA$ دارای بیشترین مقدار بود. در نهایت چنین نتیجه‌گیری می‌شود که چون افزودن بیوچار به‌ویژه بیوچار فعال‌شده و بیوچار در اندازه کوچک‌تر (۰/۵ الی ۲ میلی‌متر) به پسماند جامد شهری در حال کمپوست‌شدن باعث کاهش غلظت کل و غلظت زیست‌فراهم فلزات سنگین می‌شود، لذا توجه به موضوع کمپوست مشترک و تحقیقات بعدی حائز اهمیت است.

کلیدواژه‌ها: بیوچار، پسماند، زیست‌فراهمی، فلزات سنگین، کمپوست مشترک.

Effect of Biochar Particle Size and Chemical Activation on the Bioavailability of Some Heavy Metals in Co-Compost of Municipal Solid Waste

ABSTRACT

Biochar is commonly used to mitigate the adverse effects of the composting process and enhance the quality of final co-compost product. In this research, municipal solid waste (MSW) was mixed thoroughly biochar of particle sizes (B_{2-4mm} , B_{1-2mm} , $B_{0.5-1mm}$), and activated biochars ($H_2SO_4-AB_{0.5-1mm}$ and $NaOH-AB_{0.5-1mm}$) and co-composted. Results demonstrated that chemical activation of biochar, which involved surface degradation, created rougher and more irregular structures. In co-composting, $NaOH-AB$ (5%) showed the longest thermophilic period (7 days), the highest temperature ($71.5^\circ C$), total nitrogen content (1.37%) and germination index (131%). The highest organic matter content (38%) was recorded in B_{1-2mm} (10%). Among the biochar treatments, special attention should be given to the H_2SO_4-AB (10%) treatment due to its lowest Zn and Mn concentrations, the B_{1-2mm} (10%) treatment for having the lowest Fe and Pb concentrations, and the $NaOH-AB$ (10%) treatment for exhibiting the lowest Cd concentration in final co-compost ($p < 0.05$). Based on the permissible limits for heavy metals established by the national standard of Iran, the concentrations of Fe, Zn, Mn, Cu, Pb, and Cd in the composts produced in this study were all below the allowable limits. However, the control exhibited the highest total and $DTPA$ -extractable HM concentrations. Overall, the addition of biochar, especially activated biochar (H_2SO_4-AB and $NaOH-AB$) and those with smaller particle sizes (0.5-2 mm), led to a reduction in both total concentration and bioavailability of HMs. In conclusion, the addition of biochar—particularly activated biochar and smaller particle sizes (0.5–2 mm)—to MSW during composting reduces both the total and bioavailable concentrations of HMs. Therefore, further research on co-composting and its implications is of great importance.

Keywords: biochar, co-composting, heavy metals, bioavailability, municipal solid waste

EXTENDED ABSTRACT

Introduction

Municipal solid waste (MSW) management is a global concern due to the continuous increase in MSW generation driven by industrialization and population growth. Without urgent intervention, MSW production is projected to reach 3.8 billion tons by 2050. The environmental impacts of illegal dumping or improper management of MSW include climate change, biodiversity loss, and contamination of air, water, and soil. Therefore, effective MSW management-aimed at minimizing waste generation, maximizing reuse, recycling, composting, and utilizing environmentally friendly alternative materials-must be rigorously implemented. Composting is of interest in various waste management strategies due to its low operating costs as well as social and environmental benefits. However, compost production and application face challenges such as greenhouse gas emissions (CH_4 , CO_2 , and N_2O), odor generation, nitrogen loss, and contamination of water and soil resources with heavy metals. To mitigate these negative effects and

improve compost quality, the use of additives such as biochar at the initial stage of composting-known as co-composting-has been proposed. This study aims to investigate the effects of biochar particle size and its activation by NaOH and H₂SO₄ on the mobility of macronutrients and heavy metals in MSW compost with a low initial C/N ratio.

Materials and methods

MSW was collected from the Municipal Waste Management Organization, Tabriz, Iran. The waste biomass for the production of biochar, was prepared by mixing the pruning branches of plum and pomegranate trees. Biochar was produced by slow pyrolysis at 400 °C with a heating rate of 10 °C per minute and a one-hour holding time at the target temperature. The biochar was separated using 0.5-1 mm (B_{0.5-1 mm}), 1-2 mm (B_{1-2 mm}), and 2-4 mm (B_{2-4 mm}) sieves. For biochar activation, the biochar (B_{0.5-1 mm}) was activated with solutions of 2M NaOH and/or H₂SO₄ at a solid-to-solution ratio of 1:2 (w/v) with gentle stirring for 2 hours. In this research, the MSW were mixed thoroughly with different-sized biochars (B_{0.5-1 mm}, B_{1-2 mm} and B_{2-4 mm}) and activated biochars (NaOH-AB and H₂SO₄-AB) and co-composted for 90 days until compost maturity. The biochar properties were analyzed using various techniques, including CHNS, FTIR and SEM, while the co-compost samples were subjected to some physicochemical analyses. Repeated measures ANOVA was used for the statistical analysis.

Results

The results revealed that the activation of biochar with NaOH and H₂SO₄ solutions caused the appearance of a mesh structure with irregularly sized cavities and deep pores by modifying the biochar surface structure. The activation of biochar with NaOH and H₂SO₄ compared to biochar each produced a peak of approximately 1260 to 1270 cm⁻¹ related to the presence of C-O in aryl esters (aromatic structure). On the other hand, H₂SO₄-AB produced a peak of approximately 1384 cm⁻¹ compared to NaOH-AB and NAB (related to the presence of C-H in CH₂ or CH₃ (aliphatic structure)). In co-compost, NaOH-AB (5%, w/w) showed the highest temperature (71.5°C), the longest thermophilic period (7 days), total nitrogen content (1.37%) and germination index (130.9%). The highest organic matter content (OM) (37.9%) was recorded in B_{1-2 mm} (10%, w/w). Among the biochar treatments, special attention should be given to the H₂SO₄-AB (10%) treatment due to its lowest Zn and Mn concentrations, the B_{1-2 mm} (10%) treatment for having the lowest Fe and Pb concentrations, and the NaOH-AB (10%) treatment for exhibiting the lowest Cd concentration ($p < 0.05$). In this research, biochar particle size had no significant effect on the temperature of compost in the thermophilic phase ($P > 0.05$).

Conclusion

Based on the permissible limits for heavy metals in the national standard of Iran, the composts produced in this study contained heavy metal concentrations below the allowable limits. However, the control treatment exhibited the highest total and DTPA-extractable heavy metal concentrations. High-quality co-compost was produced through the incorporation of 10% biochar rather than 5% biochar (w/w). The addition of biochar, especially activated biochar (H₂SO₄-AB and NaOH-AB) and biochar with smaller particle sizes (0.5 to 2 mm), led to a reduction in both the total concentration and bioavailable of heavy metals. Therefore, further research on co-composting and its implications is of great importance.

Author Contributions

Kamal Khalkhal: Conceptualization, Methodology, Software, Validation, Formal analysis, Investigation, Resources, Data Curation, Writing - Original Draft, Writing - Review and Editing. **Adel Reyhanitabar:** Conceptualization, Validation, Resources, Supervision, project administration, funding acquisition, Writing - Review and Editing. **Shahin Oustan:** Supervision, Validation, project administration, Writing - Review and Editing. **Nasser Aliasgharzad:** Supervision, Validation, Writing - Review and Editing.

Data availability

Data will be available based on request from the authors.

Acknowledgments

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. We thank Dr. Mohammad Moghaddam Vahed Professor of the Department of Plant Biotechnology and Breeding at University of Tabriz for his help in statistical analysis.

Funding.

This work is based upon research funded by the Iran National Science Foundation (INSF) under project No. 4004390.

Ethical considerations

The authors avoided data fabrication, falsification, plagiarism, and misconduct.

Competing interests

The author declares no conflict of interest.

مدیریت پسماندهای جامد شهری، یک نگرانی جهانی است؛ چرا که با صنعتی شدن و افزایش جمعیت جهان، تولید پسماند جامد به طور مداوم در حال افزایش است. برنامه محیط‌زیست سازمان ملل متحد گزارش کرده است که در سال ۲۰۲۰، تولید پسماند جامد شهری جهانی به ۱/۵ میلیارد تن در سال رسید و با توجه به رشد اقتصادی و جمعیت، پیش‌بینی می‌شود که اگر اقدامات فوری انجام نشود، این میزان تا سال ۲۰۵۰ به ۳/۸ میلیارد تن برسد که نمایانگر افزایش ۵۶ درصدی است (UNEP, 2024). بر اساس اطلاعات بانک جهانی، سرانه تولید پسماند در کشور ایران به ازای هر نفر در روز بین ۰/۵ تا ۰/۹۹ کیلوگرم و به صورت متوسط ۰/۶۵ کیلوگرم به ازای هر نفر در روز اعلام شده است (Kaza et al., 2018). براساس اطلاعات سایت worldpopulationreview در سال ۲۰۲۵، جمعیت ایران حدود ۹۲ میلیون نفر (۹۲,۴۱۷,۰۰۰) تخمین زده شده است و اگر این عدد را در ۰/۶۵ کیلوگرم ضرب کنیم، روزانه تقریباً ۶۰,۰۰۰ تن پسماند تولید می‌شود. اثرات زیست‌محیطی ناشی از تخلیه غیرقانونی زباله‌های جامد شهری یا مدیریت نادرست آن می‌تواند منجر به تغییر اقلیم، کاهش تنوع زیستی، آلودگی هوا، آب و خاک شود (UNEP, 2024). بنابراین مدیریت صحیح پسماند شهری یعنی به حداقل رساندن تولید پسماند جامد شهری، به حداقل رساندن استفاده مجدد، بازیافت، تولید کمپوست و استفاده از مواد جایگزین سازگار با محیط‌زیست بایستی به جد اجرا شود (Ingle et al., 2017). در میان روش‌های مختلف مدیریت پسماند، کمپوست‌کردن به دلیل هزینه‌های عملیاتی کم و مزایای اجتماعی و زیست‌محیطی، مورد توجه است. اما تولید و مصرف کمپوست با مشکلاتی همچون انتشار گازهای گلخانه‌ای (CH₄, CO₂ and N₂O) و بوی بد، هدررفت نیتروژن و آلودگی منابع آب و خاک به فلزات سنگین همراه است (Nguyen et al, 2022; Li et al, 2023). یگانه و همکاران (۱۴۰۴) گزارش کردند که نتایج پایش کمپوست‌های تولیدی از پسماند جامد شهری کل کشور نشان داد که هیچ کدام از کمپوست‌های تولید شده در کشور، شرایط پایدار کمپوست استاندارد را ندارند و لازم است از نظر محتوای کربن آلی، مواد خارجی، سرب و نیکل مورد بررسی قرار بگیرند و کیفیت آن‌ها بهبود یابد، در غیر این صورت برای استفاده در زمین‌های کشاورزی مناسب نیستند. آنان همچنین بیان کردند که مهم‌ترین عواملی که عدم انطباق آن باید به طور جدی مورد اصلاح قرار بگیرد، ابتدا درصد کربن آلی و سپس غلظت فلزات سنگین است (یگانه و همکاران، ۱۴۰۴). بنابراین برای کاهش اثرات منفی کمپوست و بهبود کمپوست تولیدی، لازم است از یک سری مواد افزودنی مانند بیوپار در ابتدای فرایند کمپوست‌شدن که به "کو کمپوستینگ" معروف است استفاده شود (Barthod et al., 2018). اصلاح پارامترهای فیزیکوشیمیایی کلیدی در مواد اولیه مانند درصد کربن آلی، نسبت C/N و pH توسط بیوپار باعث بهبود جنبه‌های منفی کمپوست پسماند شهری همچون هدررفت نیتروژن و آلودگی به فلزات سنگین می‌شود. حذف فلزات سنگین در طول فرایند کمپوست‌سازی دشوار است؛ بنابراین، کاهش فراهمی زیستی فلزات سنگین، راهکار اصلی برای کاهش آلودگی ناشی از این فلزات در طی کمپوست‌سازی محسوب می‌شود (Chen et al., 2022).

بیوپار ماده جامد غنی از کربن است که از تبدیل ترموشیمیایی زیست‌توده در شرایط بدون اکسیژن بدست می‌آید (IBI, 2012). از جنبه‌های مفید آن می‌توان به بهبود کیفیت و حاصلخیزی خاک، کاهش گرمایش جهانی با ترسیب کربن و نگهداری گازهای گلخانه‌ای (CO₂, CH₄ و N₂O)، رفع آلودگی خاک از فلزات سنگین و آلاینده‌های آلی و همچنین اخیراً به عنوان افزودنی در فرایند کمپوست‌شدن مشترک اشاره کرد (Barthod et al., 2018). بیوپار به دلیل ساختار متخلخل، سطح ویژه بالا، تبادل یونی بالا، گروه‌های عاملی اکسیژن‌دار فعال و کربن آروماتیک و مقاوم به تجزیه، باعث افزایش تهویه و تجزیه سریع‌تر مواد سمی در اثر متابولیسم مشترک، هوموسی‌شدن، کاهش فراهمی زیستی و تحرک فلزات سنگین، کاهش هدررفت نیتروژن، کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای و کاهش مدت زمان کمپوست‌شدن می‌شود (Nguyen et al, 2022; Awasthi et al. 2017a, b). خصوصیات فیزیکوشیمیایی بیوپار ممکن است بر کارایی آن برای بهبود کیفیت کمپوست تأثیر گذارد. یکی از این ویژگی‌ها اندازه فیزیکی ذرات بیوپار است. اندازه ذرات بیوپار بر توزیع منافذ در توده کمپوست و در نتیجه بر ریزمحیط‌های هوازی و قرار گرفتن در معرض مواد شیمیایی با گروه‌های عاملی روی سطوح بیوپار

¹ Co-composting

تأثیر می‌گذارد (He et al, 2019). با این حال، مطالعات قبلی بینش محدودی در مورد تأثیر اندازه ذرات بیوپچار بر فرآیند کمپوست مشترک ارائه داده‌اند.

از طرف دیگر فعال‌سازی باعث افزایش سطح ویژه، قطر منافذ و همچنین بهبود تخلخل می‌شود (Panwar and Pawar, 2020). روش‌های فعال‌سازی فیزیکی و شیمیایی متداول‌ترین فرایندهای مورد استفاده برای تهیه بیوپچار فعال هستند (Lee et al., 2018). هر دو روش بر ویژگی‌های فیزیکی محصول نهایی، مانند شکل و اندازه آن تأثیر می‌گذارند (Ali, 2010). اما فعال‌سازی شیمیایی (که به آن اکسیداسیون تر نیز گفته می‌شود) (Puziy et al., 2002)، نسبت به فعال‌سازی فیزیکی کاربرد گسترده‌تری دارد، زیرا (۱) نیاز به زمان فرایند و دمای فعال‌سازی کمتری دارد. (۲) سطح ویژه و بازده بیوپچار افزایش می‌دهد و (۳) باعث ایجاد ساختار میکرومتخلخل می‌شود (Panwar and Pawar, 2020). Ye et al, (2019) گزارش کردند که بیوپچار تهیه شده از بقایای ذرت و فعال شده با HCl ۱ مولار نسبت به بیوپچار فعال نشده به دلیل افزایش تخلخل، نانوذرات، سطح ویژه و در نتیجه افزایش فراهمی زیستگاه‌ها برای ریزجاندارن موجود در کمپوست (تهیه شده از زیست توده اولیه کلس گندم و سبزیجات) باعث افزایش تهویه، افزایش نگهداشت عناصر غذایی، بهبود رشد و فعالیت میکروبی و افزایش دمای فاز ترموفیلی (افزایش شدت تنفس میکروبی) کمپوست شد. اگرچه در چند سال اخیر تحقیقات محدودی در سطح جهانی در مورد کمپوست مشترک بیوپچار صورت گرفته اما درخصوص استفاده از بیوپچار فعال شده و اندازه ذرات بیوپچار در کمپوست‌سازی اطلاعات بسیار محدود است. هدف این پژوهش مطالعه تأثیر اندازه ذرات و فعال‌سازی بیوپچار با NaOH و H₂SO₄ بر تحرک عناصر غذایی و فلزات سنگین در کمپوست پسماند شهری با C/N اولیه و پایین برای اولین بار در ایران بود.

مواد و روش‌ها

تهیه بیوپچار، تفکیک اندازه و فعال‌سازی شیمیایی

بیوپچار به روش پیرولیز آهسته در دمای ۴۰۰ درجه سلسیوس از زیست توده ضایعات حاصل از هرس درختان آلو و انار در شرایط بدون اکسیژن با عبور جریان گاز آرگون (با دبی ورودی ۲٫۵ لیتر در دقیقه) تهیه شد. پس از آماده‌سازی زیست توده، از الک ۴ میلی‌متری عبور داده شد و سپس درون کوره قرار گرفت. با تغییر ۱۰ درجه سلسیوس در هر دقیقه دما به ۴۰۰ درجه سلسیوس رسانده شد و زیست توده یک ساعت در این دما نگهداری شد (Singh et al, 2017). بیوپچار تهیه شده با استفاده از الک در اندازه‌های ۰/۵ تا ۱ (B_{0.5-1mm})، ۱ تا ۲ (B_{1-2mm}) و ۲ تا ۴ میلی‌متر (B_{2-4mm}) تفکیک شد. برای فعال‌سازی از بیوپچار در اندازه ۰/۵ تا ۱ میلی‌متر استفاده شد. بیوپچار تهیه شده (B_{0.5-1mm}) با محلول NaOH و H₂SO₄ ۲ مولار با نسبت ۲:۱ (بیوپچار ۱: محلول ۲) به مدت ۲ ساعت زیر مهود مخلوط شد، سپس سوسپانسیون صاف و بیوپچار صاف شده چندین بار با آب مقطر شسته شد تا زمانی که pH در حدود ۷ ثابت شد. بیوپچار شسته شده به مدت ۱۲ ساعت در آون در دمای ۶۵ درجه سلسیوس قرار داده شد تا خشک شد (اصلاح شده روش Fan et al., 2010).

جمع‌آوری و آماده‌سازی پسماند جامد شهری

پسماند جامد شهری از محل دفن شهرداری کلان شهر تبریز جمع‌آوری و بعد از تفکیک و انتقال به ایستگاه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه تبریز (در طول شرقی ۴۶ درجه و ۲۳ دقیقه تا ۴۶ درجه و ۲۷ دقیقه و عرض شمالی ۳۸ درجه و ۰۰ دقیقه تا ۳۸ درجه و ۰۲ دقیقه) به اندازه کمتر از ۵ سانتی‌متر خرد شد.

۲-۱ تجزیه شیمیایی بیوپچارها و پسماند جامد شهری

pH و EC بیوپچار در نسبت ۱ به ۱۰ با آب مقطر (Singh et al, 2017)، CEC بیوپچار به روش Wang و همکاران (۲۰۱۳) و محتوای کربن، نیتروژن، هیدروژن و گوگرد کل نیز به روش آنالیز CHNS (Elementar vario EL III آلمان) اندازه‌گیری شدند. برای اندازه‌گیری مقدار خاکستر، ابتدا بیوپچار در ۱۰۵ درجه سلسیوس به مدت ۲ ساعت در آون خشک شد و سپس در کوره با دمای ۷۵۰ درجه سلسیوس به مدت ۶ ساعت حرارت دید و با استفاده از رابطه (۱) غلظت خاکستر بدست آمد. پس از محاسبه درصد اکسیژن با استفاده از روش

تفاضل (رابطه ۲) نسبت‌های O/C، C/N، H/C نیز محاسبه شدند (Singh et al, 2017):

$$\text{Ash\%} = \frac{\text{Weight residue after 750 } ^\circ\text{C}}{\text{Weight 105 } ^\circ\text{C dried}} \times 100 \quad \text{رابطه ۱}$$

$$(\%w/w) \text{ O} = 100 - (\%w/w) \text{ Ash} - \text{C} (\%w/w) - \text{H} (\%w/w) - \text{N} (\%w/w) - \text{S} (\%w/w) \quad \text{رابطه ۲}$$

غلظت کل عناصر (P، K، Na، Fe، Mn، Zn، Cu، Pb، Cd و Ni) در بیوچار و پسماند جامد شهری با هضم خاکستر به وسیله مخلوط دو اسید با نسبت ۳ به ۱ (۳۰۰ میلی‌لیتر HCl غلیظ و ۱۰۰ میلی‌لیتر HNO₃ غلیظ که مجموعاً با آب مقطر به حجم یک لیتر رسانده شد) تعیین شد (Jones Jr & Case, 1990). فسفر قابل دسترس با روش بی‌کربنات سدیم (Kuo, 1996)، پتاسیم و سدیم محلول در آب مقطر با استفاده از نسبت ۱ به ۱۰ و با دستگاه فلیم‌فتمتر (مدل Corning 410)، Fe، Zn، Cu، Mn، Pb، Cd و Ni عصاره‌گیری شده با DTPA (Lindsay & Norvell, 1978) و با دستگاه جذب اتمی (Shimadzu, AA-6300) اندازه‌گیری شد. گروه‌های عاملی بیوچار از طریق تکنیک FTIR (Tensor 27 شرکت Bruker) و مورفولوژی سطح بیوچار از طریق SEM (G-SEM MIRA3 FE شرکت Tescan) بررسی شد.

تولید کمپوست مشترک بیوچار و پسماند جامد شهری

این آزمایش با دو فاکتور (انواع بیوچار و زمان) در سه سطح مقدار بیوچار (۰، ۵ و ۱۰ درصد) و دو تکرار در ایستگاه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه تبریز به مدت ۳ ماه اجرا شد. چون یکی از فاکتورها یعنی عامل زمان بدون توزیع تصادفی بود بنابراین از طرح آماری اندازه‌گیری‌های تکراری (Repeated Measures) برای آنالیز استفاده شد (Everitt, 1995). پسماند جامد شهری با سه سطح ۰، ۵ و ۱۰ درصد از بیوچار ۲ تا ۴ میلی‌متر (B_{2-4mm})، بیوچار ۱ تا ۲ میلی‌متر (B_{1-2mm})، بیوچار ۰/۵ تا ۱ میلی‌متر (B_{0.5-1mm})، بیوچار فعال شده با اسید سولفوریک (AB_{0.5-1mm}-H₂SO₄) و بیوچار فعال شده با سود (AB_{0.5-1mm}-NaOH) مخلوط شد. این مواد در داخل بشکه‌های پلاستیکی ۱۰۰ لیتری (قطر ۴۴ و ارتفاع ۷۶ سانتی‌متری) با وزن تقریبی ۷۰ کیلوگرم بهم زده و نگهداری شدند. به هر کدام از بشکه‌ها یک کیلوگرم کود دامی برای تقویت فعالیت میکروبی افزوده شد. دما روزانه ثبت شد. هفته‌ای یک بار توده کمپوست همزده و کاملاً مخلوط شد. رطوبت تیمارها تا پایان آزمایش در محدوده ۶۰-۵۰ درصد وزنی نگهداری شد. نمونه‌برداری در روزهای ۱، ۷، ۱۴، ۲۸، ۴۲، ۵۶، ۷۰ و ۹۰ انجام (برای فلزات سنگین از نمونه‌های ۱، ۷، ۴۲، ۷۰ و ۹۰ روز استفاده شد) و هر بار حداقل ۵ نمونه فرعی (حدود ۵۰۰ گرم) از اعماق مختلف بشکه برداشته، مخلوط نموده و یک نمونه مرکب بدست آمد.

تجزیه شیمیایی کمپوست مشترک

در عصاره ۱ به ۵ کمپوست به آب مقطر pH و EC اندازه‌گیری شدند (Awasthi et al, 2017a). غلظت کربن آلی و خاکستر از طریق احتراق به مدت ۶ ساعت در دمای ۵۵۰ درجه سلسیوس از رابطه ۳ محاسبه شد (Haug, 1993). نیتروژن کل به روش کج‌لدال (TN) (Bremner, 1996)، فسفر قابل دسترس به روش بیکربنات سدیم (Kuo, 1996)، پتاسیم و سدیم محلول در آب به نسبت ۱ به ۱۰ آب مقطر، غلظت Fe، Zn، Cu، Mn، Pb، Cd و Ni عصاره‌گیری شده با DTPA (Chen et al, 2010)، غلظت کل P، K، Fe، Mn، Zn، Cu، Pb و Cd با هضم خاکستر به وسیله مخلوط دو اسید غلیظ با نسبت ۳:۱ HCl:HNO₃ تعیین شدند (Jones Jr. and Case, 1990). اندازه‌گیری فعالیت آنزیم β-گلوکوزیداز با استفاده از روش Tabatabai (۱۹۹۴) در سه مرحله مزوفیل، ترموفیل و رسیدگی (روزهای ۱، ۷ و ۹۰) اندازه‌گیری شد. شاخص جوانه‌زنی با استفاده از بذر گیاه شاهی (*Lepidium sativum* L.) (Zucconi et al, 1981) و از طریق رابطه (۴) بدست آمد.

$$\% \text{ C} = \frac{(100 - \% \text{ ash})}{1.8} \times 100 \quad \text{رابطه ۳}$$

$$\% \text{ GI} = \frac{\text{seed germination rate in treatment (\%)} \times \text{root length in treatment (mm)}}{\text{seed germination rate in control (\%)} \times \text{root length in control (mm)}} \times 100 \quad \text{رابطه ۴}$$

تحلیل آماری

تجزیه واریانس داده‌ها به روش Repeated Measures، مقایسه میانگین‌ها به روش دانکن و LSD (سطح احتمال ۹۵ درصد)، آزمون نرمال بودن، PCA و تجزیه کلاستر با استفاده از نرم‌افزار SPSS 27.0 و برای ترسیم نمودارها از نرم‌افزار Excel و Origin استفاده شد. مقادیر LSD ارایه شده در شکل‌های مربوط به مقایسه میانگین اثر متقابل تیمار×زمان در سطح احتمال ۵ درصد به صورت رابطه ۶ محاسبه گردید:

$$LSD = t_{0.05, df} \times S_d \quad (6)$$

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

نتایج و بحث

ویژگی‌های مواد اولیه

ویژگی‌های پسماند جامد شهری و بیوچارهای مورد استفاده در این مطالعه در جدول ۱ ارایه شده است. برای ارزیابی اعتبار و قابلیت استفاده بیوچارهای مورد استفاده در این تحقیق از گواهی بیوچار اروپایی (EBC) استفاده شد (Schmidt et al, 2020). نسبت مولی H/C بیوچار که نشانگر درجه کربنی‌شدن و در نتیجه پایداری بیوچار است بسته به زیست توده و فرایند مورد استفاده این نسبت در نوسان بوده و مقادیر بیش از ۰/۷ نشانه‌ای از خصوصیات غیر پیرولیتیک یا کاستی‌های پیرولیز است (Schimmelpfennig and Glaser, 2012). نسبت O/C نیز برای توصیف بیوچار و متمایز کردن آن از سایر محصولات کربن‌سازی مرتبط است (Schimmelpfennig and Glaser, 2012). نسبت مولی H/C در تمام بیوچارها کمتر از ۰/۷ بوده و همانند نتایج خواجوی‌شجاعی و همکاران (۱۴۰۰) فعال‌سازی بیوچار با اسید سولفوریک باعث افزایش نسبت مولی O/C و H/C و کاهش نسبت C/N شد. به عبارت دیگر فعال‌سازی بیوچار با H_2SO_4 باعث کاهش درصد خاکستر، هیدروژن، کربن و نیتروژن و افزایش درصد اکسیژن و گوگرد در این تحقیق شد. خواجوی‌شجاعی و همکاران (۱۴۰۰) گزارش کردند که اسید سولفوریک باعث کاهش درصد خاکستر و کربن (غیرفعال یا تثبیت شده) در بیوچار شد، چراکه فعال‌سازی بیوچار با اسید سبب تجزیه مواد لیگنوسلولزی، آلیفاتیک و آروماتیک (Fierro et al., 2010) و با تجزیه این مواد، بخش باقیمانده کربن پایدار در ساختار بیوچار فعال شده با اسید نسبت به بیوچار اولیه کاهش می‌یابد. Vithanage و همکاران (۲۰۱۵) نیز گزارش کردند که اکسیداسیون بیوچار توسط عامل اکسید کننده مانند اسید سولفوریک باعث اضافه شدن گروه‌های عاملی حاوی اکسیژن (هیدروکسیل، کربوکسیل و کربونیل) به سطح بیوچار شد که این می‌تواند دلیل افزایش درصد اکسیژن و نسبت O/C در بیوچار فعال شده با اسید باشد. افزایش نسبت H/C با فعال‌سازی اسید ممکن است به دلیل کاهش کربن و آروماتیک بودن باشد. افزایش نسبت مولی O/C و H/C نشان‌دهنده کاهش خاصیت آبگریزی است (Chun et al. 2004) که کاهش آبگریزی بیوچار باعث افزایش نگهداشت آب می‌شود. برخلاف بیوچار فعال شده با H_2SO_4 ، فعال‌سازی بیوچار با NaOH باعث افزایش درصد کربن، نیتروژن، هیدروژن و کاهش خاکستر، گوگرد، اکسیژن و نسبت‌های مولی H/C و O/C شد. در طول کربنیزاسیون زیست توده، آزدایی^۳ (فرایندی که طی آن توسط گرما یا واکنش شیمیایی مولکول‌های آب از یک ماده حذف می‌شوند)، کربوکسیلاسیون^۴ (افزودن یک گروه کربوکسیل $COOH-$ به یک ترکیب آلی) و متاناسیون^۵ (فرایندی که طی آن دی‌اکسید کربن و هیدروژن به متان تبدیل می‌شوند) سه مسیر اصلی برای کاهش نسبت‌های اتمی H/C و O/C بودند (Chen et

² European Biochar Certificate

³ Dehydration

⁴ Carboxylation

⁵ Methanation

al., 2005). اصلاح بیوچار بسته به ماهیت ماده اصلاح کننده باعث تغییر pH شد. بدین ترتیب که فعال سازی بیوچار با NaOH باعث افزایش و فعال سازی بیوچار با H₂SO₄ باعث کاهش pH شد. همانطور که در جدول ۱ مشاهده می شود قابلیت هدایت الکتریکی (EC) بیوچار فعال شده با H₂SO₄ نسبت به بقیه بیوچارها بیشتر بود که احتمالاً دلیل آن H⁺ حاصل از اسید سولفوریک است. اصلاح بیوچار با H₂SO₄ و NaOH باعث افزایش گروه های عاملی کربوکسیل و هیدروکسیل و در نتیجه افزایش CEC شد، چون CEC به طور مستقیم به بار سطح وابسته است و بار سطح نشأت گرفته از گروه های عاملی موجود در سطح می باشد. بیوچار معمولی دارای مقدار پتاسیم، فسفر، کلسیم، منیزیم، آهن و منگنز کل بیشتری نسبت به بیوچارهای فعال شده است که با توجه به اینکه دارای بیشترین درصد خاکستر (۲۵٪) می باشد این موضوع قابل توجیه است.

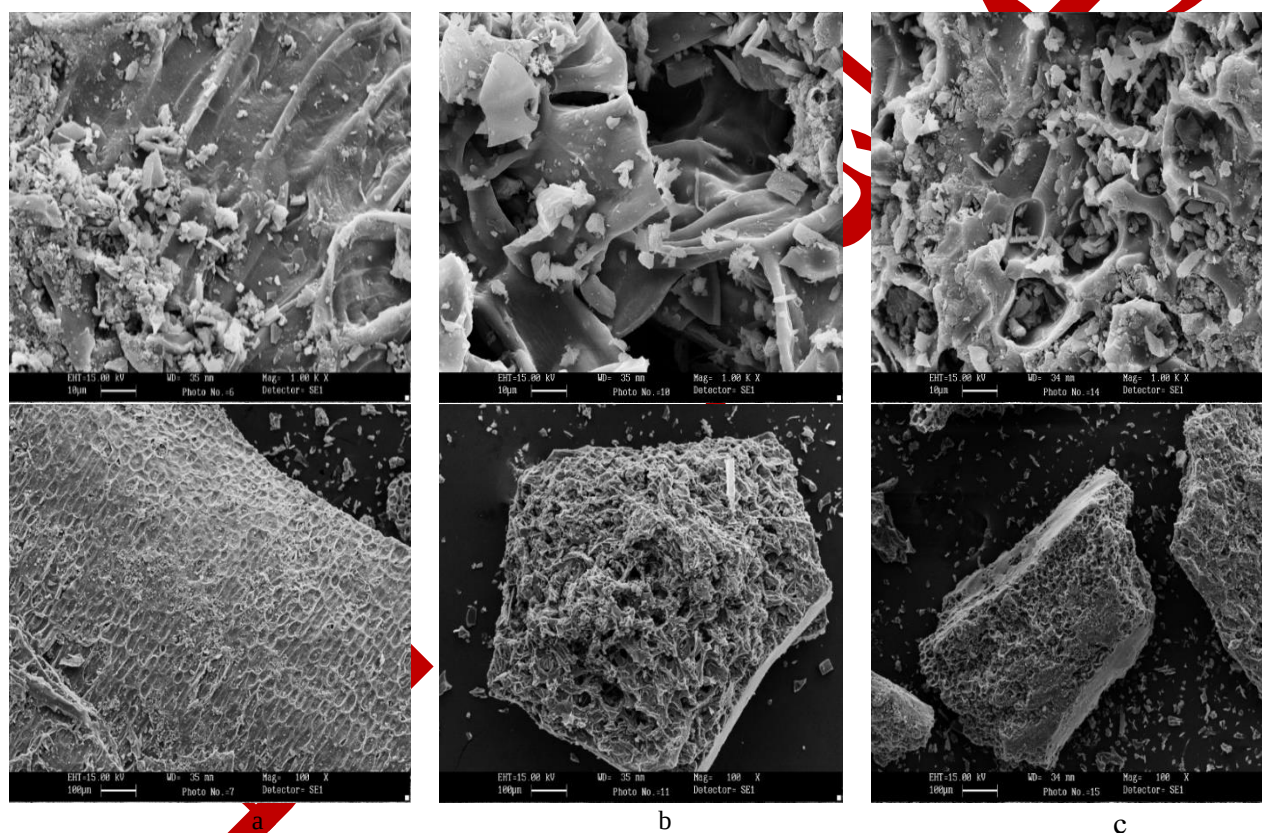
جدول ۱. خصوصیات انواع بیچار و پسماند جامد شهری

Properties	Unit	MSW	B* (0.5-1mm)	B* (1-2mm)	B* (2-4mm)	NaOH-AB**	H ₂ SO ₄ -AB**
Ash	(g/100g)	۷۲/۰۵	۲۵/۵۷	۱۹/۷۵	۹/۰۲	۱۸/۸	۱۷/۹۵
C	(g/100g)	۱۶/۰۳	۵۴/۴۷	۵۴/۴۷	۵۴/۴۷	۶۳/۶۱	۵۴/۶۷
H	(g/100g)	۰/۷۵	۱/۶	۱/۶	۱/۶	۱/۶۹	۱/۵۴
N	(g/100g)	۱/۲۸	۱/۰۱	۰/۸۸	۰/۸۵	۱/۲۲	۰/۹۵
S	(g/100g)	۰/۷۴	۰/۳۶	۰/۳۶	۰/۳۶۰	۰/۲۷	۱/۸۱
O	(g/100g)	۸/۸۸	۱۶/۹۹	۲۲/۹۴	۲۲/۷	۱۴/۴۱	۲۷/۰۸
O/C	----	۰/۴۲	۰/۲۳	۰/۳۲	۰/۴۴	۰/۱۷	۰/۴
H/C	----	۰/۵۶	۰/۳۵	۰/۳۵	۰/۳۵	۰/۳۲	۰/۳۶
C/N	----	۱۲/۵۲	۵۳/۹۳	۱۶/۹	۶۴/۰۸	۵۲/۱۴	۵۳/۳۴
CEC	(Cmolc/kg)	-	۲۵/۰۴	۱۴/۱۴	۱۱/۷۶	۲۸/۳۴	۲۵/۵۷
pH	----	۷/۵۷	۸/۶۶	۹/۰۶	۹/۱۸	۹/۲	۷/۷
EC	(dS/m)	۸/۲	۰/۵۵	۰/۳۴	۰/۲۸	۰/۴۷	۱/۷۶
Total P	(g/kg)	۱/۴۱	۱/۱۶	۱/۱۳	۱/۱۲	۰/۹۴	۰/۷۲
Total K	(g/kg)	۱۰/۶۶	۵/۰۳	۵/۰۳	۵/۱۳	۲/۶۷	۲/۴۷
Total Na	(g/kg)	۲/۶۴	۰/۸۶	۰/۷۸	۰/۷۹	۲/۰۴	۰/۳۵
Total Fe	(g/kg)	۱/۲۸	۱/۱۸	۱/۰۷	۰/۸۳	۱/۱	۱/۰۱
Total Mn	(mg/kg)	۱۴۳/۳۴	۱۱۰/۷۸	۶۸/۷۳	۶۱/۲	۹۸/۸۷	۸۴/۰۴
Total Zn	(mg/kg)	۴۹/۴۷	۳۰/۱	۲۸/۳	۲۵/۴	۱۶۳/۷۱	۱۳۸/۲۱
Total Cu	(mg/kg)	۵۸/۰۱	۲۰/۶۷	۱۳/۸۵	۱۴/۱۸	۲۴/۲۴	۱۶/۷۷
Total Pb	(mg/kg)	۱۸۰/۵۲	۱۶۱/۱۳	۱۶۳/۹	۱۶۳/۹	۱۷۲/۲۱	۱۶۶/۶۷
Total Ni	(mg/kg)	۸۱/۹۱	۷۳/۱۲	۷۱/۶۶	۷۰/۱۹	۸۱/۱۸	۷۴/۵۹
soluble K	(g/kg)	۵/۸	۱/۴۴	۱/۳۴	۱/۰۵	۰/۲۸	۰/۶۵
soluble Na	(g/kg)	۲/۳۶	۰/۶۶	۰/۵	۰/۳۷	۱/۷۱	۰/۱۸
Olsen-P	(mg/kg)	۱۶۳/۵	۵۱/۷۵	۲۴/۵	۱۱/۵	۳۷/۳۸	۱۱/۳۱
DTPA- Fe	(mg/kg)	۵۲۱/۳۲	۲۹/۸۱	۲۶/۹۸	۲۵/۶۵	۲۷/۳۱	۱۹/۶۴
DTPA- Mn	(mg/kg)	۳۵/۵۴	۴/۴۶	۱/۰۴	۰/۱	۵/۵۷	۱/۸۹
DTPA- Zn	(mg/kg)	۴۷/۹۴	۱۰/۹۷	۲/۰۱	۵/۳۶	۲۷/۳۴	۳
DTPA- Cu	(mg/kg)	۲۳/۳۵	۸/۷۴	۷/۰۲	۷/۳۶	۸/۶۳	۷/۵۹
DTPA- Pb	(mg/kg)	۷/۴۷	۰/۳	۰/۰۴	۰/۳	۰/۰۰	۰/۱۷
DTPA- Ni	(mg/kg)	۴۰/۳۷	۵/۳۴	۶/۰۵	۶/۰۵	۰/۰	۴/۹۲
DTPA- Cd	(mg/kg)	۰/۱۲	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰

*B=Biochar **AB=Activated biochar

تأثیر فعال‌سازی شیمیایی بر ویژگی‌های بیوچار

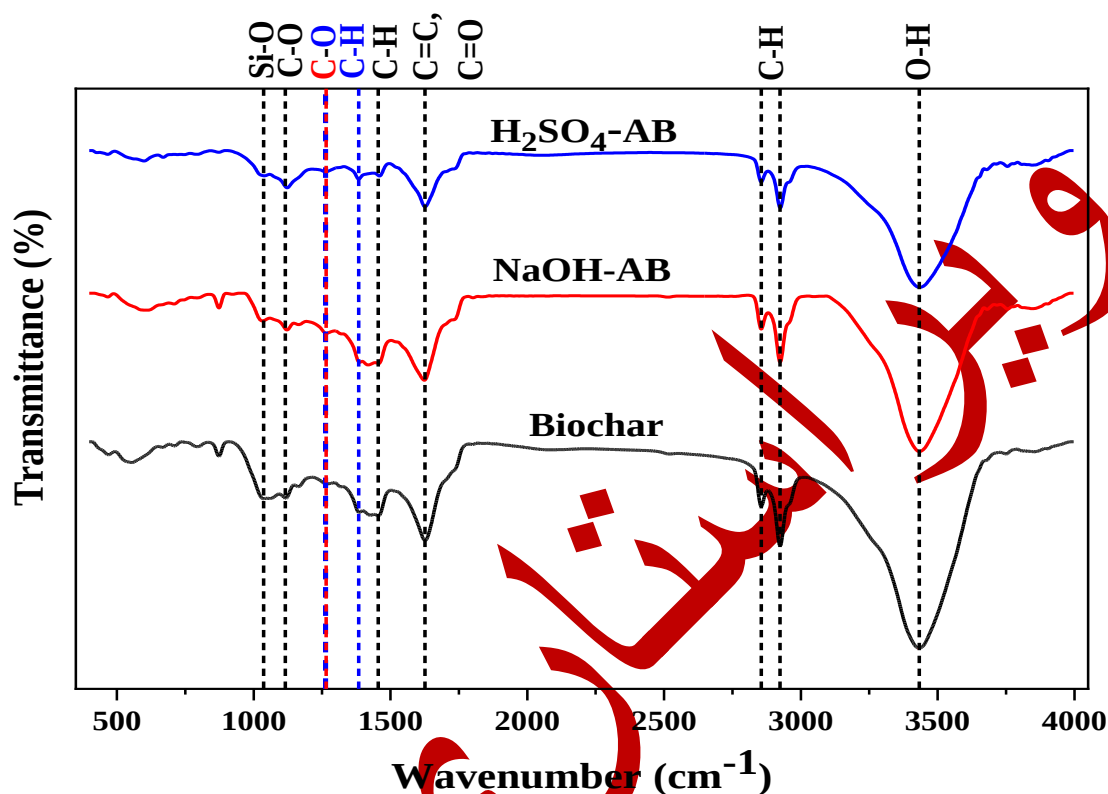
شکل ۱ مرفولوژی و سطح بیوچار و بیوچار فعال شده را در ۲ بزرگنمایی ۱۰۰ و ۱۰۰۰ برابر نشان می‌دهد. اصلاح بیوچار با NaOH و H_2SO_4 با تخریب سطح بیوچار باعث ایجاد سطوح ناهموار و ساختار نامنظم شد ولی تخریب سطوح توسط H_2SO_4 بیشتر از NaOH بود. همان‌طور که در شکل ۱c هم مشاهده می‌شود، فعال‌سازی بیوچار با اسید سبب شکستن دیواره منافذ و گسترش منافذ میکرو به منافذ مزو و ماکرو می‌شود که در نتیجه آن گروه‌های عاملی مانند هیدروکسیل، کربوکسیل، کتون و سایر گروه‌های اکسیژن‌دار بیشتری ایجاد می‌شوند (Li et al., 2014). همانند نتایج این تحقیق، Yang و همکاران (۲۰۱۱) گزارش کردند که فعال‌سازی بیوچار با NaOH باعث ایجاد ساختار متخلخل و منافذ عمیق نسبت به بیوچار اولیه شد که این نشان می‌دهد بیوچار فعال شده یک جاذب موثر با سطح ویژه و حجم منافذ بیشتر در مقایسه با بیوچار اولیه است. An و همکاران (۲۰۲۰) گزارش کردند که فعال‌سازی شیمیایی بیوچار به طور قابل توجهی ساختار سطح بیوچار را تغییر داد و باعث افزایش سطح ویژه شد.



شکل ۱. تصاویر میکروسکوپ الکترونی روبشی (SEM) از ساختارهای منافذ سطحی بیوچار (a)، بیوچار فعال شده با NaOH (b) و H_2SO_4 (c)

در شکل ۲ پیک بلند و پهن در ناحیه 3400 cm^{-1} بیانگر هیدروکسیل فنلی، ناحیه 2840 cm^{-1} الی 2950 cm^{-1} مربوط به حضور C-H در CH_2 (ساختار آلفاتیک)، ناحیه 1540 cm^{-1} الی 1660 cm^{-1} مربوط به حضور C=C (ساختار آروماتیک) و حضور C=O گروه کربونیل کربوکسیلیک، ناحیه 1450 cm^{-1} الی 1460 cm^{-1} مربوط به حضور C-H در CH_3 (ساختار آلفاتیک)، ناحیه 1110 cm^{-1} الی 1130 cm^{-1} مربوط به حضور C-O در الکل ها و یا اترهای ثانویه و ناحیه 1000 cm^{-1} الی 1100 cm^{-1} مربوط به حضور C-O در پلی ساکاریدها یا پیوند Si-O متعلق به ناخالصی سیلیکات‌ها است (Enev et al, 2014). همانند نتایج (Dehkhoda et al (2014) فعال‌سازی شیمیایی بیوچار از شدت پیک‌های ذکر شده کاست که نشان‌دهنده حذف یا کاهش برخی اتم‌هاست. فعال‌سازی بیوچار با NaOH و H_2SO_4 هرکدام یک پیک در ناحیه cm^{-1}

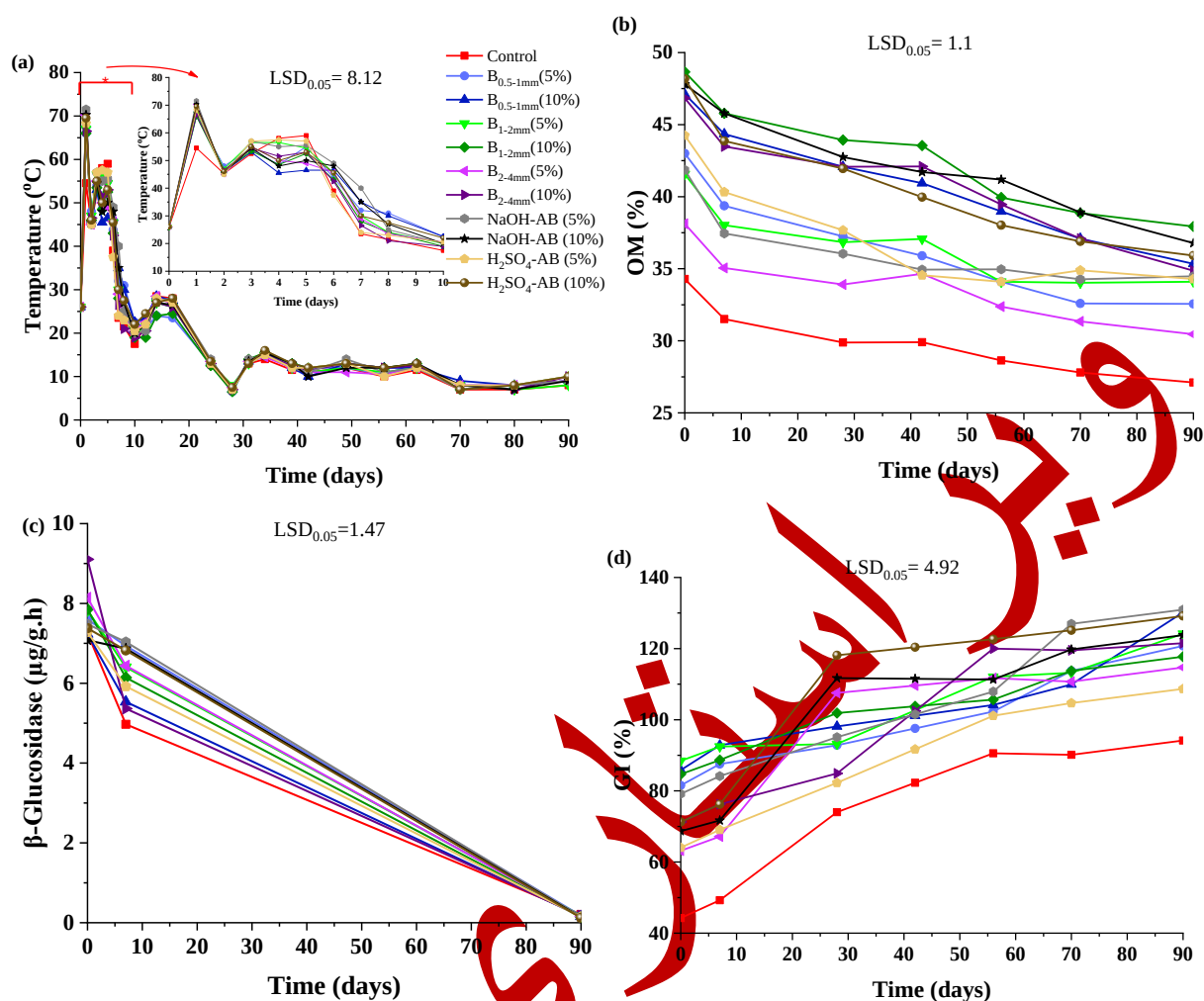
1 ۱۲۶۰ الی ۱۲۷۰ مربوط به حضور C-O در اریل استرها (ساختار آروماتیک) ایجاد کردند و H_2SO_4 یک پیک در ناحیه ۱۳۸۴ (مربوط به حضور C-H در CH_2 یا CH_3 (ساختار آلیفاتیک) ایجاد کرد.



شکل ۲. طیف FTIR بیوجار و بیوجار فعال شده (NaOH-AB and H₂SO₄-AB)

تغییرات دما، غلظت ماده آلی، فعالیت آنزیم بتاگلوکوزیداز و شاخص جوانه‌زنی در طول کمپوست شدن

تغییرات روزانه دما به عنوان شاخصی از فعالیتهای میکروبی در بازه زمانی کمپوست شدن مشترک اندازه‌گیری شد. افزودن بیوجار دما را در فاز ترموفیلی افزایش داد ($p < 0.05$) که نشان‌دهنده اثر بیوجار بر فعالیت میکروبی است (شکل ۳a). تجزیه واریانس نشان داد که اثر اصلی فاکتور زمان و برهمکنش تیمار × زمان معنادار ($p < 0.01$) بودند (جدول ۲). به غیر از تیمار شاهد و 5% AB-H₂SO₄ که طول دوره ترموفیلی آن‌ها ۵ روز بود، بقیه کمپوست‌های دریافت‌کننده بیوجار طول دوره ترموفیلی بیشتری (۶ و ۷ روز) داشتند. در روز اول فاز ترموفیل، پایین‌ترین دما (۵۴/۵ °C) مربوط به تیمار شاهد و بالاترین دما (۷۱/۵ °C) و طولانی‌ترین دوره ترموفیلی (۷ روز) مربوط به تیمار 5% AB-NaOH بود که این اختلاف احتمالاً به دلیل افزایش فعالیت میکروبی ناشی از حضور بیوجار فعال‌شده با NaOH با سطح ویژه بالا و گروه‌های عاملی حاوی اکسیژن زیاد است. نتایج این تحقیق نشان داد که اندازه ذرات بیوجار بر دمای مرحله ترموفیلی تأثیر معناداری نداشت ($p > 0.05$). در این پژوهش تیمارهای بیوجار نسبت به شاهد با تحریک فعالیت میکروبی منجر به شروع زود هنگام فاز ترموفیلی، افزایش دما و طولانی‌تر شدن این مرحله شدند که موافق با نتایج دیگر محققان نیز می‌باشد (Behera & Samal. 2022; Manu et al., 2021; Chen et al., 2010).



شکل ۳. تغییرات دما (a)، غلظت ماده آلی (b)، فعالیت آنزیم بتاگلوکوزیداز (c) و شاخص جوانه‌زنی (d) در طول فرایند کمپوست‌شدن مشترک.

جدول ۴. تجزیه واریانس تأثیر تیمارهای مختلف بیوجار بر برخی پارامترهای رسیدگی در طول کمپوست‌شدن مشترک

منبع	درجه آزادی	دما	درجه آزادی	ماده آلی	درجه آزادی	B-glucosidase	درجه آزادی	شاخص جوانه‌زنی
تیمار	۱۰	۱۱/۷۵ NS	۱۰	۲۱۶/۳۵**	۱۰	۰/۷NS	۱۰	۱۲۱۹/۱**
خطا (تیمار)	۱۱	۷/۱۳	۱۱	۰/۰۹	۱۱	۰/۵۹	۱۱	۳۲/۴۳
زمان	۳/۶۵	۳۹۱۰۶/۴**	۱/۳۱	۱۱۷۹/۷**	۲	۳۶۰/۴۱**	۶	۶۷۲۸/۲۴**
تیمار×زمان	۳۶/۵۵	۵۰/۵۸**	۱۳/۰۵	۱۰**	۲۰	۰/۸۱NS	۶۰	۱۰۰/۶۱**
خطا (زمان)	۴۰/۲	۱۶/۱۵	۱۴/۳۶	۰/۲۵	۲۲	۰/۵	۶۶	۶/۰۸
ضریب تغییرات (%)		۷۰/۱		۱۳/۳		۳۲		۲۰

* معنی‌دار در سطح احتمال ۹۹٪، ** معنی‌دار در سطح احتمال ۹۵٪ و NS غیر معنی‌دار

تجزیه واریانس نشان داد که همه فاکتورها (تیمار، زمان، تیمار×زمان) بر تغییرات غلظت ماده آلی معنادار بودند ($p < 0.01$) (جدول ۴). روند تغییرات ماده آلی کاهشی بود که به دلیل مصرف کربن توسط ریزجانداران در طول فرایند کمپوست‌شدن می‌باشد (شکل ۳b). پس از دوره ترموفیلی روند کاهشی در غلظت ماده آلی کند شد. در این مرحله دما کاهش یافته و فعالیت میکروبی به دلیل کاهش مواد آلی به راحتی تجزیه‌پذیر، کاهش یافت. در کمپوست نهایی بالاترین درصد ماده آلی (۳۷،۹۳٪) مربوط به B_{1-2mm} 10% و کمترین درصد ماده آلی

(۲۷,۱٪) مربوط به تیمار شاهد بود ($p < 0.05$). این موضوع نشان از بهبود یکی از مهمترین مشکلات کمپوست‌های پسماند جامد شهری کشور (کمبود مواد آلی) توسط بیوپچار است. به طور کلی در تیمارهای بیوپچار در سطح ۱۰ درصد، ماده آلی بیشتر از سطح ۵ درصد همین تیمارها بودند. بیوپچار به دلیل مقاومت شیمیایی ساختار آروماتیک آن در طول کمپوست‌شدن دچار تخریب شدید نمی‌شود (Behera and Samal, 2022). در بین تیمارها، میزان تجزیه زیستی و کاهش مقدار OM برای تیمارهای بیوپچار ۱۰٪ < تیمارهای بیوپچار ۵٪ < شاهد بود که با نتایج (Manu et al (2021) مطابقت داشت. کاهش مواد آلی در تیمار 10% AB-H₂SO₄ بیشترین (۲۵,۵٪) و در شاهد کمترین (۲۰,۵٪) بود. تاثیر عمده بیوپچار بر کاهش مواد آلی (OM) با توانایی آن در افزایش فعالیت میکروبی و شدت تجزیه زیستی در مخلوط کمپوست مرتبط است. بر اساس مقدار مشخص شده در سازمان استاندارد ملی ایران کمپوست‌های بیوپچار در سطح ۱۰ درصد H₂SO₄-AB (10%)، NaOH-AB (10%)، B_{1-2mm} (10%) و B_{0.51mm} (10%) به عنوان کمپوست درجه ۱ (حداقل ۳۵٪ ماده آلی) و بقیه کمپوست درجه ۲ (حداقل ۲۵٪ ماده آلی) به حساب می‌آیند (استاندارد ملی ایران، ۱۳۸۶).

آنزیم بتاگلوکوزیداز مسئول تبدیل واحدهای سلوبیوزی (دی‌ساکارید) به گلوکز به عنوان آخرین مرحله تجزیه سلولز محسوب می‌شود. تجزیه واریانس برای آنزیم بتاگلوکوزیداز نشان داد که تنها اثر اصلی فاکتور زمان معنادار بود ($p < 0.01$). همانند نتایج (Lin et al (2022) در این پژوهش تیمارهای بیوپچار در سطح ۵ و ۱۰٪ (به صورت میانگین ۲۱ درصد) فعالیت آنزیم بتاگلوکوزیداز بیشتری در فاز ترموفیلی نسبت به شاهد داشتند. روند تغییرات فعالیت آنزیم بتاگلوکوزیداز نسبت به آنزیم‌های دهیدروژناز، اوره‌آز و تنفس میکروبی در مطالعه Khalkhal و همکاران (۲۰۲۶) متفاوت و کاهشی بود و کاهش فعالیت آنزیم بتاگلوکوزیداز در پایان کمپوست‌شدن به نزدیک صفر رسید (شکل ۳c). چون اکثر مواد سلولزی از زمان شروع تا پایان دوره ترموفیلی هیدرولیز می‌شوند لذا پس از فاز ترموفیل، سوبسترای سلولز بسیار اندک خواهد بود و در نتیجه بتاگلوکوزیداز فعالیت اندک خواهد داشت.

یکی از مهمترین تست‌های ارزیابی کیفیت کمپوست شاخص جوانه‌زنی است که معمولاً با استفاده از روش Zucconi و همکاران (۱۹۸۱) انجام می‌شود و مقدار استاندارد آن بیش از ۸۰ درصد تعیین شده است (Zucconi et al, 1981). تجزیه واریانس در طول کمپوست‌شدن نشان داد که اختلاف بین بیوپچارها، زمان و همچنین اثر متقابل تیمار×زمان در مورد شاخص جوانه زنی معنادار بود ($p < 0.01$) و شاخص جوانه زنی در طول دوره کمپوست شدن مشترک یک روند افزایشی را داشت (شکل ۴d). شاخص جوانه‌زنی در ابتدا برای تمامی تیمارها پایین بود و این امر به دلیل تجزیه سریع مواد آلی در مراحل اولیه کمپوست، تولید مقادیر زیادی اسیدهای چرب فرار (VFAs) و آمونیوم است که برای جوانه‌زنی بذر سمی هستند (Jiang et al, 2018). در کمپوست نهایی، تیمار شاهد کمترین (۹۴٪) و تیمار 5% AB-NaOH بیشترین شاخص جوانه‌زنی (۱۳۱٪) را به خود اختصاص دادند ($p < 0.05$). همانند نتایج این تحقیق برخی از محققان نیز گزارش کردند که شاخص جوانه‌زنی در کمپوست حاوی بیوپچار بیشتر از بدون بیوپچار بود (Wang et al, 2023; Manu et al, 2021). بر اساس معیارهای استاندارد ملی ایران تمام تیمارهای این پژوهش کمپوست درجه ۱ حساب می‌شوند چون شاخص جوانه زنی بیشتر از ۷۰ درصد داشتند (استاندارد ملی ایران، ۱۳۸۶).

تغییرات غلظت کل عناصر در طول کمپوست‌شدن

در این پژوهش، غلظت کل نیتروژن ابتدا به شدت کاهش و سپس به تدریج افزایش پیدا کرد ($p > 0.05$) (شکل ۴d). دلیل کاهش غلظت نیتروژن در فاز ترموفیلی می‌تواند تولید و فرار گاز در دنتریفیکاسیون و تصاعد آمونیاک باشد. شیب افزایش غلظت نیتروژن بعد از ۴ هفته در حضور انواع بیوپچار به خصوص بیوپچار فعال شده با NaOH بیشتر از تیمار شاهد بود که می‌تواند به دلیل جذب آمونیاک در منافذ داخلی بیوپچار یا مناسب بودن بیوپچار به عنوان زیستگاه برای باکتری‌های نیترات‌ساز باشد که آمونیوم را به نیترات تبدیل و از تصاعد آمونیاک

⁶ Volatile fatty acids

جلوگیری می کنند (Behera and Samal, 2022; Jindo et al., 2020). در شرایط این پژوهش و در کمپوست نهایی بیشترین غلظت کل نیتروژن مربوط به کمپوست مشترک (5%) NaOH-AB (۱,۳۷٪) بود. بر اساس استاندارد مشخص شده توسط سازمان استاندارد ملی ایران کمپوست های مشترک (10%) B_{1-2mm}, NaOH-AB (5%), NaOH-AB (10%), H₂SO₄-AB (5%) را به عنوان کمپوست درجه ۱ (مقدار استاندارد نیتروژن ۱,۲۵ تا ۱,۶۶٪) و بقیه کمپوست ها درجه ۲ به حساب می آیند (استاندارد ملی ایران، ۱۳۸۶).

تجزیه واریانس نشان داد که اثر اصلی فاکتورهای تیمار، زمان و اثر متقابل تیمار×زمان برای غلظت کل عناصر (Zn, Fe, Na, K, P), Cr و Ni, Cd, Pb, Cu, Mn معنادار بودند ($p < 0.01$) (جدول ۳ و ۴). همانند نتایج Zhang et al. (2016) و Awasthi et al. (2017b) روند تغییرات غلظت عناصر کل P و K مطابق با نتایج Awasthi et al. (2017b, 2020) و Li et al. (2015) و غلظت کل فلزات سنگین نیز در طول کمپوست شدن افزایشی بود (شکل ۴). دلیل افزایش غلظت کل عناصر در طول کمپوست شدن می تواند کاهش رطوبت، کاهش وزن و حجم محصول نهایی در اثر تجزیه باشد. به غیر از فسفر و آهن کل بیشترین افزایش در دوره ترموفیلی مشاهده شد. در این پژوهش در کمپوست نهایی، غلظت عناصر کل P, Fe, Cu, Pb و Cd در تیمار شاهد به طور معنادار ($p < 0.05$) بیشتر از بقیه تیمارها بود. بنابراین تمام تیمارهای بیوپار باعث کاهش غلظت فلزات سنگین به دلیل اثر رقت یا کاهش فراهمی عناصر غذایی به دلیل جذب سطحی بر روی بیوپار شدند (Banegas et al, 2007). تیمار B_{1-2mm} (10%) در کمپوست نهایی دارای کمترین غلظت کل Ni, Fe, K, Cd و تیمار B_{0.5-1mm} (10%) دارای کمترین غلظت سرب بود. بر اساس حد مجاز فلزات سنگین در استاندارد ملی ایران کمپوست های تولید در این پژوهش کمتر از حد مجاز آلودگی به فلزات سنگین و کمپوست درجه یک می باشد.

جدول ۵. تجزیه واریانس تأثیر تیمارهای مختلف بیوپار بر غلظت برخی عناصر پرمصرف در طول کمپوست شدن مشترک

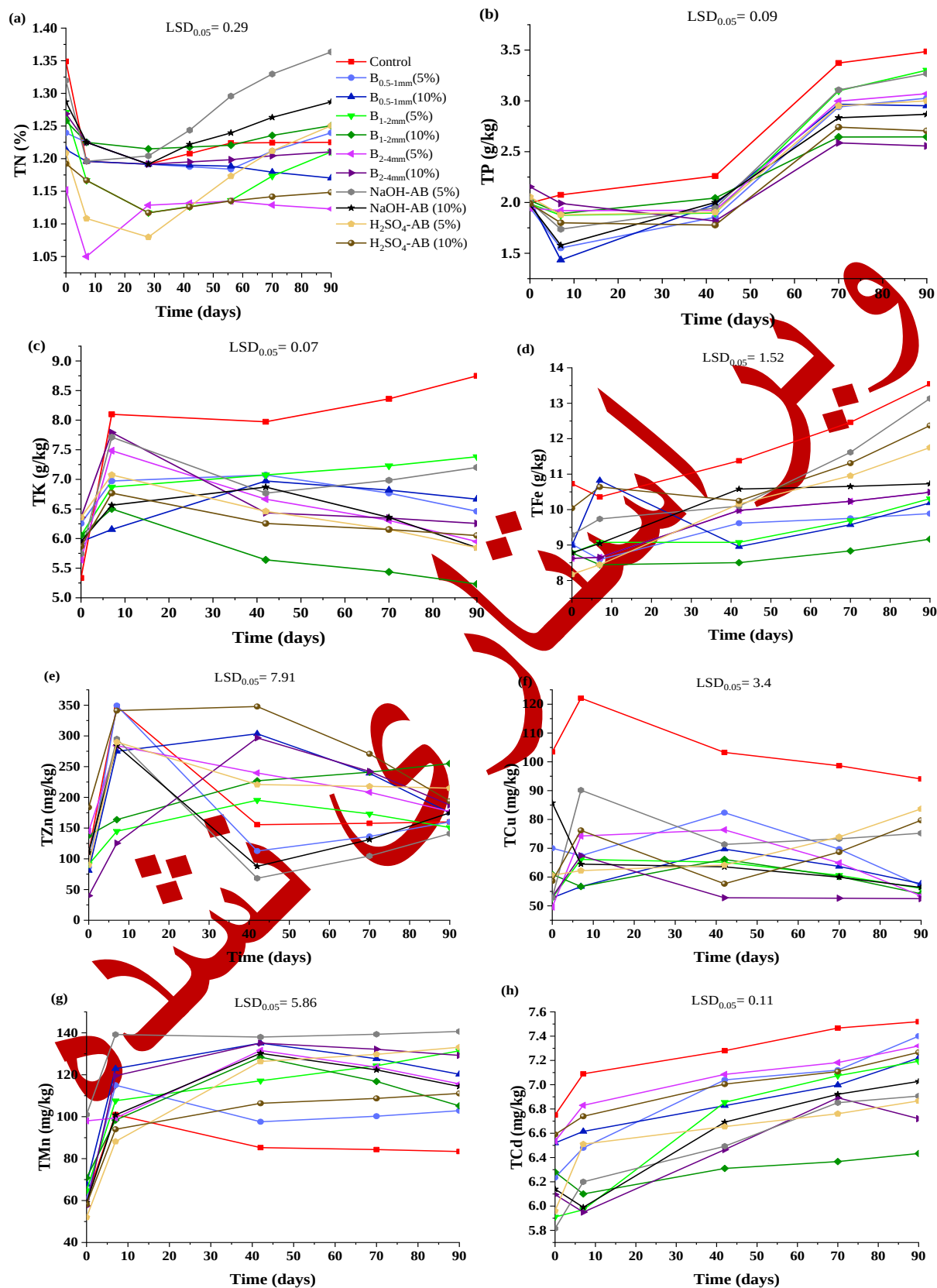
منبع	درجه آزادی	N	درجه آزادی	P	درجه آزادی	K
تیمار	۱۰	۰/۰۳*	۱۰	۰/۱۶***	۱۰	۲/۴۱***
خطا (تیمار)	۱۱	۰/۰۱	۱۱	۰/۰۱***	۱۱	۰/۱۷
زمان	۱/۱۸	۰/۱۴*	۴	۱۴/۲۳***	۲/۶	۵/۷۳***
تیمار× زمان	۱۱/۷۷	۰/۰۱ NS	۴۰	۰/۱۱***	۱۲/۴۶	۱/۷۸***
خطا (زمان)	۱۲/۹۴	۰/۰۲	۴۴	۰/۰۰	۱۳/۷	۰/۱۲
ضریب تغییرات (%)		۶/۴		۲۱/۳		۱۱/۷

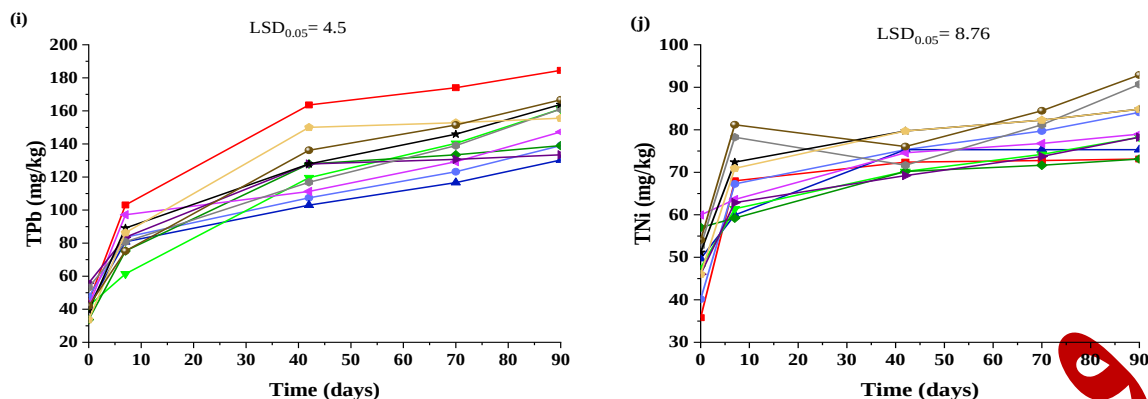
* معنی دار در سطح احتمال ۹۹٪، ** معنی دار در سطح احتمال ۹۵٪ و NS غیر معنی دار

جدول ۶. تجزیه واریانس تأثیر تیمارهای مختلف بیوپار بر غلظت کل فلزات سنگین در طول کمپوست شدن مشترک

منبع	درجه آزادی	Fe	درجه آزادی	Zn	Cu	Mn	Pb	Ni	درجه آزادی	Cd
تیمار	۱۰	۶۹۴۸۵۴***	۱۰	۱۱۸۸۱/۳۸***	۱۶۸۸/۲۳***	۱۲۶۷/۳۵***	۱۰۷۰/۸۹***	۱۸۸/۹۶***	۱۰	۰/۸۱***
خطا (تیمار)	۱۱	۳۴۳۸۷۹	۱۱	۸۷/۹۵	۲/۳۳	۴۰/۸۹	۲۱/۷	۳۶/۹	۱۱	۰/۰۰
زمان	۱/۳۱	۳۸۹۲۹۹۲۱***	۴	۲۶۶۷۸۶***	۳۱۰/۲۸***	۸۶۵۷/۲***	۴۵۰۱۴/۴***	۲۵۶۴/۹۷***	۳/۱۱	۳/۶***
تیمار× زمان	۱۳/۰۹	۲۶۷۷۵۲۴***	۴۰	۸۴۰۲/۱۸***	۱۶۷/۰۴***	۳۵۸/۹۶***	۲۴۲/۹۱***	۴۳/۹۹***	۳۱/۰۶	۰/۰۷***
خطا (زمان)	۱۴/۴	۵۰۴۵۱۲	۴۴	۱۵/۵۷	۲/۵۸	۷/۶۵	۵/۰۴	۱۹/۱۱	۳۴/۱۶	۰/۰۰
ضریب تغییرات (%)		۱۲/۳		۴۷/۴	۲۲/۲	۲۹/۸	۳۹/۳	۱۸/۹	۱۸/۹	۶/۷

* معنی دار در سطح احتمال ۹۹٪، ** معنی دار در سطح احتمال ۹۵٪ و NS غیر معنی دار





شکل ۴. تغییرات غلظت کل برخی عناصر پرمصرف و فلزات سنگین در طول کمپوست‌شدن مشترک: نیتروژن (a)، فسفر (b)، پتاسیم (c)، آهن (d)، روی (e)، مس (f)، منگنز (g)، کادمیوم (h)، سرب (i) و نیکل (j).

تحرک عناصر غذایی و فلزات سنگین در طول کمپوست‌شدن

تجزیه واریانس نشان داد که اثر اصلی فاکتورهای تیمار و زمان برای غلظت قابل دسترس عناصر Pb ، Cu ، Mn ، Zn ، Fe ، Na ، K ، P و Cd معنادار بودند (جدول ۵ و ۶). اثر فاکتور تیمار تنها برای Ni غیر معنادار بود. روند تغییرات غلظت عناصر Na ، K ، P افزایشی، عناصر Pb ، Cu ، Zn ، Mn ، Fe و Cd کاهشی و Ni برخلاف بقیه عناصر روند خاصی نداشت (شکل ۵). در کمپوست نهایی تیمار شاهد برای عناصر P ، Na ، K ، Pb ($p < 0.05$)، Fe ، Zn ، Mn و Cu ($p < 0.05$) دارای بیشترین غلظت قابل دسترس بود که می‌تواند منجر به آلودگی منابع آب و خاک شود. همانند نتایج *Awasthi et al., (2017b)* زیست‌فراهمی فلزات سنگین عصاره‌گیری شده با DTPA در تیمارهای بیوچار نسبت به شاهد کمتر است (شکل ۵). در کمپوست نهایی تیمار $AB-H_2SO_4$ 10% دارای کمترین غلظت Zn و Mn تیمار B_{1-2mm} 10% دارای کمترین غلظت Fe و Pb و تیمار $AB-NaOH$ 10% دارای کمترین غلظت Cd بود ($p < 0.05$). از جمله خواص بیوچار می‌توان به افزایش گروه‌های عاملی، CEC، pH، فعالیت میکروبی و مواد هیومیکی اشاره کرد که فراهمی فلزات سنگین و آلاینده‌های آلی را کاهش می‌دهد (*Chen et al., 2022; Prost et al., 2013*). *Prost* و همکاران (۲۰۱۳) گزارش کردند که کاهش زیست‌فراهمی فلزات سنگین در کو کمپوست بیوچار با پدیده تشکیل گروه‌های عاملی کاهنده اکسیژن مرتبط است که عمدتاً در نتیجه اکسیداسیون مربوط به فعالیت میکروبی اتفاق می‌افتد و باعث افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی بیوچار و در نتیجه جذب فلزات سنگین می‌شود. از طرف دیگر چن و همکاران (۲۰۲۲) گزارش کردند که افزودن بیوچار مستقیماً فلزات سنگین را جذب نمی‌کند، بلکه که جامعه میکروبی، ماده آلی را به طور موثر تجزیه و تشکیل هیومیک اسید را افزایش می‌دهد و در نتیجه کاهش فراهمی زیستی فلزات سنگین را بهبود می‌بخشد.

جدول ۷. تجزیه واریانس اثر تیمارهای مختلف بیوچار بر برخی عناصر غذایی

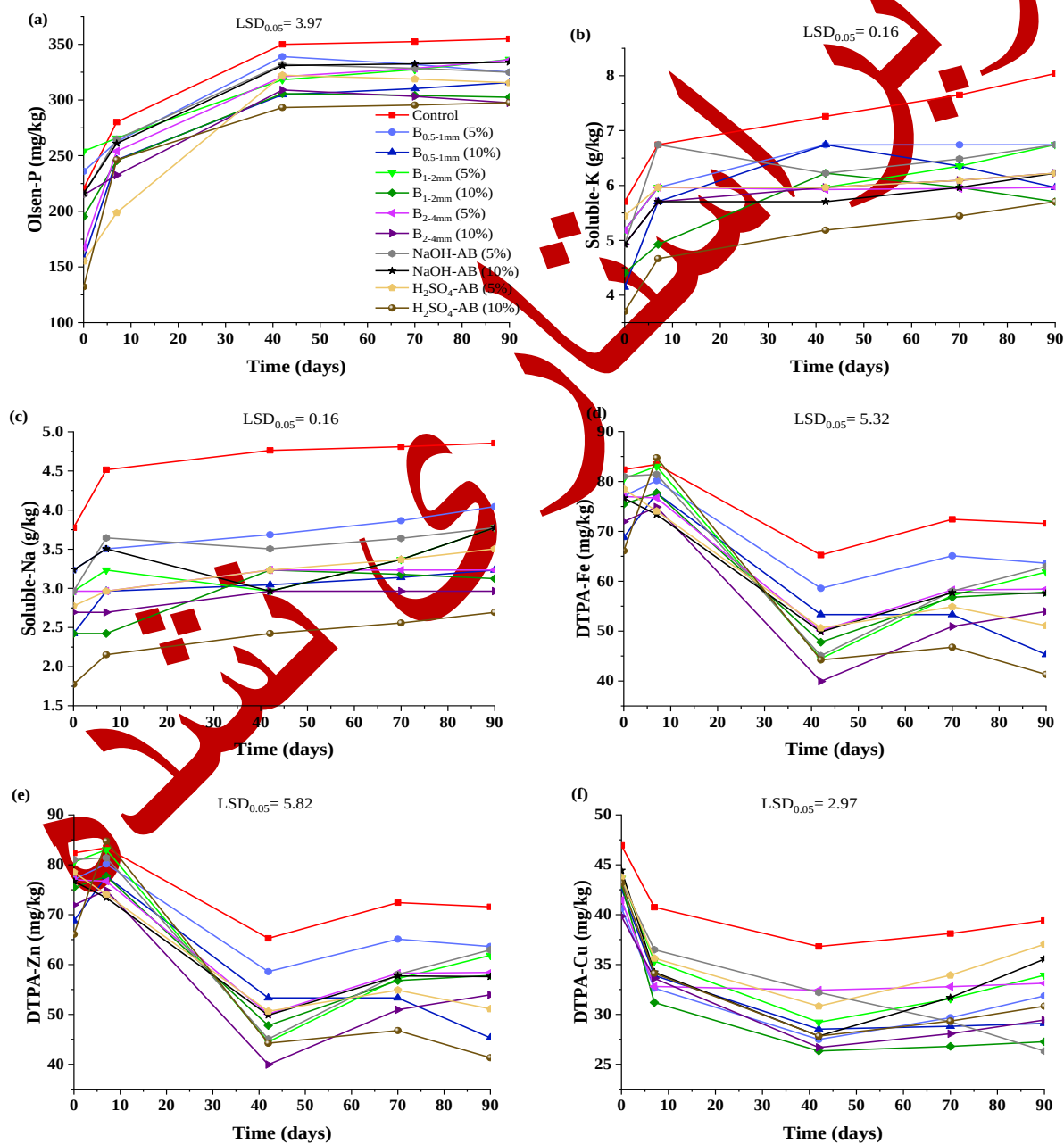
منبع	درجه آزادی	Olsen-P	Soluble-K	Soluble-Na
تیمار	۱۰	۳۵۰۰/۳۴**	۲/۸۶**	۳/۱۷**
خطا (تیمار)	۱۱	۶۴/۹۲	۰/۰۴	۰/۰۱
زمان	۴	۷۰۷۲۳/۲۶**	۸/۲۱**	۱/۶۴**
تیمار×زمان	۴۰	۵۳۷/۱**	۰/۲**	۰/۰۶**
خطا (زمان)	۴۴	۳/۸۹	۰/۰۱	۰/۰۱
ضریب تغییرات (%)		۲۰	۱۳/۶	۱۹

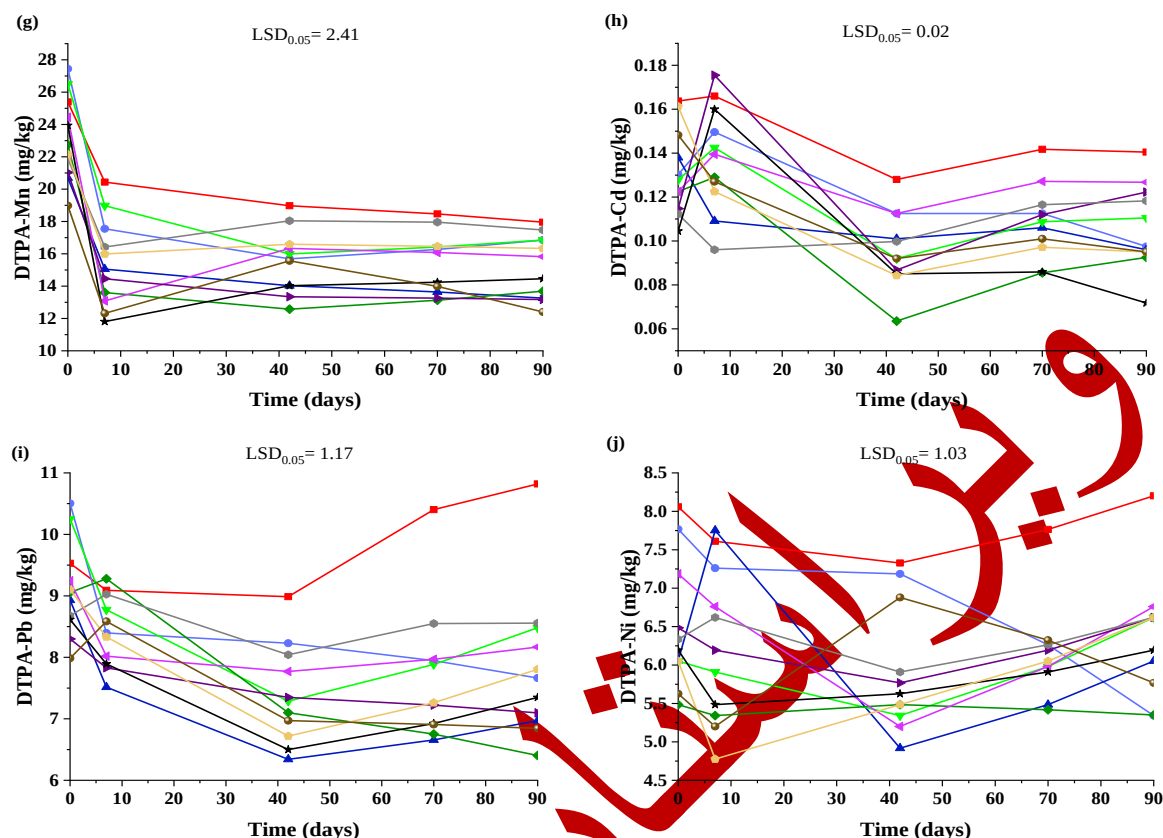
* معنی‌دار در سطح احتمال ۹۹٪، ** معنی‌دار در سطح احتمال ۹۵٪ و NS غیر معنی‌دار

جدول ۸. تجزیه واریانس تأثیر تیمارهای مختلف بیوجار بر غلظت فلزات سنگین عصاره‌گیری با DTPA که در طول کمپوست مشترک

منبع	درجه آزادی	Zn	Cu	Mn	Cd	Pb	Ni	درجه آزادی	Fe
تیمار	۱۰	۱۸۶**	۳۵/۵۸**	۳۶/۶۵*	۰/۰۰۲*	۶/۷۹**	۲/۱۱NS	۱۰	۴۱۱۱/۷**
خطا (تیمار)	۱۱	۲۹/۲۴	۱۱/۱۲	۱۱/۳۸	۰/۰۰	۱/۰۵	۱/۷۲	۱۱	۲۷/۹۵
زمان	۴	۳۷۷۴/۸**	۱۰۹۹/۷**	۲۶۶**	۰/۰۲**	۲۶/۷۶**	۱/۱۱**	۳/۹۵	۲۰۷۶۲**
تیمار× زمان	۴۰	۳۵/۸۹**	۵/۴۸**	۳/۵۸**	۰/۰۰**	۰/۷۹**	۱/۰۲**	۳۹/۴۷	۳۴۸/۷۴**
خطا (زمان)	۴۴	۸/۳۵	۲/۱۷	۱/۴۳	۰/۰۰	۰/۳۴	۰/۲۶	۴۳/۴۲	۶/۹۶
ضریب تغییرات (%)		۲۶/۹	۲۶/۷	۲۳/۷	۳۵	۲۱/۱	۱۵/۴		۲۸/۴

* معنی‌دار در سطح احتمال ۹۹٪، ** معنی‌دار در سطح احتمال ۹۵٪ و NS غیر معنی‌دار





شکل ۵. تغییرات غلظت عناصر غذایی و فلزات سنگین (عصاره گیری شده با DTPA) در طول کمپوست مشترک: فسفر (a)، پتاسیم (b)، سدیم (c)، آهن (d)، روی (e)، مس (f)، منگنز (g)، کادمیوم (h)، سرب (i) و نیکل (j).

نتیجه گیری

این پژوهش تأثیر مثبت استفاده از بیوپار فعال شده و اندازه ذرات آن را بر فرایند کمپوست سازی پسماندهای شهری نشان داد. فعال سازی بیوپار با NaOH و H₂SO₄ به دلیل ایجاد ساختار متخلخل و افزایش گروه های عاملی، ظرفیت جذب فلزات سنگین را افزایش ولی از تحرک آنها در کمپوست کاست. همچنین، بیوپار با بهبود فعالیت میکروبی، دمای فرایند کمپوست سازی را افزایش داد و مدت زمان فاز ترموفیلی را طولانی تر کرد. تیمارهای بیوپار در سطح ۵ و ۱۰٪ (به صورت میانگین ۲۱ درصد) فعالیت آنزیم بتاگلوکوزیداز بیشتری در فاز ترموفیلی نسبت به شاهد داشتند. افزودن بیوپار به پسماند جامد شهری در حال کمپوست شدن باعث بهبود برخی شاخص های پایداری و رسیدگی شد. تیمار شاهد کمترین کیفیت را از نظر شاخص های مذکور داشت و بالاترین میزان فلزات سنگین کل و عصاره گیری شده با DTPA را نشان داد. تیمارهای (10%) AB-H₂SO₄، (10%) AB-NaOH، (10%) B_{0.5-1mm} و (10%) B_{1-2mm} بیشترین تأثیر را در کاهش زیست فراهمی فلزات سنگین داشتند. اندازه بیوپار بر دمای مرحله ترموفیلی تأثیر معناداری نداشت. برای دستیابی به نتایج جامع تر، پیشنهاد می شود تأثیر روش های مختلف فعال سازی فیزیکی و شیمیایی بیوپار بر فرایند کمپوست شدن مشترک در تحقیقات آینده بررسی شود.

منابع

استاندارد ملی ایران. (۱۳۸۶). کمپوست-ویژگی های فیزیکی و شیمیایی. چاپ اول. شماره ۱۰۷۱۶.

- خواجوی شجاعی، شیدا؛ معزی، عبدالامیر؛ نوروزی مصیر، مجتبی؛ تقوی زاهد کلائی، مهدی. (۱۴۰۰). بررسی تاثیر روش‌های مختلف اصلاح شیمیایی و سطحی بر ویژگی‌های بیوچارهای تهیه شده از نی و بقایای ذرت. *تحقیقات کاربردی خاک*. ۲۹(۲)، ۸۶-۷۳.
- یگانه، مژگان؛ بازرگان، کامبیز؛ شهبازی، کریم؛ حامدی، فردین؛ کشاورز، پیمان؛ بایوردی، احمد؛ رحمانی، حمیدرضا و سادات هاشمی نسب، کبرا. (۲۰۲۵). بررسی کیفیت کمپوست زباله شهری تولیدشده در ایران. *تحقیقات آب و خاک ایران*. ۵۶(۲)، ۳۰۷-۲۹۳.
- Ali, I. (2010). The quest for active carbon adsorbent substitutes: Inexpensive adsorbents for toxic metal ions removal from wastewater. *Separation and Purification Reviews*, 39(3-4), 95–171. <https://doi.org/10.1080/15422119.2010.527802>
- An, Q., Miao, Y., Zhao, B., Li, Z., & Zhu, S. (2020). An alkali modified biochar for enhancing Mn^{2+} adsorption: Performance and chemical mechanism. *Materials Chemistry and Physics*, 248, 122895. <https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2020.122895>
- Awasthi, M. K., Wang, M., Chen, H., Wang, Q., Zhao, J., Ren, X., Li, D., Awasthi, S. K., Shen, F., Li, R., & Zhang, Z. (2017a). Heterogeneity of biochar amendment to improve the carbon and nitrogen sequestration through reduce the greenhouse gases emissions during sewage sludge composting. *Bioresource Technology*, 224, 428–438. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.014>
- Awasthi, M. K., Wang, Q., Chen, H., Wang, M., Ren, X., Zhao, J., Li, J., Guo, D., Li, D., & Zhang, Z. (2017b). Evaluation of biochar amended biosolids co-composting to improve the nutrient transformation and its correlation as a function for the production of nutrient-rich compost. *Bioresource Technology*, 237, 156–166. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.01.044>
- Banegas, V., Moreno, J. L., Moreno, J. I., García, C., León, G., & Hernández, T. (2007). Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. *Waste Management*, 27(10), 1317–1327. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.09.008>
- 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>
- Behera, S., & Samal, K. (2022). Sustainable approach to manage solid waste through biochar assisted composting. *Energy Nexus*, 7, 100121. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100121>
- Bremner, J. M. (1996). *Nitrogen—Total*. In D. L. Sparks (Ed.), *Methods of soil analysis. Part 3—Chemical methods* (pp. 1085–1121). SSSA Inc.
- Chen, B. L., Johnson, E. J., Chefetz, B., Zhu, L. Z., & Xing, B. S. (2005). Sorption of polar and nonpolar aromatic organic contaminants by plant cuticular materials: Role of polarity and accessibility. *Environmental Science & Technology*, 39(16), 6138–6146. <https://doi.org/10.1021/es050622q>
- Chen, X., Du, Z., Liu, D., Wang, L., Pan, G., Wei, Z., Jia, L., & Zhao, R. (2022). Biochar mitigates the biotoxicity of heavy metals in livestock manure during composting. *Biochar*, 4(1), 48. <https://doi.org/10.1007/s42773-022-00174-x>
- Chen, Y. X., Huang, X. D., Han, Z. Y., Huang, X., Hu, B., Shi, D. Z., & Wu, W. X. (2010). Effects of bamboo charcoal and bamboo vinegar on nitrogen conservation and heavy metals immobility during pig manure composting. *Chemosphere*, 78(9), 1177–1181. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.12.029>
- Chun, Y., Sheng, G., Chiou, C. T., & Xing, B. (2004). Compositions and sorptive properties of crop residue-derived chars. *Environmental Science & Technology*, 38(17), 4649–4655. <https://doi.org/10.1021/es035034w>
- Dehkhoda, A. M., Ellis, N., & Gyenge, E. (2014). Electrosorption on activated biochar: Effect of thermo-chemical activation treatment on the electric double layer capacitance. *Journal of Applied Electrochemistry*, 44(1), 141–157. <https://doi.org/10.1007/s10800-013-0616-4>
- Enev, V., Pospíšilová, L., Klučáková, M., Liptaj, T., & Doskočil, L. (2014). Spectral characterization of selected humic substances. *Soil and Water Research*, 9(1), 9–17. <https://doi.org/10.17221/39/2013-SWR>
- 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>
- Fierro, V., Muñoz, G., Basta, A.H., El-Saied, H., & Celzard, A. (2010). Rice straw as precursor of activated carbons: Activation with ortho-phosphoric acid. *Journal of Hazardous Materials*, 181(1-3): 27–34. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.04.062>
- He, X., Yin, H., Han, L., Cui, R., Fang, C., & Huang, G. (2019). Effects of biochar size and type on gaseous emissions during pig manure/wheat straw aerobic composting: Insights into multivariate-microscale characterization and microbial mechanism. *Bioresource Technology*, 271, 375–382. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.104>
- IBI (International Biochar Initiative). (2015). *The Use of Biochar in Composting*. URL www.biochar-international.org.
- Ingle, P., Bhange, H., Gavit, B., & Purohit, R. (2017). Urban organic solid wastes as farmland manure and fertilizers: A review. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 6, 1487–1495.
- Iran National Standard Organization. (2007). *Compost - Physical and chemical characteristics* (1st ed., Standard No.

- 10716). Tehran, Iran. (In Persian)
- Jiang, J. S., Kang, K., Wang, C. J., Sun, X. J., Dang, S., Wang, N., Wang, Y., Zhang, C. Y., Yan, G. X., & Li, Y. B. (2018). Evaluation of total greenhouse gas emissions during sewage sludge composting by the different dicyandiamide added forms: Mixing, surface broadcasting, and their combination. *Waste Management*, 81, 94–103. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.10.003>
- Jindo, K., Canellas, L. P., Albacete, A., Figueiredo dos Santos, L., Frinhani Rocha, R. L., Carvalho Baia, D., Canellas, N. O. A., Goron, T. L., & Olivares, F. L. (2020). Interaction between humic substances and plant hormones for phosphorous acquisition. *Agronomy*, 10(5), 640. <https://doi.org/10.3390/agronomy10050640>
- Jones Jr., J. B., & Case, V. W. (1990). *Sampling, handling, and analyzing plant tissue samples*. In R. L. Westerman (Ed.), *Soil testing and plant analysis* (pp. 389–427). SSSA Inc.
- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., & Van Woerden, F. (2018). *What a waste 2.0: A global snapshot of solid waste management to 2050*. World Bank Publications.
- Khajavi-Shojaei, S., Moezzi, A., Norouzi Masir, M., & Taghavi, M. (2021). Investigating the effect of various surface and chemical modification approaches on corn residue and common reed derived-biochar traits. *Applied Soil Research*, 9(2): 73-86. (In Persian).
- Kuo, S. (1996). Phosphorus. In D. L. Sparks (Ed.), *Methods of soil analysis: Chemical methods*. Part 3—Chemical methods (pp. 869–919). SSSA, ASA.
- Lee, H. W., Kim, Y. M., Kim, S., Moon, D. H., Kwon, E. E., & Tsang, Y. F. (2018). Review of the use of activated biochar for energy and environmental applications. *Carbon Letters*, 26(1), 1–10. <https://doi.org/10.5714/CL.2018.26.001>
- Li, D., Manu, M. K., Varjani, S., & Wong, J. W. (2023). Role of tobacco and bamboo biochar on food waste digestate co-composting: Nitrogen conservation, greenhouse gas emissions, and compost quality. *Waste Management*, 156, 44–54. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.10.022>
- Li, R., Wang, Q., Zhang, Z., Zhang, G., Li, Z., Wang, L., & Zheng, J. (2015). Nutrient transformation during aerobic composting of pig manure with biochar prepared at different temperatures. *Environmental Technology*, 36(7), 815–826. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.963692>
- Li, Y., Shao, J., Wang, X., Deng, Y., Yang, H., & Chen, H. (2014). Characterization of modified biochars derived from bamboo pyrolysis and their utilization for target component (furfural) adsorption. *Energy and Fuels*, 28(8): 5119–5127. <https://doi.org/10.1021/ef500725c>
- Lin, X., Wang, N., Li, F., Yan, B., Pan, J., Jiang, S., Peng, H., Chen, A., Wu, G., Zhang, J., Zhang, L., Huang, H., Luo, L. (2022). Evaluation of the synergistic effects of biochar and biogas residue on CO₂ and CH₄ emission, functional genes, and enzyme activity during straw composting. *Bioresource Technology*, 360: 127608. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127608>
- Lindsay, W. L., & Norvell, W. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil science society of America journal*, 42(3), 421–428. <https://doi.org/10.2136/sssaj1978.03615995004200030009x>
- Manu, M. K., Wang, C., Li, D., Varjani, S., Xu, Y., Ladumor, N., Lui, M., Zhou, J., & Wong, J. W. (2021). Biodegradation kinetics of ammonium enriched food waste digestate compost with biochar amendment. *Bioresource Technology*, 341, 125871. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125871>
- Nguyen, M. K., Lin, C., Hoang, H. G., Sanderson, P., Dang, B. T., Bui, X. T., Nguyen, N. S. H., Vo, D. V. N., & Tran, H. T. (2022). Evaluate the role of biochar during the organic waste composting process: A critical review. *Chemosphere*, 299, 134488. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134488>
- Panwar, N. L., & Pawar, A. (2020). Influence of activation conditions on the physicochemical properties of activated biochar: A review. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 12(3), 1–23. <https://doi.org/10.1007/s13399-020-00870-3>
- Prost, K., Borchard, N., Siemens, J., Kautz, T., Séquaris, J.-M., Möller, A., & Amelung, W. (2013). Biochar affected by composting with farmyard manure. *Journal of Environmental Quality*, 42(1), 164–172. <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0064>
- Puziy, A. M., Poddubnaya, O. I., Martínez-Alonso, A., Suárez-García, F., & Tascón, J. M. D. (2002). Characterization of synthetic carbons activated with phosphoric acid. *Applied Surface Science*, 200(1-4), 196–202. [https://doi.org/10.1016/S0169-4332\(02\)00883-7](https://doi.org/10.1016/S0169-4332(02)00883-7)
- Schimmelpfennig, S., & Glaser, B. (2012). One step forward toward characterization: Some important material properties to distinguish biochars. *Journal of Environmental Quality*, 41(4), 1001–1013. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0147>
- Schmidt, H. P., Bucheli, T., Kammann, C., Glaser, B., Abiven, S., & Leifeld, J. (Eds.). (2020). European biochar certificate—Guidelines for a sustainable production of biochar. European Biochar Foundation (EBC). <http://www.european-biochar.org>
- Schmidt, H. P., Bucheli, T., Kammann, C., Glaser, B., Abiven, S., & Leifeld, J. (2016). European Biochar Certificate—Guidelines for a sustainable production of Biochar. *European Biochar Foundation* (EBC).

<https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4658.7043>

- Singh, B., Camps-Arbestain, M., & Lehmann, J. (Eds.). (2017). *Biochar: A guide to analytical methods*. CSIRO Publishing.
- Tabatabai, M.A., 1994. *Soil Enzymes*, in: Weaver, R.W., Angel, S., Bottomlet, P., Bezdicek, D., Smith, S., Tabatabai, A., Wollum, A. (Eds.), *Methods of Soil Analysis*, 2nd Ed. SSSA, Inc, Madison Wisconsin, USA, 775–833.
- UNEP (United Nations Environment Programme) & International Solid Waste Association. (2024). *Global Waste Management Outlook 2024—Beyond an age of waste: Turning rubbish into a resource*.
- Vithanage, M., Rajapaksha, A. U., Zhang, M., Thiele-Bruhn, S., Lee, S. S., & Ok, Y. S. (2015). Acid-activated biochar increased sulfamethazine retention in soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(3), 2175–2186. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3435-1>
- Wang, Y., Hu, Y., Zhao, X., Wang, S., & Xing, G. (2013). Comparisons of biochar properties from wood material and crop residues at different temperatures and residence times. *Energy & Fuels*, 27(10), 5890–5899. <https://doi.org/10.1021/ef400972z>
- Wang, Z., Xu, Y., Yang, T., Liu, Y., Zheng, T., & Zheng, C. (2023). Effects of biochar carried microbial agent on compost quality, greenhouse gas emission and bacterial community during sheep manure composting. *Biochar*, 5(1), 3. <https://doi.org/10.1007/s42773-022-00202-w>
- Yang, J., Yu, M., & Chen, W. (2015). Adsorption of hexavalent chromium from aqueous solution by activated carbon prepared from longan seed: Kinetics, equilibrium and thermodynamics. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 21, 414–422. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2014.02.054>
- Ye, S., Zeng, G., Wu, H., Liang, J., Zhang, C., Dai, J., Xiong, W. , Song, B., Wu, S., & Yu, J. (2019). The effects of activated biochar addition on remediation efficiency of co-composting with contaminated wetland soil. *Resources, Conservation and Recycling*, 140, 278–285. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.10.004>
- Yeganeh, M., Bazargan, K., Shahbazi, K., Hamed, F., Keshavarz, P., Bybordi, A., Rahmani, H. and Hasheminasab, K. (2025). Monitoring the quality of municipal solid waste compost produced in Iran. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 56(2), 293-307. <https://doi.org/10.22059/ijswr.2024.384512.669824>. (In Persian).
- Zhang, J., Chen, G., Sun, H., Zhou, S., & Zou, G. (2016). Straw biochar hastens organic matter degradation and produces nutrient-rich compost. *Bioresource Technology*, 200, 876–883. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.11.002>
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., & De Bertoldi, M. (1981). Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle*, 22(2), 54–57.