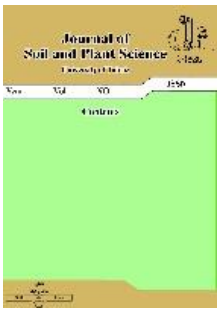
J Soil Plant Sci, 2025, 35(4): 91-114.
https://doi.org/10.22034/sps.2026.71221.1032

Journal of Soil and Plant Science

E-ISSN: 3092-6106
https://sps.tabrizu.ac.ir



Research Article

Using Vermifiltration Technology in Biocleaning of Raw Urban Wastewater and Improving Quality Characteristics of the Effluent

Maryam Ebadollahi Zare[1], Hossein Ali Alikhani[2]✉, Abdolmajid Liaghat[3], Hassan Etesami[4], Shayan Shariati[5]

1-Department of Soil Science, Engineering, College of Agriculture & Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran. E-mail: maryam.zare.ebad@gmail.com
2-Corresponding Author, Department of Soil Science, College of Agriculture & Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran. E-mail: halikhan@ut.ac.ir
3-Department of Irrigation & Reclamation, College of Agriculture and Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran. E-mail: liaghat@ut.ac.ir
4-Department of Soil Science, College of Agriculture & Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran. E-mail: hassanetesami@ut.ac.ir
5-Department of Environmental Engineering, Faculty of Environment, University of Tehran, Tehran, Iran. E-mail: shayan_shariati@ut.ac.ir

Received: January 21, 2026	**Revised:** February 05, 2026
Accepted: February 08, 2026	**Published:** February 08, 2026

Extended Abstract

Introduction

Iran is currently facing a serious and growing water scarcity crisis. Efficient water resource management has therefore become essential, and wastewater treatment and reuse are among the most effective strategies for mitigating water shortages and improving water-use efficiency. Municipal wastewater consists of approximately 99.9% water and only about 0.1% impurities; however, this small fraction includes a wide range of pollutants such as biodegradable organic matter, suspended solids, nutrients, pathogens, heavy metals, refractory organic compounds, and dissolved solids. Untreated wastewater discharge into surface and groundwater bodies can cause severe environmental pollution and public health risks. Proper wastewater treatment is therefore necessary not only to prevent disease transmission and protect water resources but also to enable the safe reuse of treated effluent for agricultural irrigation, aquaculture, and environmental conservation. Conventional wastewater treatment methods include physical, chemical, and biological processes. Physical and chemical methods are often expensive, energy-intensive, and sometimes inefficient in removing target pollutants. In addition, these systems usually generate large amounts of sludge, which creates significant operational and disposal challenges. Biological treatment systems have gained increasing attention due to their lower cost and environmental compatibility. Among these, vermifiltration has emerged as a promising, sustainable, and low-cost biological technology. Vermifiltration is a natural bio-oxidative process that integrates earthworms and microorganisms to enhance the degradation of organic pollutants while minimizing sludge production. This study aimed to evaluate the efficiency of vermifiltration for municipal wastewater treatment in Alborz province, Iran, and to assess the suitability of the treated effluent for agricultural irrigation.

Methodology

Cattle manure was collected from the educational–research farm of the College of Agriculture and Natural Resources, University of Tehran, located in Mohammadshahr, Alborz province. The manure was washed, air-dried, and mixed with chopped dry leaves at a ratio of 1:2 (manure: leaf litter). The mixture was inoculated with compost earthworms (*Eisenia fetida*) obtained from a vermiculture facility in Amol Mazandaran province, Iran. Approximately 1000 earthworms were introduced into ventilated plastic containers, which were maintained at about 25 °C and 60% moisture content for one month to produce young vermicompost.Three plastic reactors with a capacity of 100 L were constructed for wastewater treatment. Each reactor consisted of a layered filter bed comprising gravel (15 cm), fine sand (10 cm), and clay soil (5–10 cm), topped with a 50 cm layer of prepared vermicompost. Raw municipal wastewater was collected from the influent of the Hashtgerd wastewater treatment plant and transferred to the laboratory. The experiment was conducted under three operational modes: (1) continuous flow, (2) intermittent flow with a 6-hour retention time, and (3) intermittent flow with a 12-hour retention time. Wastewater was applied to the systems over an eight-week period with three replications, and effluent samples were collected weekly. Influent and effluent samples were analyzed for pH, electrical conductivity (EC), total dissolved solids (TDS), total suspended solids (TSS), biochemical oxygen demand (BOD_5), chemical oxygen demand (COD), total bacterial count, and fecal coliforms (MPN method). Data were analyzed using SAS

software (version 9.4) in a split-plot design over time. Means comparison was performed using Duncan's multiple range test at 1% and 5% probability levels.

Results

The analysis of variance indicated that the mode of wastewater application had a highly significant effect ($p< 0.01$) on all measured physicochemical and biological parameters. Time also had a significant effect on several parameters, including pH, EC, TDS, and TSS, and also significant interaction effects between system type and time were observed. The pH of the treated effluent was decreased after passing through the vermifiltration systems and gradually stabilized within the neutral range, reflecting the buffering capacity of earthworms and their associated microorganisms. Electrical conductivity was initially increased due to the relatively high salinity of the vermicompost bed but showed a decreasing trend over time. Significant reductions in TSS and TDS were observed in all vermifiltration systems, with the continuous-flow system showing the highest removal efficiency. These reductions can be attributed to the ingestion and fragmentation of suspended particles by earthworms, enhanced microbial activity, and physical filtration within the filter media. Biological parameters showed substantial improvement following vermifiltration. Both total bacterial counts and fecal coliform populations were significantly reduced, particularly in the continuous-flow system. Pathogen reduction is mainly attributed to earthworm digestion, improved aeration, competition with beneficial microorganisms, and exposure to antimicrobial secretions produced by earthworms and associated microflora. Overall, the continuous-flow vermifiltration system demonstrated superior performance in reducing BOD, COD, TSS, TDS, and microbial indicators compared to intermittent systems.

Conclusions

This study demonstrated that vermifiltration is an effective, low-cost, and environmentally friendly technology for municipal wastewater treatment in arid and semi-arid regions. Among the evaluated treatments, the continuous-flow vermifiltration system showed the highest overall efficiency in improving the physicochemical and biological quality of treated effluent. Most measured parameters, including pH, TSS, BOD_5, COD, and fecal coliforms, met national and international standards for agricultural irrigation. Although EC and TDS values exceeded recommended limits due to the characteristics of the vermicompost bed, the overall quality of the treated effluent was significantly improved. Given its simple design, low energy requirements, minimal sludge production, and high treatment efficiency, vermifiltration represents a promising and sustainable option for wastewater management and reuse in water-scarce regions such as Iran.

Keywords: Bioremediation, *Eisenia fetida*, Total suspended solids, Vermifiltration, Water crisis, Water reuse.

Author Contributions

Conceptualization, H.A. and A.L.; methodology, H.A. and A.L.; software, H.E. and S.S.; validation, H.A., A.L., H.E., and S.S.; formal analysis, M.E. and S.S.; investigation, M.A.; resources, H.A. and M.E.; data curation, H.A. and A.L.; writing—original draft preparation, S.S. and M.E.; writing–review and editing, S.S., H.A., and M.E.; visualization, H.A. and A.L.; supervision, H.A.; project administration, H.A.; funding acquisition, H.A. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Data Availability Statement

Data is available on reasonable request from the authors.

Acknowledgements

The authors are thankful to the University of Tehran for financial supports.

Ethical considerations

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

Conflict of interest

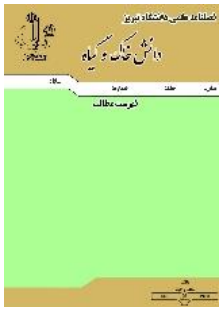
The author declares no conflict of interest.

Cite this article: Ebadollahi Zare, M., Alikhani, H.A., Liaghat, A., Etesami, H. & Shariati, S. (2025). Using vermifiltration technology in biocleaning of raw urban wastewater and improving quality characteristics of the effluent. *Journal of Soil and Plant Science*, 35(4),.
https://doi.org/10.22034/sps.2026.71221.1032

This work is licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

Copyright © 2025 The Authors.
Publisher: The University of Tabriz

OPEN ACCESS JOURNALS



نشریه دانش خاک و گیاه، جلد ۳۵، شماره ۴

صفحه‌های ۹۱ تا ۱۱۴، زمستان ۱۴۰۴

https://doi.org/10.22034/sps.2026.71221.1032

E-ISSN: 3092-6106

https://sps.tabrizu.ac.ir

مقاله پژوهشی

کاربرد فناوری کرم‌پالایی در تصفیه زیستی فاضلاب خام شهری و بهبود ویژگی‌های کیفی پسآب خروجی

مریم عباداللهی زارع[۱]، حسینعلی علیخانی[۲]✉، عبدالمجید لیاقت[۳]، حسن اعتصامی[۴]، شایان شریعتی[۵]

۱- گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکدگان کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران، دانشگاه تهران، کرج، ایران.
رایانامه: maryam.zare.ebad@gmail.com

۲- نویسنده مسئول، گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکدگان کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران، دانشگاه تهران، کرج، ایران.
رایانامه: halikhan@ut.ac.ir

۳- گروه مهندسی آبیاری و آبادانی، دانشکدگان کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران. رایانامه: aliaghat@ut.ac.ir

۴- گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکدگان کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران، دانشگاه تهران، کرج، ایران.
رایانامه:hassanetesami@ut.ac.ir

۵- گروه مهندسی محیط‌زیست، دانشکده محیط‌زیست، دانشگاه تهران، تهران، ایران. رایانامه: shayan_shariati@ut.ac.ir

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۱۱/۰۱	**تاریخ بازنگری:** ۱۴۰۴/۱۱/۱۶
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۱۱/۱۹	**تاریخ انتشار:** ۱۴۰۴/۱۱/۱۹

چکیده

هدف از این پژوهش، بررسی تصفیه فاضلاب خام شهری با استفاده از فناوری ورمی‌فیلتر با استفاده از کرم‌های خاکی *Eisenia fetida* بود. تیمارها شامل سامانه تصفیه فاضلاب ناپیوسته (در دو حالت ۶ ساعت و ۱۲ ساعت) و پیوسته در یک دوره ۲ ماهه بود. نتایج نشان داد که pH، مواد جامد محلول (TDS)، مواد جامد معلق (TSS)، میزان اکسیژن‌خواهی زیستی (BOD)، میزان اکسیژن‌خواهی شیمیایی (COD)، با فاضلاب تصفیه نشده تفاوت معناداری داشتند. بیشترین کاهش در BOD به‌ترتیب در سامانه ناپیوسته ۱۲ ساعته (۹۶/۰ درصد) و پیوسته (۹۵/۲ درصد) مشاهده شد. بیشترین کاهش در COD به‌ترتیب در سامانه پیوسته (۸۲/۶ درصد) و ناپیوسته ۱۲ساعته (۸۲/۶ درصد) بود. بیشترین کاهش TSS (۴۲/۵ درصد) در سامانه پیوسته بود. pH پسآب تصفیه شده در سامانه پیوسته از ۷/۹۲ به ۷/۴۴ و در سامانه ناپیوسته ۱۲ ساعته از ۸/۰۷ به ۷/۷۹ کاهش یافت. EC پسآب خروجی از سامانه‌ها بیشتر از فاضلاب تصفیه نشده بود. جمعیت کل باکتری‌ها و کلیفرم‌های کل در پسآب تصفیه شده کمتر از فاضلاب تصفیه نشده بود. جمعیت کلیفرم پسآب تصفیه شده در سامانه تصفیه پیوسته ۹۸/۹۳ درصد، در سامانه تصفیه ناپیوسته ۱۲ ساعته، ۹۳/۹۵ درصد و در سامانه تصفیه ناپیوسته ۶ ساعته، ۶۳/۵ درصد کمتر از فاضلاب خام اولیه بود. بیشترین کاهش جمعیت کلیفرم‌های کل در سامانه پیوسته بود. بنابراین، می‌توان بیان کرد که سامانه پیوسته و ناپیوسته ۱۲ ساعته عملکرد بهتری در فرایند تصفیه داشتند. نتایج نشان‌دهنده عملکرد متفاوت سامانه‌های تصفیه در کاهش بار میکروبی و برتری سامانه تصفیه پیوسته در حذف کلیفرم‌ها بود. مقایسه نتایج با استانداردهای بین‌المللی نشان داد که همه ویژگی‌ها به غیر از EC و کلیفرم‌ها (در سامانه ناپیوسته) در محدوده مجاز برای آبیاری بود. در فرایند تصفیه فاضلاب خام، ابتدا سامانه تصفیه پیوسته بهتر عمل کرد سپس سامانه ناپیوسته با زمان ماند ۱۲ ساعت بهترین عملکرد را داشت. بر این اساس، فرایند ورمی‌فیلتراسیون می‌تواند به‌عنوان یک راهکار مؤثر در تصفیه فاضلاب خام شهری پیشنهاد شود.

واژه‌های کلیدی: استفاده مجدد آب، *ایزینیا فتیدا*، بحران آب، زیست‌پالایی، ورمی‌فیلتراسیون، مواد جامد معلق.

استناد به این مقاله: عباداللهی زارع، م.، علیخانی، ح.ع.، لیاقت، ع.، اعتصامی، ح. و شریعتی، ش. (۱۴۰۴). کاربرد فناوری کرم‌پالایی در تصفیه زیستی فاضلاب خام شهری و بهبود ویژگی‌های کیفی پسآب خروجی. *نشریه دانش خاک و گیاه*، ۳۵(۴)، ۱۱۴-۹۱.
https://doi.org/10.22034/sps.2026.71221.1032

مقدمه

با توجه به اینکه ایران در منطقه غرب آسیا و در منطقه خشک و نیمه‌خشک قرار گرفته است، با مسئله جدی بحران آب رو به رو است. مدیریت و تصفیه فاضلاب یکی از راهکارهایی است که می‌تواند اثر قابل‌توجهی بر مدیریت منابع آبی و افزایش راندمان مصرف آب در حوضه‌های مختلف داشته باشد. از نظر ترکیب ۹۹/۹ درصد فاضلاب را آب و حدود ۰/۱ درصد آن را ناخالصی‌ها و مواد آلاینده تشکیل می‌دهد. مواد آلاینده موجود در فاضلاب شامل مواد آلی قابل‌تجزیه زیستی، مواد معلق، مواد مغذی، پاتوژن‌ها، فلزهای سنگین، مواد آلی مقاوم به تجزیه زیستی و جامدات محلول است که وجود هر یک از این آلاینده‌ها و غلظت آن‌ها بستگی به نوع و ماهیت فاضلاب دارد. فاضلاب می‌بایست پیش از ورود به مرحله نهایی و تخلیه به آب‌های پذیرنده یا محیط، به‌طور مناسب تصفیه گردد تا از شیوع بیماری‌ها و انتشار آلودگی‌ها جلوگیری شود. همچنین، برای حفظ منابع آب، از آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی ممانعت به‌عمل آید و در صورت امکان، استفاده مجدد از آن برای مصارف خاص نظیر فعالیت‌های کشاورزی، پرورش آبزیان و حفاظت از محیط‌زیست فراهم گردد (Taghavi, 2022; Mejía-Marchena *et al.*, 2023).

در فرایند تصفیه فاضلاب، استفاده یا انتخاب روش‌های مناسب جمع‌آوری فاضلاب دارای اهمیت اقتصادی، زیست‌محیطی و مدیریتی است، در غیر این صورت لجن زیادی تولید می‌شود که معضل عمده تصفیه خانه‌های فاضلاب است. علاوه‌بر هزینه‌های عملیاتی و نگهداری، لجن تولید شده در تصفیه خانه‌های فاضلاب در سال‌های اخیر با محدودیت‌های قابل‌توجهی در دفع و تخلیه مواجه بوده است (Mburu *et al.*, 2013; Singh *et al.*, 2017; Golbabaei *et al.*, 2022; Đurđević *et al.*, 2020).

در حال حاضر از روش‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی متعددی برای تصفیه فاضلاب استفاده می‌شود. از بین روش‌های ذکر شده، روش‌های فیزیکی و شیمیایی بسیار پرهزینه بوده و در حذف آلودگی هدف از پسآب‌ها چندان مؤثر نیستند (Aziz *et al.*, 20224; Hossain *et al.*, 2022). استفاده از راکتورهای زیستی، برکه‌های تثبیت، لاگون‌های هوادهی، فیلترهای چکنده و تصفیه هوازی و بی‌هوازی با باکتری‌ها، قارچ‌ها و اکتینومیست‌ها به کاهش میزان آلودگی وارد شده به محیط‌زیست کمک کرده است (Cai *et al.*, 2019; Yadav *et al.*, 2021; Vaghamshi *et al.*, 2025). پیشرفت‌های اخیر در فناوری‌های بیوراکتور[1] (واکنش‌جای زیستی)، راه‌حل‌های کارآمدی را با کاهش تولید لجن و پتانسیل استفاده مجدد از آب ارائه می‌دهد (Chandran *et al.*, 2023).

برای تصفیه فاضلاب به روش هوازی ارائه یک سازوکار کاربردی برای جلوگیری و یا به حداقل رساندن تولید لجن، علیرغم صرف هزینه و انرژی کمتر، ضروری است. یکی از روش‌های زیستی که امروزه مورد توجه قرار گرفته است استفاده از روش ورمی‌فیلتراسیون می‌باشد (Taghavi, 2022; Saapi *et al.*, 2024). سامانه ورمی‌فیلتر را می‌توان به‌صورت یک سامانه ساده با کمترین هزینه به‌ویژه در کشورهای در حال توسعه طراحی کرد. ورمی‌فیلتر نوعی فرایند تصفیه فاضلاب است که در آن کرم‌های خاکی در بستر فیلتر قرار می‌گیرند تا زیست‌بوم مطلوبی برای ترویج و تسریع تجزیه یا تخریب مواد زائد آلی فراهم کنند. در واقع ورمی‌فیلتراسیون یک فرایند تصفیه زیستی–هوازی است که در آن کرم‌های خاکی با بلع مواد آلی و جامدات معلق، افزایش تخلخل بستر و بهبود تبادل اکسیژن، شرایط مناسب برای رشد و فعالیت ریزجانداران هوازی را فراهم می‌کنند. این هم‌افزایی بین کرم‌های خاکی و جمعیت میکروبی سبب تسریع تجزیه مواد آلی، کاهش BOD و COD و بهبود کیفیت فیزیکی و زیستی پسآب خروجی می‌شود. به‌عبارت دیگر، ورمی‌فیلتر یک سامانه طبیعی است که در آن سامانه سنتی ورمی‌کمپوست با فرایند تصفیه فاضلاب با استفاده از پتانسیل کرم‌های خاکی تلفیق می‌شود. ورمی‌فیلتراسیون یک فرایند تصفیه فاضلاب از طریق عملکرد ترکیبی کرم‌ها و میکروب‌ها است که با تمرکز بر استفاده مجدد از فاضلاب

[1]-Bioreactor

تصفیه شده، آلودگی آب را به میزان قابل‌توجهی کاهش می‌دهد (Pasha *et al.*, 2018; Manyuchi *et al.*, 2019; Arora & Saraswat, 2021, Saraswat *et al.*, 2022).

در پژوهشی که به‌وسیله Arora & Saraswat (2021) انجام شد، سامانه ورمی‌فیلتراسیون به‌عنوان یک فرایند زیستی هوازی مستقل مورد استفاده قرار گرفت که از نظر منطق حذف مواد آلی، شباهت عملکردی با سامانه لجن فعال متعارف[1] (CAS) داشت. در این سامانه، بستر ورمی‌کمپوست به‌عنوان محیط رشد ریزجانداران هوازی عمل می‌کند و از این منظر نقشی مشابه حوض هوادهی در CAS ایفا می‌نماید. با این حال، تأمین اکسیژن در ورمی‌فیلتراسیون نه از طریق هوادهی مکانیکی، بلکه به‌صورت طبیعی و به‌دلیل افزایش تخلخل بستر، زهکشی مناسب و فعالیت کرم‌های خاکی انجام می‌شود. حذف مواد آلی در این فرایند، مشابه CAS، عمدتاً مبتنی بر فعالیت ریزجانداران هوازی است، اما با مصرف انرژی کمتر، عدم‌نیاز به تجهیزات هوادهی و تولید لجن کمتر نسبت به سامانه لجن فعال متعارف همراه می‌باشد. به گفته پژوهشگران، ورمی‌فیلتراسیون یک فرایند اکسایش زیستی[2] است که در آن کرم‌های خاکی از طریق خردسازی فیزیکی و افزایش سطح تماس، پردازش زیستی مواد در دستگاه گوارش و غنی‌سازی میکروبی ورمی‌کست‌ها[3] و نیز اصلاح هم‌زمان خواص فیزیکی و شیمیایی بستر (از جمله تخلخل، تهویه و تغییر زیست‌فراهمی عناصر غذایی)، موجب تحریک فعالیت جامعه تجزیه کننده و تسریع فرایند تثبیت مواد آلی می‌شوند و خواص فیزیکی و بیوشیمیایی آن را تا حد زیادی تغییر می‌دهند (Liu *et al.*, 2012). تلقیح کرم‌های خاکی در ژئوفیلتر[4] معمولی (GF) که ورمی‌فیلتر[5] (VF) نامیده می‌شود، به‌طور گسترده‌ای برای تصفیه فاضلاب شهری و صنعتی استفاده شده است (Liu *et al.*, 2012; Yang *et al.*, 2013; Wang *et al.*, 2013; Saapi *et al.*, 2024).

در ورمی‌فیلتر، حضور کرم‌های خاکی با تقویت فعالیت میکروبی، اکسایش مواد آلی و معدنی‌سازی عناصر غذایی، سبب تولید پساب با غلظت بالاتر عناصر غذایی و کاهش بار آلی و پاتوژن‌ها می‌شود. این ویژگی‌ها علت مناسب بودن پساب خروجی ورمی‌فیلتر برای کاربردهای کشاورزی و باغبانی را نشان می‌دهد. با وجود هوازی بودن این روش، در این سامانه، مواد آلی و زیست‌توده میکروبی به‌طور مداوم به‌وسیله کرم‌های خاکی مصرف و در دستگاه گوارش آن‌ها پردازش می‌شود. کرم‌های خاکی با تغذیه از لجن زیستی و بیوفیلم‌های میکروبی[6]، از تجمع زیست‌توده اضافی جلوگیری کرده و زیست‌توده تولیدشده را به محصولات پایدارتر مانند ورمی‌کست و CO_2 تبدیل می‌کنند. هم‌زمان، شرایط هوازی پایدار و فعالیت بالای ریزجانداران باعث اکسایش کامل‌تر مواد آلی شده و از تشکیل لجن ثانویه مشابه روش‌های هوازی متداول جلوگیری می‌کند. با وجود هوازی بودن این روش، طبق بررسی‌های انجام شده، تولید بو در این روش کم یا ناچیز است. همچنین، ورمی‌فیلتر توانایی تحریک گونه‌هایی از باکتری‌ها برای کاهش عوامل بیماری‌زا در سامانه را دارد (Shariati *et al.*, 2013; Singh *et al.*, 2017; Banerjee *et al.*, 2024; Saapi *et al.*, 2024). با توجه به ضرورت افزایش بهره‌وری از منابع آب و استفاده حداکثری از آن و کاهش ورود آلاینده‌ها به محیط‌زیست، هدف این پژوهش ارزیابی کارایی فرایند ورمی‌فیلتر در تصفیه فاضلاب شهری استان البرز بود.

مواد و روش‌ها

[1]-Conventional activated sludge
[2]-Bioxidative
[3]-Vermicasts
[4]-Geofilter
[5]-Vermifilter
[6]-Microbial biofilms

تهیه ورمی‌کمپوست

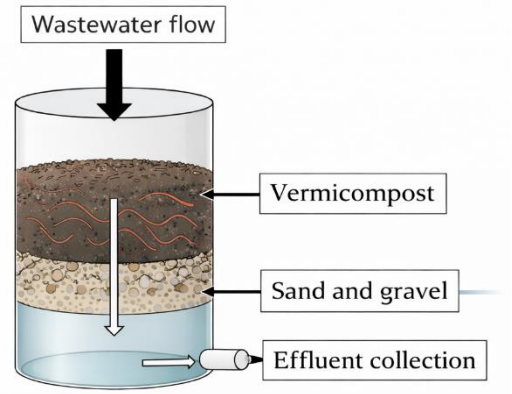
میزان کافی از کود گاوی از مزرعه آموزشی-پژوهشی دانشکدگان کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران واقع در منطقه محمد شهر استان البرز تهیه شد و به آزمایشگاه منتقل شد. سپس کودها شسته و روی سکوها در گلخانه قرار داده شدند تا هوا خشک گردند. پس از خشک شدن کودها، برگ‌های خشک جمع آوری شده از محیط دانشکدگان کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران خرد و با نسبت ۱:۲ (۲ واحد کود و ۱ واحد برگ) با کودها مخلوط گردید. پس از آماده‌سازی کودها، مقدار کافی از کرم خاکی *ایزینیا فتیدا* برای تهیه بستر ورمی‌کمپوست از کارگاه ورمین واقع در شهرستان آمل، استان مازنداران تهیه گردید. در این مرحله، مخلوط کودهای گاوی و خاک برگ‌ها درون سبدهای پلاستیکی با تهویه مناسب قرار گرفت و تعداد ۱۰۰۰ عدد از کرم‌های کمپوست‌ساز[1] تهیه شده به آن‌ها اضافه گشت و در اتاق فیتوترون[2] در دمای حدود ۲۵ درجه سلسیوس قرار داده شد و به‌طور منظم آبیاری شد تا به رطوبت ۶۰ درصد وزنی رسید.

طراحی و اجرای ورمی‌فیلتراسیون

در این مرحله ۳ عدد مخزن پلاستیکی بزرگ به حجم ۱۰۰ لیتر (برای اجرای سامانه تصفیه) مطابق شکل ۱ تهیه و در انتهای هر یک از ظروف یک شیر خروجی برای پسآب فاضلاب تعبیه گردید. برای آماده‌سازی سامانه تصفیه فاضلاب به این صورت عمل شد که درون مخازن تعبیه شده برای عبور و تصفیه فاضلاب سه لایه گراول، ماسه نرم و خاک رسی قرار داده شد. ترتیب قرارگیری و ضخامت هر یک از این لایه‌ها از پایین به بالا به‌ترتیب گراول (۱۵ سانتی‌متر)، لایه دوم ماسه نرم (۱۰ سانتی‌متر)، لایه سوم خاک رسی (۵-۱۰ سانتی‌متر) بود. سپس به میزان ۵۰ کیلوگرم (۵۰ سانتی‌متر) از ورمی‌کمپوست تهیه شده جوان (۱ ماهه) به لایه بالایی این سامانه اضافه گردید.

در آخر فاضلاب شهری به لایه بالایی سامانه تصفیه افزوده شد. مقدار کافی از فاضلاب ورودی به تصفیه خانه اداره‌ی آب و فاضلاب واقع در شهر جدید هشتگرد در استان البرز تهیه شد. به میزان مساوی (۱۰ لیتر) به کلیه ظروف ورمی‌بد[3] اضافه شد. در این مرحله طبق طرح آزمایشی (طرح کرت‌های خرد شده در زمان)، فاضلاب‌ها به دو صورت پیوسته و ناپیوسته در ۸ هفته متوالی به سامانه‌ها افزوده و در ۳ تکرار نمونه‌برداری شد. همچنین، سامانه تصفیه مورد استفاده در این مطالعه یک ورمی‌فیلتر مستقل با جریان ثقلی بود که فرایند تصفیه در آن از طریق عبور فاضلاب از بستر چندلایه و فعالیت هم‌زمان کرم‌های خاکی و ریزجانداران انجام شد. تیمار اول در این طرح افزودن فاضلاب به‌صورت پیوسته بود که مقدار لازم از فاضلاب تصفیه نشده به صورت پیوسته از بالای مخزن وارد و هم‌زمان جریان خروجی از انتهای مخزن جمع‌آوری گردید. در تیمارهای دوم و سوم، افزودن به صورت ناپیوسته بود که فاضلاب خام به میزان مشخص و به‌صورت یکباره از بالای مخزن وارد و پس از گذشت مدت زمان مشخص (۶ و ۱۲ ساعت) شیر خروجی در انتهای مخزن باز و پسآب خروجی جمع‌آوری گردید. سپس یک روز در هفته، خروجی سامانه‌ها برای انجام آزمایش‌ها به آزمایشگاه منتقل شد (جدول ۱).

[1]-Composter
[2]-Phytotron
[3]-Vermi-bed



شکل ۱- تصویر شماتیک از سامانه تصفیه بکار رفته در آزمایش.

جدول ۱- نقشه تیمارهای مورد استفاده در این آزمایش.

تیمار زمان (t)	شاهد= فاضلاب تصفیه نشده (System1)	فاضلاب عبوری از سامانه تصفیه پیوسته (System2)	فاضلاب عبوری از سامانه تصفیه ناپیوسته با ماند ۶ ساعته (System3)	فاضلاب عبوری از سامانه تصفیه ناپیوسته با ماند ۱۲ ساعته (System4)
هفته اول	S_1t_1	S_2t_1	S_3t_1	S_4t_1
هفته دوم	S_1t_2	S_2t_2	S_3t_2	S_4t_2
هفته سوم	S_1t_3	S_2t_3	S_3t_3	S_4t_3
هفته چهارم	S_1t_4	S_2t_4	S_3t_4	S_4t_4
هفته پنجم	S_1t_5	S_2t_5	S_3t_5	S_4t_5
هفته ششم	S_1t_6	S_2t_6	S_3t_6	S_4t_6
هفته هفتم	S_1t_7	S_2t_7	S_3t_7	S_4t_7
هفته هشتم	S_1t_8	S_2t_8	S_3t_8	S_4t_8

بررسی ویژگی‌های پساب خروجی و فاضلاب خام

اندازه‌گیری مواد جامد معلق (TSS)

برای انجام این آزمایش، در ابتدا، کاغذ صافی در آون در دمای ۱۰۵ درجه سلسیوس خشک و وزن آن یادداشت شد. سپس میزان ۵۰ میلی‌لیتر از نمونه فاضلاب تصفیه شده از کاغذ صافی عبور داده و کاغذ صافی مجدد در آون در دمای ۱۰۵ درجه سلسیوس به مدت ۱۲ ساعت خشک و دوباره توزین شد. تفاوت وزن کاغذ صافی (قبل و بعد از صاف کردن) به‌عنوان مواد جامد معلق (TSS) در نظر گرفته شد. با توجه به نتایج آزمایشگاهی، غلظت کل مواد جامد معلق از معادله زیر به‌دست آمد که در آن C_{TSS} غلظت کل مواد جامد معلق (mg/L)، m_{f+s} مجموع جرم صافی و جرم باقی‌ماندهٔ خشک شده (mg)، m_f جرم صافی (mg) و V_s حجم نمونه (L) است (Jones, 2001).

$$C_{TSS}= \frac{M\,(f+s)-Mf}{Vs}$$

اندازه‌گیری مواد جامد محلول (TDS)

مقدار TDS به روش وزن‌سنجی اندازه‌گیری شد. میزان ۵۰ میلی‌لیتر از نمونه درون ظرف فلزی تبخیر ریخته شد و در آون در دمای ۱۰۵ درجه سلسیوس به مدت ۲۴ ساعت خشک شد. پس از اینکه آب نمونه کاملاً تبخیر و در

دسیکاتور سرد شد، مجدداً وزن آن یادداشت گردید. سپس با استفاده از معادله زیر مقدار TDS تعیین گردید (Jones, 2001).

$$TDS_{mg/L} = \frac{(A-B)\times 1000}{Vs}$$

A: وزن نهایی باقیمانده خشک + ظرف B: وزن اولیه ظرف

اندازه‌گیری قابلیت هدایت الکتریکی (EC) و pH

برای اندازه‌گیری pH و EC در نمونه پسآب خروجی مقدار ۵۰ میلی‌لیتر از نمونه با استفاده از کاغذ صافی، صاف و با استفاده از دستگاه pHمتر مدل Eyela و ECمتر مدل Jenway-4320، pH و EC نمونه پسآب خروجی اندازه‌گیری شد (Sparks *et al.*, 2018).

اندازه‌گیری فراوانی کل باکتری‌ها و کلیفرم کل

فراوانی کل باکتری‌ها با تهیه سری‌های رقت واستفاده از محیط کشت نوترینت براث به روش MPN انجام شد (علیخانی و همکاران، ۱۳۹۷). اندازه‌گیری کلیفرم‌های کل در این پژوهش به روش شمارش کلنی در محیط کشت Endo-s-agar انجام شد. پلیت‌ها در انکوباتور در دمای ۳۵ تا ۳۷ درجه سلسیوس به مدت ۴۸ ساعت قرار گرفتند و پس از گذشت ۴۸ ساعت شمارش کلنی‌ها (CFU/mL) انجام شد (Alikhani *et al.*, 2018 ; Rice *et al.*, 2012).

اندازه‌گیری BOD و COD

پس از نمونه‌برداری و انتقال پسآب به آزمایشگاه، دمای نمونه‌ها به ۲۰ درجه سلسیوس رسانده شد و pH آن‌ها در محدوده ۷/۲ تا ۷/۴ تنظیم گردید. سپس نمونه‌ها به‌خوبی همگن شدند و با توجه به BOD تخمینی، حجم مناسب نمونه طبق جدول ۲ انتخاب شد. حجم انتخاب‌شده از نمونه داخل بطری مخصوص BOD ریخته و محلول غذایی[1] برای تأمین عناصر مورد نیاز ریزجانداران افزوده شد. در ادامه، یک عدد مگنت برای هم‌زدن یکنواخت داخل بطری قرار داده شد و درپوش بطری پس از گریس‌کاری آب‌بندی گردید. برای جذب کربن دی‌اکسید تولید شده در فرایند تجزیه زیستی، مقدار مشخصی LiOH در محفظه درپوش بطری قرار داده شد. سپس بطری‌ها در دستگاه BODمتر قرار گرفته و داخل انکوباتور با دمای ثابت ۲۰ درجه سیلیسوس نگهداری شدند. نیاز اکسیژنی بیوشیمیایی (BOD) بر اساس میزان اکسیژن مصرف‌شده به‌وسیله ریزجانداران بر اثر تجزیه مواد آلی قابل‌تجزیه زیستی و به‌صورت خودکار به‌وسیله دستگاه BODمتر، از طریق اندازه‌گیری کاهش فشار ناشی از مصرف اکسیژن در طول زمان انکوباسیون و در نهایت میزان BOD پس از گذشت ۵ روز، محاسبه و ثبت گردید (Rice *et al.*, 2012; Jones, 2001).

جدول ۲- تخمین حجم مورد نیاز از روی محدوده BOD (APHA, 2016).

حجم مورد نیاز نمونه (mL)	محدوده BOD بر حسب mg/L
۴۲۰	۳۵-۰
۳۵۵	۷۰-۰
۱۶۰	۳۵۰-۰
۹۵	۷۰۰-۰

[1]-Nutrient solution

یکی از روش‌های اندازه‌گیری COD هضم با سولفوکرومیک اسید می‌باشد (Rice *et al.*, 2012). ابتدا لوله‌های آزمایش هضم COD با سولفریک اسید رقیق شسته و موارد زیر به‌ترتیب به آن اضافه شد: ۰/۵ میلی‌لیتر نمونه فاضلاب ورودی یا ۱ میلی‌لیتر نمونه تیمار شده درون تیوب‌ها، ۲/۵ میلی‌لیتر پتاسیم دی‌کرومات ۰/۲۵ نرمال به تیوب‌ها اضافه، ۳/۵ میلی‌لیتر معرف سولفوریک اسید غلیظ از طرفین به تیوب‌ها اضافه و اجازه داده شد تا پایین برود و در پوش بسته و مخلوط شد. در مرحله بعد تیوب‌ها به دستگاه هضم COD با دمای ۱۵۰ درجه سلسیوس گرم شده منتقل و به مدت ۲ ساعت هضم شدند. همراه با نمونه‌ها ۳ تیمار شاهد (آب مقطر) مشابه با نمونه‌ها نیز در دستگاه قرار گرفت. پس از گذشت ۲ ساعت، محتویات تیوب‌های هضم در بشر ۱۰۰ میلی‌لیتر ریخته و با آب مقطر به حجم ۵۰ میلی‌لیتر رسانده شد. در آخر ۱ تا ۲ قطره از معرف فریون[1] اضافه و در برابر فروآمونیوم سولفات ۰/۲۵ نرمال تیتر شد. مقدار COD با استفاده از فرمول زیر محاسبه شد.

$$\text{COD (as mg } O_2\text{/L)} = (A\text{-}B) \times M \times \frac{8000}{Vs}$$

A: حجم فرو آمونیوم سولفات مصرف شده در شاهد، B: حجم فرو آمونیوم سولفات مصرف شده در نمونه، M: نرمالیتی فروآمونیوم سولفات.

تحلیل آماری داده‌ها

تجزیه واریانس داده‌های حاصل از کارهای آزمایشگاهی و داده‌های به‌دست‌آمده در طول انجام پروژه به صورت کرت‌های خرد شده در زمان با استفاده از نرم‌افزار آماری SAS نسخه ۹/۴ انجام شد و مقایسه میانگین‌ها با آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۱ و ۵ درصد و رسم نمودارها با استفاده از نرم‌افزار Excel نسخه ۲۰۱۳ انجام شدند.

نتایج و بحث

ویژگی‌های شیمیایی و زیستی ورمی‌کمپوست استفاده شده در سامانه تصفیه

نتایج برخی ویژگی‌های شیمیایی و زیستی مهم کود ورمی‌کمپوست و فاضلاب خام مورد استفاده در سامانه تصفیه به‌ترتیب در جدول‌های ۳ و ۴ ارائه شده است.

جدول ۳- برخی ویژگی‌های ورمی‌کمپوست مورد استفاده.

ویژگی	EC (dS/m)	pH	سدیم کل (درصد)	پتاسیم کل (درصد)	فسفر کل (درصد)	نیتروژن کل (درصد)	جمعیت میکروبی (MPN/g)	کلیفرم کل (CFU/g)
مقدار	۵/۶۹	۸/۰۶	۰/۱۷۲	۲/۳۴	۰/۸۲۸	۱/۵۳۷	$۲/۴\times۱۰^{۷}$	۲۶۶

جدول ۴- ویژگی‌های فاضلاب خام استفاده شده در سامانه تصفیه.

EC (dS/m)	pH	TDS (mg/L)	TSS (mg/L)	BOD_5 (mg/L)	COD (mg/L)	لگاریتم جمعیت میکروبی (MPN/g)	لگاریتم کلیفرم کل (CFU/g)
۷/۹۰	۱/۱۱	۵۳۰/۴۱	۰/۰۰۵۷	۱۹۶/۹۵	۴۶۵/۶۵	۷/۲۸۷	۵/۹۸۹۹

[1]-Ferrion index

تأثیر سامانه‌های تصفیه بر ویژگی‌های اندازه‌گیری شده در پسآب خروجی

نتایج تجزیه واریانس نشان داد که اثر اصلی نحوه ورود فاضلاب (نوع سامانه) بر pH، قابلیت هدایت الکتریکی (EC)، TDS، TSS، COD، BOD، فراوانی کل باکتری‌ها و کلیفرم کل در سطح احتمال ۱ درصد معنادار بودند. اثر اصلی زمان نیز بر pH و EC به‌ترتیب در سطح احتمال ۵ درصد و ۱ درصد معنادار بود. مشخص شد اثر متقابل نوع سامانه و زمان بر pH و EC در سطح احتمال ۱ درصد معنادار بود. همچنین، نتایج تجزیه واریانس نشان داد که اثر اصلی زمان نیز بر TDS و TSS به‌ترتیب در سطح احتمال ۱ درصد معنادار بود. علاوه‌بر این مشخص شد که اثر متقابل نوع سامانه و زمان بر BOD، COD، TDS، TSS و فراوانی کل باکتری‌ها و باکتری‌های کلیفرم در سطح احتمال ۱ و ۵ درصد معنادار بود (جدول ۵). در ادامه با توجه به معنادار شدن اثرهای متقابل، فقط مقایسه میانگین‌های این اثرها انجام شد.

قابلیت هدایت الکتریکی (EC) و pH

به‌طور کلی، نتایج مقایسه میانگین‌ها (شکل ۲) نشان داد که تفاوت معناداری در تغییرات pH بین زمان نمونه‌برداری در سامانه یک (فاضلاب تصفیه نشده) نبود، در صورتی‌که عبور از سامانه‌های تصفیه، سامانه شماره ۲ (سامانه پیوسته) باعث کاهش pH گردید. استفاده از سامانه‌های تصفیه پیوسته و ناپیوسته می‌تواند در تغییرات pH تأثیر معناداری داشته باشد که برای سامانه‌های ۲ و ۴ نسبت به سامانه شاهد و فاضلاب تصفیه نشده روند کاهشی و قابل‌توجه بود (شکل ۱). به‌طورکلی، نتایج نشان داد که در هفته اول در سامانه پیوسته و ناپیوسته ابتدا pH افزایش یافت که این می‌تواند به‌دلیل بالا بودن pH در بستر ورمی‌کمپوست مصرفی باشد. استفاده از سامانه تصفیه به‌ویژه سامانه پیوسته و ناپیوسته ۱۲ ساعته می‌تواند در کاهش pH فاضلاب تأثیر قابل‌توجهی داشته باشد. نتایج مقایسه میانگین‌ها برای تغییرات EC نشان داد که در سامانه شماره ۱ تفاوت معناداری بین هفته‌های یک تا هشت وجود نداشت. در هفته اول برای تمامی سامانه‌ها (۲ تا۴) EC به‌طور معناداری افزایش یافت که این افزایش به‌دلیل بالا بودن EC ورمی‌کمپوست در بستر تصفیه بود. به‌طور کلی، EC در فاضلاب‌های عبوری از سامانه تصفیه از هفته اول تا هشتم کاهش یافت اما نسبت به شاهد بالاتر بود که علت آن را می‌توان به بالا بودن EC بستر تصفیه نسبت داد که سبب بالا رفتن EC در پسآب‌های خروجی گردید (شکل ۳).

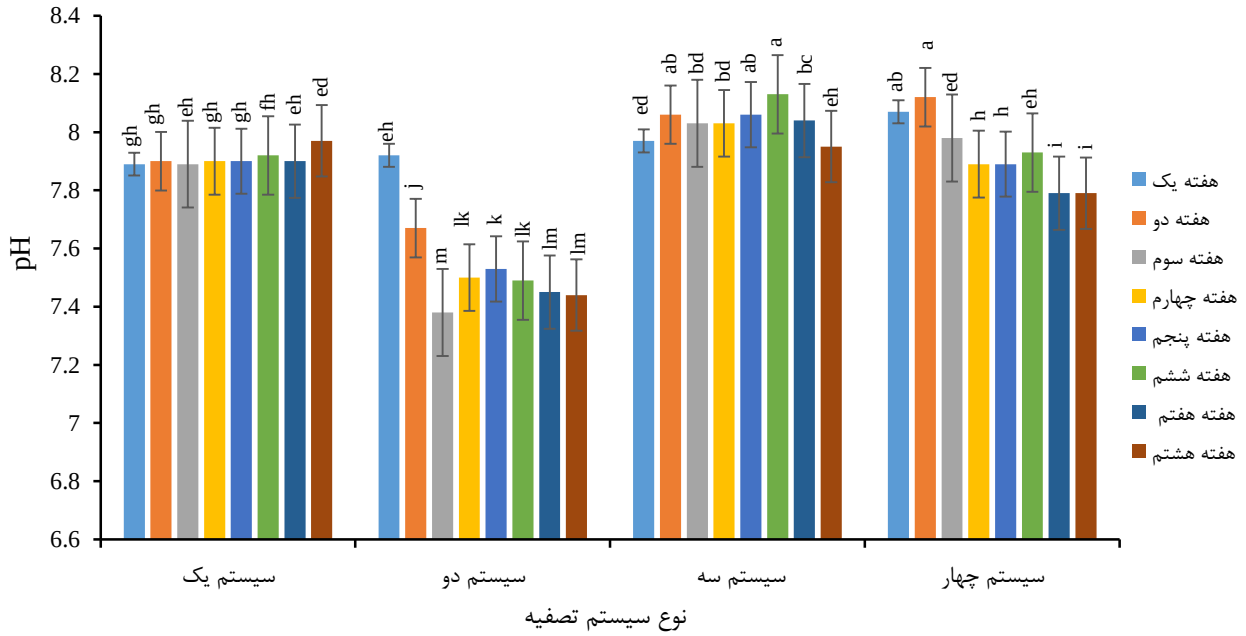
pH پسآب حاصل از ورمی‌فیلتراسیون عمدتاً به عواملی مانند وجود اسیدهای آلی، گازهای محلول، نمک‌های معدنی و توانایی معدنی‌سازی کرم‌های خاکی بستگی دارد (Wang *et al.*, 2014). نتایج مطالعه‌ای بر روی تأثیر کرم خاکی بر فاضلاب لبنیات از طریق ورمی‌فیلتر نشان داد که اعمال سامانه ورمی‌فیلتر بر روی فاضلاب لبنیات باعث کاهش pH و EC فاضلاب تصفیه شده می شود (Natarajan *et al.*, 2015). نتایج پژوهش‌های انجام شده نشان می‌دهد که pH پسآب تمام ورمی‌فیلترها (VF) ابتدا در طول تصفیه افزایش یافت و سپس در محدوده خنثی قرار گرفت که نشان دهنده توانایی ذاتی کرم‌های خاکی برای عمل به‌عنوان بافر کننده و خنثی کردن pH است (Arora *et al.*, 2014a). همچنین، مطالعات انجام شده نشان داد که میانگین pH فاضلاب خام به‌وسیله کرم‌های خاکی در بستر ورمی‌فیلتر خنثی شد و از ۶/۴۵ به حدود ۷ رسید که برای مصارف آبیاری مناسب بود، در حالی که، مقدار pH فاضلاب تصفیه شده بدون کرم خاکی نیز به ۶/۶ افزایش یافت اما به اندازه ورمی‌فیلتر نبود (Manyuchi *et al.*, 2013). Azuar *et al.* (2012) هنگامی که از فناوری ورمی‌فیلتراسیون در تصفیه پسآب کارخانه روغن نخل استفاده کردند، به همین روند اشاره کردند. فعالیت کرم خاکی با افزایش pH باعث ایجاد توانایی داخلی بافر pH شد و از این رو pH فاضلاب را خنثی کرد (Azuar *et al.*, 2012). Singh & Kuar (2014) و Singh *et al.* (2018b) بیان داشتند که دستگاه گوارش کرم خاکی، به‌دلیل آزادسازی کلسیم از روده خود دارای قابلیت بافری

است و از تغییرات pH جلوگیری و به خنثی شدن pH محیط کمک می‌کند که این کار به استفاده زیستی از ترکیباتی که برای تجزیه بیشتر در دسترس نبودند، کمک می‌کند (Singh *et al.*, 2014, 2018b)

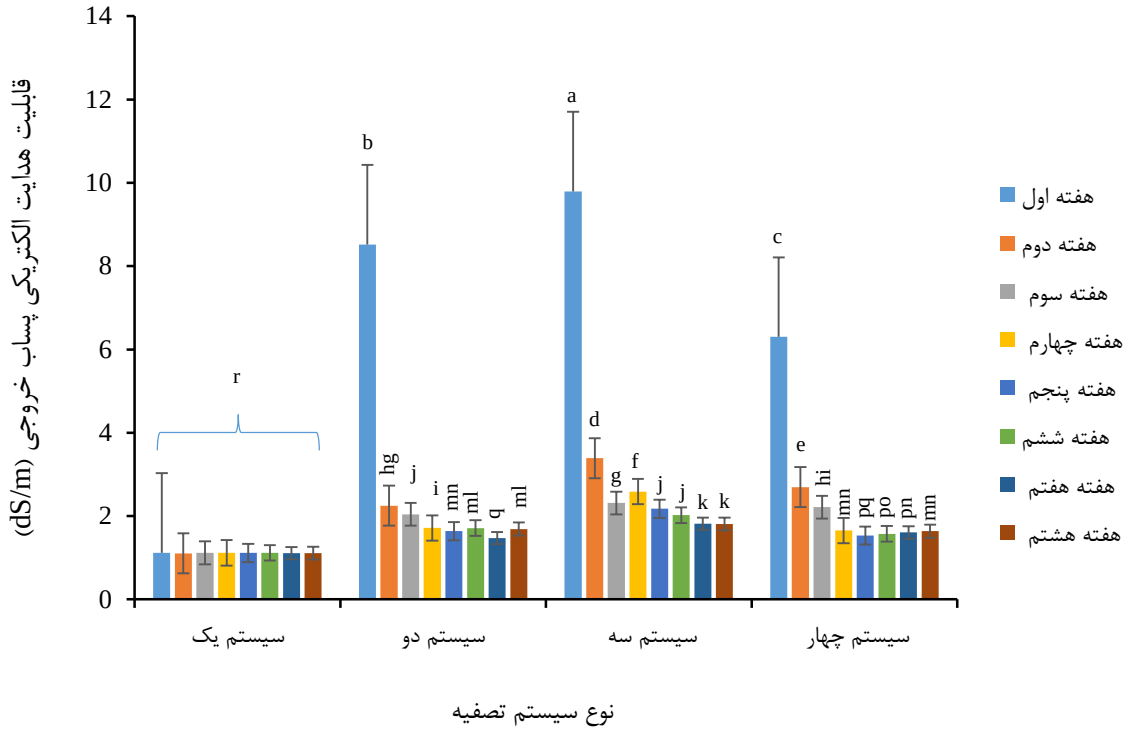
جدول۵- تجزیه واریانس اثر فاکتورها بر pH، EC، TDS، TSS، BOD، COD، جمعیت کل باکتری‌ها و کیلفرم کل.

منبع تغییر	درجه آزادی	میانگین مربعات							
		pH	EC	TDS	TSS	BOD	COD	کیلفرم کل	کل باکتری‌ها
سامانه تصفیه (S)	۳	۰/۲۶۶۸**	۲/۷۱۰۸**	۳۴۴۲۴۲۷/۸**	۰/۰۰۰۰۰۳۹۱**	۱۵۹۲۱/۴**	۱۲۳۷۳۷/۲**	۱/۳۶۷۷**	۰/۷۲۱**
خطای a	۳	۰/۰۵۱۴**	۰/۰۰۰۱$^{n.s}$	۶۰۸۰/۷$^{n.s}$	۰/۰۰۰۰۰۰۰۲$^{n.s}$	۰/۱۴۹۲$^{n.s}$	۳/۴۴$^{n.s}$	۰/۰۰۱	۰/۲۰۸۰*
زمان (T)	۷	۰/۰۰۹۶*	۴/۶۵۹۲**	۵۹۱۶۶۱۳/۳**	۰/۰۰۰۰۰۷۷۸**	۳۳۶۷/۹۶**	۸۴۲۶۸۵/۹**	۰/۹۳۵**	۰/۱۴۷**
S × T	۲۱	۰/۰۳۰۸**	۴/۴۳۴۷**	۵۳۵۷۹۶۲/۵**	۰/۰۰۰۰۱۴۷۷**	۵۰۳۰/۳**	۷۵۸۴۲۶/۱**	۰/۷۳۶۰**	۰/۳۰۵**
تکرار×T	۷	۰/۰۰۱۳$^{n.s}$	۰/۰۰۱۸$^{n.s}$	۱۰۱۹۲/۶$^{n.s}$	۰/۰۰۰۰۰۰۱۷$^{n.s}$	۰/۱۰۳۸$^{n.s}$	۶/۴۶$^{n.s}$	۰/۰۰۱۲	۰/۰۱۷$^{n.s}$
خطای b	۵۳	۰/۰۰۲۰	۰/۰۰۲۰	۵۳۱۷/۴	۰/۰۰۰۰۰۰۱۲	۰/۴۵۹۶	۸/۹۶	۰/۰۰۳۶	۰/۰۱
CV(%)	-	۰/۵۷۱۲	۱/۹۵۳۷	۳/۷۸۲	۵/۷۹۲	۰/۶۶۴۴	۰/۴۷۷	۰/۹۴۷۹	۱/۷۹

** و * به‌ترتیب معنادار در سطح احتمال ۱ و ۵ درصد و n.s بیانگر عدم‌وجود تفاوت معنادار.



شکل ۲- اثر متقابل نوع سامانه و زمان ماند بر pH. سیستم ۱: فاضلاب تصفیه نشده، سیستم ۲: فاضلاب پیوسته، سیستم ۳: فاضلاب ناپیوسته ۶ ساعته، سیستم ۴: فاضلاب ناپیوسته ۱۲ ساعته.



شکل ۳- اثر متقابل نوع سامانه و زمان ماند بر EC. سیستم ۱: فاضلاب تصفیه نشده، سیستم ۲: فاضلاب پیوسته، سیستم ۳: فاضلاب ناپیوسته ۶ ساعته، سیستم ۴: فاضلاب ناپیوسته ۱۲ ساعته.

مواد جامد معلق (TSS) و مواد جامد محلول (TDS)

بر اساس نتایج مقایسه میانگین‌ها در سامانه شماره ۱ (فاضلاب تصفیه نشده) در تغییرات TDS تفاوت معناداری مشاهده نشد. همچنین، با عبور فاضلاب تصفیه نشده از سامانه پیوسته (شماره ۲) TDS تا هفته چهارم به‌طور معناداری کاهش یافت. به‌طور کلی، در این سامانه TDS به‌طور معناداری کاهش یافت با این‌حال تفاوت معناداری بین هفته سوم تا پنجم مشاهده نشد. در این سامانه بیشترین میزان کاهش TDS برای هفته هشتم ۹۶۶/۶۶ میلی‌گرم بر لیتر بود. همچنین، میانگین داده‌ها برای سامانه ناپیوسته ۱۲ ساعته از هفته اول تا پنجم به‌طور معناداری کاهش یافت و کمترین مقدار برای هفته هشتم ۹۸۶/۶۶ میلی‌گرم بر لیتر بود که از کمترین میزان در سامانه ۲ و ۳ کمتر بود (شکل ۴). نتایج مقایسه میانگین‌ها (شکل ۵) برای مواد جامد محلول (TSS) در سامانه ۱ (فاضلاب تصفیه نشده)، نشان داد که تفاوت معناداری بین زمان‌های مختلف وجود نداشت. بر این اساس برای سامانه ۲ (فاضلاب پیوسته)، در هر هفته تفاوت معناداری نسبت به شاهد مشاهده شد و کاهش یافت. همچنین، بر اساس نتایج مشخص شد که این سامانه تفاوت معناداری با سامانه ۳ (ناپیوسته ۶ ساعته) داشت. بر اساس نتایج این سامانه در هفته دوم و ششم تفاوت معناداری با سامانه ۴ (ناپیوسته ۱۲ ساعته) داشت. در این سامانه کمترین مقدار در هفته ۰/۰۰۲ میلی‌گرم بر لیتر، ثبت شد.

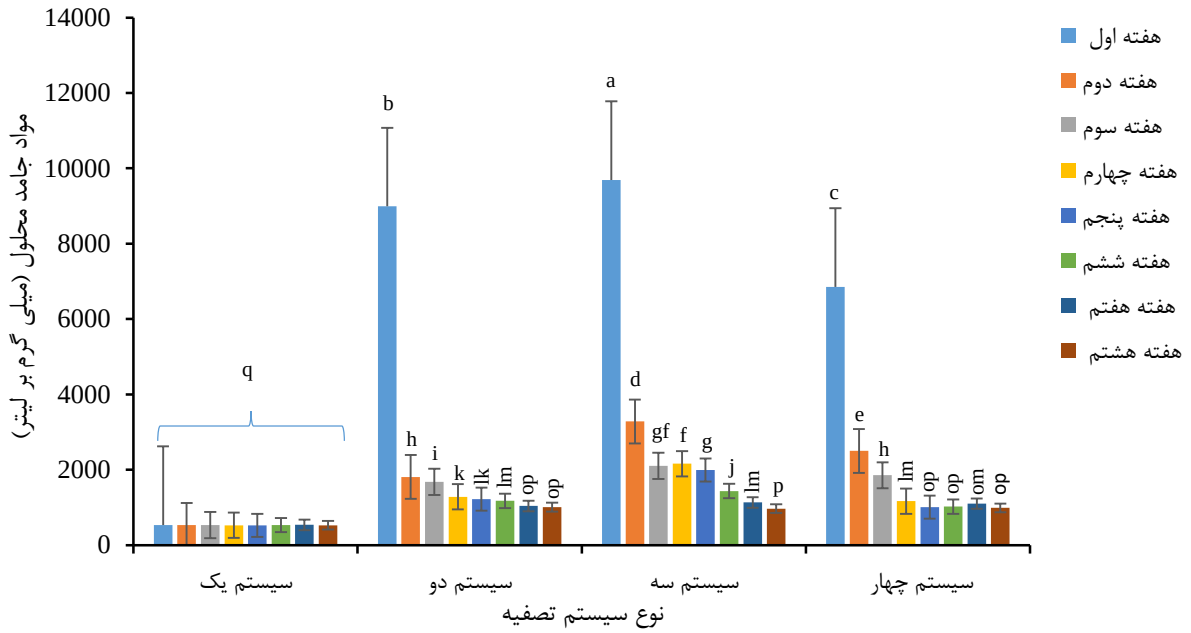
نتایج مقایسه میانگین‌ها برای سامانه ۳ (ناپیوسته ۶ ساعته) نشان داد که تفاوت معناداری نسبت به شاهد در این سامانه وجود داشت و در هفته دوم و سوم نسبت به سامانه شاهد کاهش یافت در حالیکه در بقیه زمان‌ها روند مشخصی را نشان نداد. بر اساس نتایج این سامانه تفاوت معناداری نسبت به سامانه ۴ (ناپیوسته ۱۲ ساعته) وجود داشت و مقادیر مواد جامد محلول بیشتری را نسبت به سامانه ۲ (پیوسته) و ۴ (ناپیوسته ۱۲ ساعته) ثبت کرد. کمترین میزان مواد جامد محلول در این سامانه ۰/۰۰۲ میلی‌گرم بر لیتر ثبت شد. مقایسه میانگین‌ها برای

سامانه ۴ (ناپیوسته ۱۲ ساعته) نشان داد که این سامانه تفاوت معناداری نسبت به سامانه شاهد (فاضلاب تصفیه نشده) در هر هفته داشت و مقدار مواد جامد محلول در آن کمتر از شاهد ثبت شد. در این سامانه کمترین میزان در هفته سوم و ۰/۰۰۲ میلی‌گرم بر لیتر ثبت شد.

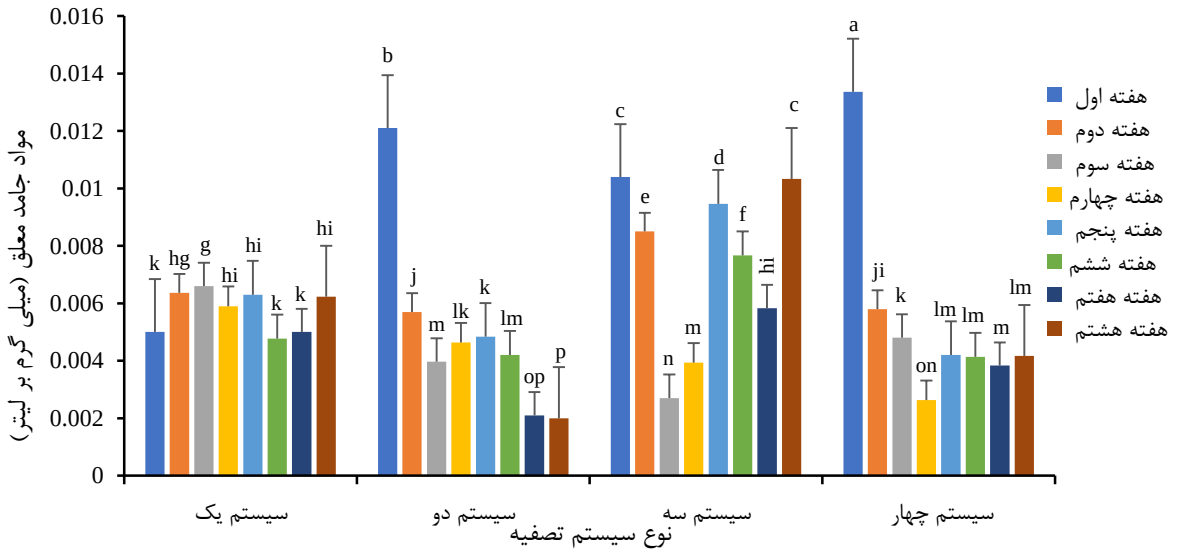
در مطالعه ای گزارش شد که بدن کرم‌های خاکی به‌عنوان یک بیوفیلتر عمل می‌کند و آن‌ها کل جامدات محلول (TDS) را ۹۰ تا ۹۲ درصد، کل جامدات معلق (TSS) را ۹۰ تا ۹۵ درصد از طریق سازوکارهای کلی بلع و تجزیه زیستی پسماندهای آلی، فلزهای سنگین و جامدات از فاضلاب و با جذب آن‌ها از طریق دیواره‌های بدن کاهش می‌دهند (Sinha *et al.*, 2008). نتایج به‌دست آمده از مطالعه‌ای بر روی عملکرد تصفیه ورمی‌فیلتر در مقیاس کوچک برای فاضلاب خانگی و ارتباط آن با رشد، تولید مثل و فعالیت آنزیمی کرم خاکی نشان داد که سامانه ورمی‌فیلتر بسته بندی شده با ماسه کوارتز و سرامیت برای تصفیه فاضلاب خانگی باعث کاهش مقدار جامدات معلق در پسآب تصفیه شده می‌گردد (Xing *et al.*, 2010).

نتایج تحقیقی که بر روی ورمی‌فیلتراسیون فاضلاب برای استفاده بالقوه در اهداف آبیاری با استفاده از کرم خاکی *Eisenia fetida* انجام شد، نشان داد که کرم‌های خاکی در ورمی‌فیلتر به‌طور قابل‌توجهی کل مواد جامد محلول و معلق (TDSS) را از آب فاضلاب در حدود ۹۵ درصد حذف کردند در حالی که بستر بیوفیلتر کنترل نشان دهنده کاهش ۶۰ درصد بود. مقادیر کل مواد جامد محلول و معلق (TDSS) (۱۴ تا ۱۵ میلی‌گرم بر لیتر) باقی مانده پس از ورمی‌فیلتراسیون آب فاضلاب نیز برای استفاده از فاضلاب تصفیه شده برای اهداف آبیاری قابل‌قبول بود (Manyuchi *et al.*, 2013).

بر اساس نتایج پژوهش انجام شده بر روی تأثیر کرم خاکی بر روی فاضلاب لبنیات از طریق ورمی‌فیلتر مشخص شد که مقدار مواد جامد معلق (TDS) در فاضلاب پس از عبور از ورمی‌فیلتر و تصفیه به مقدار قابل‌توجهی کاهش یافت (Natarajan *et al.*, 2015). کرم‌های خاکی در ورمی‌فیلتر (VF) به‌طور قابل‌توجهی TSS و TDS را از فاضلاب خام (DW) در حدود ۶۶ درصد و ۵۰ درصد حذف کردند. این را می‌توان به خوردن ذرات جامد آلی و معدنی در فاضلاب از طریق کرم خاکی نسبت داد که آن‌ها را به صورت ذرات ریزتر دفع می کند (Kumar *et al.*, 2014). مواد جامد که حذف شده‌اند به مرور زمان به صورت لجن در یک فیلتر زیستی معمولی جمع می‌شوند و موجب اختلال در عملکرد سامانه می‌شوند (Sinha *et al.*, 2010; Sinha *et al.*, 2007; Malek *et al.*, 2012; Azuar *et al.*, 2012). با این حال، در بستر ورمی‌فیلتر، این جامدات زیستی به‌طور مداوم به‌وسیله کرم‌های خاکی بلعیده شده و به‌عنوان ورمی‌کمپوست خارج می‌شوند (Ghatnekar *et al.*, 2010; Sinha *et al.*, 2010; Sinha *et al.*, 2007).



شکل ۴-اثر متقابل نوع سامانه و زمان ماند بر TDS. سیستم ۱: فاضلاب تصفیه نشده، سیستم ۲: فاضلاب پیوسته، سیستم ۳: فاضلاب ناپیوسته ۶ ساعته، سیستم ۴: فاضلاب ناپیوسته ۱۲ ساعته.



شکل ۵- اثر متقابل نوع سامانه و زمان ماند بر TSS. سیستم ۱: فاضلاب تصفیه نشده، سیستم ۲: فاضلاب پیوسته، سیستم ۳: فاضلاب ناپیوسته ۶ ساعته، سیستم ۴: فاضلاب ناپیوسته ۱۲ ساعته.

اکسیژن مورد نیاز زیستی (BOD) و اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (COD)

نتایج مقایسه میانگین‌ها (جدول ۶ و شکل ۶) نشان داد که تفاوت معناداری در تغییرات COD در سامانه شماره ۱ (فاضلاب تصفیه نشده) از هفته‌های اول تا سوم وجود داشت. COD فاضلاب تصفیه نشده، پس از عبور از سامانه شماره دو (فاضلاب پیوسته) به‌طور معناداری کاهش یافت. در این سامانه کمترین مقدار COD در هفته هفتم (۵۸/۸ میلی‌گرم بر لیتر) ثبت شد. در سامانه شماره ۲ (فاضلاب پیوسته) تفاوت معناداری با سامانه شماره ۳ (سامانه فاضلاب ناپیوسته ۱۲ ساعته) به‌جز در هفته اول مشاهده شد. همچنین، تفاوت معناداری در سامانه شماره ۲

(فاضلاب پیوسته) با سامانه شماره ۴ (فاضلاب ناپیوسته ۱۲ ساعته) به‌جز در هفته‌های ۷ و ۸ مشاهده شد. نتایج مقایسه میانگین‌ها برای سامانه شماره ۳ (فاضلاب ناپیوسته ۶ ساعته) تفاوت معناداری در زمان‌های ۱ تا ۸ نشان داد. همچنین، این سامانه تفاوت معناداری با سامانه شماره ۲ (فاضلاب پیوسته) و ۴ (فاضلاب ناپیوسته ۱۲ ساعته) داشت. کمترین مقدار در این سامانه در هفته هشتم (۱۵۶/۸ میلی‌گرم بر لیتر) ثبت شد. تغییرات COD برای سامانه شماره ۴ (فاضلاب ناپیوسته ۱۲ ساعته) نیز تفاوت معناداری را نشان داد. در این سامانه کمترین مقدار در هفته هفتم ثبت شد که تفاوت معناداری با سامانه شماره ۲ (فاضلاب پیوسته) نداشت. به‌طور کلی، از نظر تغییرات COD سامانه شماره ۲ (فاضلاب پیوسته) و شماره ۴ (فاضلاب ناپیوسته ۱۲ ساعته) بهترین عملکرد را در کاهش COD از خود نشان دادند.

نتایج مقایسه میانگین‌ها برای تغییرات BOD نشان داد که BOD فاضلاب تصفیه نشده در طول زمان به‌جز در هفته‌های پنجم و هفتم تفاوت معناداری مشاهده شد (جدول ۶ و شکل ۷). BOD فاضلاب خام پس از عبور از سامانه پیوسته (شماره ۲) به‌طور معناداری کاهش یافت. همچنین، تغییرات BOD در این سامانه تفاوت معناداری به‌جز در هفته اول با سامانه ناپیوسته ۶ ساعته (سامانه ۳) داشت. به‌طور کلی، بیشترین مقدار BOD در سامانه پیوسته ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر که مربوط به هفته اول و کمترین مقدار ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر برای هفته هشتم گزارش شد. در سامانه شماره ۳ (سامانه ناپیوسته ۶ ساعته) با گذشت زمان از هفته دوم تا هشتم تفاوت معناداری داشت که کمترین مقدار در این سامانه در هفته هشتم (۳۰/۳۳ میلی‌گرم بر لیتر) مشاهده شد. همچنین، نتایج نشان داد که در سامانه شماره ۴ (فاضلاب ناپیوسته ۱۲ ساعته) نیز تفاوت معناداری با گذشت زمان از هفته اول تا هشتم در تغییرات BOD وجود داشت که بیشترین و کمترین مقدار به‌ترتیب ۲۰۰ و ۸/۳۳ میلی‌گرم بر لیتر در هفته اول و هشتم بود. همچنین، داده‌ها نشان داد که در این سامانه در هفته‌های اول، چهارم و ششم با سامانه پیوسته تفاوت معناداری وجود نداشت.

نتایج یک بررسی نشان داد که میانگین COD حذف شده از فاضلاب به‌وسیله کرم‌های خاکی بیش از ۴۵ درصد بود در حالی که سامانه بدون کرم‌های خاکی کمی بیش از ۱۸ درصد بود (Chaudhuri & Dey, 2000). نتایج تحقیقات انجام شده با موضوع عملکرد تصفیه ورمی‌فیلتر در مقیاس کوچک برای فاضلاب خانگی و ارتباط آن با رشد، تولید مثل و فعالیت آنزیمی کرم خاکی نشان داد که متوسط راندمان حذف COD از راکتور ورمی‌فیلتر برای فاضلاب خام ۸۷ درصد بود در حالی که در راکتور بدون ورمی‌فیلتر (NVF) کاهش ۵۴ درصدی نشان داد. همچنین، پژوهشگران قبلی کاهش قابل‌توجهی در COD در طول فرایندهای بدون ورمی‌فیلتر و ورمی‌فیلتر گزارش کردند (Xing *et al.*, 2010). بررسی‌ها نشان دادند که راندمان حذف سامانه ورمی‌فیلتر برای COD فاضلاب خانگی ۹۰٪ است. ارتباط میکروبی با کرم‌ها در سامانه ورمی‌فیلتر می‌تواند برای حذف بار آلی فاضلاب مهم باشد (Wang *et al.*, 2010a,b). همچنین،وجود کرم خاکی باعث افزایش کلونیزاسیون میکروبی در بستر کرم شد و شواهد به دست آمده از تحقیقات اخیر این فرضیه را تایید کرد (Aira *et al.*, 2007; Zhao *et al.*, 2010).

نتایج مطالعه انجام شده بر روی تصفیه فاضلاب شهری با استفاده از سامانه ورمی‌بیوفیلتراسیون[1] نشان داد که کرم‌های خاکی در ورمی‌فیلتر به‌طور قابل‌توجهی BOD_5 را حدود ۶۰ درصد از فاضلاب خام (DW) حذف کردند در حالی که بستر بدون ورمی‌فیلتر (NVF) کاهش ۱۰ درصدی را نشان داد. این می‌تواند به‌دلیل فعالیت همزیستی کرم‌های خاکی و میکروب‌های هوازی باشد که تجزیه مواد آلی را تسریع و تقویت می کنند (Tomar & Suthar, 2011). حذف BOD در ورمی‌فیلتر (VF) به فعالیت کرم‌های خاکی و ریزجانداران مرتبط با آن‌ها نسبت داده می‌شود که با ترشح آنزیم‌های خارج‌سلولی نظیر پروتئازها، آمیلازها و سلولازها، ترکیبات آلی فاضلاب را به

[1]-Vermibiofiltration

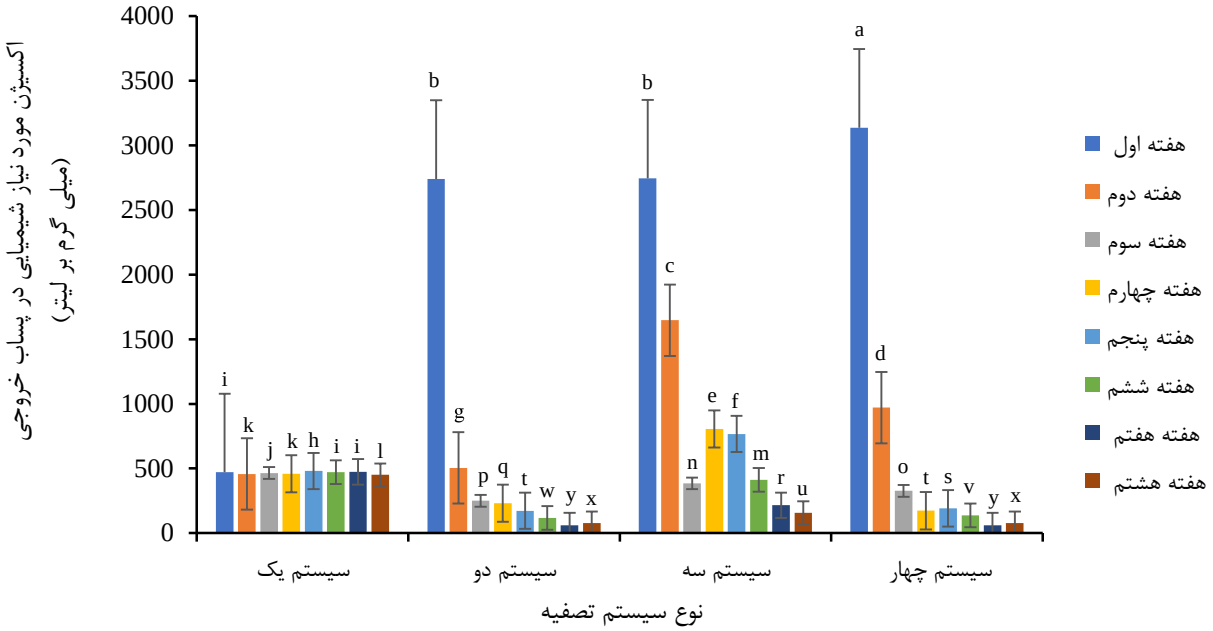
مواد ساده‌تر تجزیه کرده و قابلیت حذف زیستی آن‌ها را افزایش می‌دهند (Kumar *et al.*, 2014). نتایج مطالعه انجام شده روی ورمی‌فیلتراسیون فاضلاب در استفاده از کرم خاکی *Eisenia fetida* نشان داد که کرم‌های خاکی در ورمی‌فیلتر بارهای BOD_5 را حدود ۹۸ درصد حذف کردند در حالی که بستر فیلتر زیستی حذف ۷۵ درصدی داشت. کرم‌های خاکی به‌طور قابل‌توجهی مواد آلی فاضلاب را با فعالیت آنزیمی تجزیه می‌کنند و سبب واکنش‌های بیوشیمیایی سریع‌تر می‌شوند و از این رو باعث کاهش BOD در ورمی‌فیلتر می‌شوند.

بر اساس استانداردهای موجود مقادیر BOD باقی مانده پس از ورمی‌فیلتراسیون در آب فاضلاب برای استفاده از فاضلاب تصفیه شده برای اهداف آبیاری قابل‌قبول بود و در محدوده BOD ۱۰-۲۰ میلی‌گرم بر لیتر بود (Azuar *et al.*, 2012; Malek *et al.*, 2012, Manyuchi *et al.*, 2012). همچنین، تحقیقات پیشین نشان داد که کرم خاکی با جرم بزرگ‌تر از ۰/۳ گرم نقش مثبت بیشتری در تصفیه فاضلاب در ورمی‌فیلتر، در مقایسه با کرم کوچک‌تر داشت. در پژوهشی با انجام آزمایش ستونی در مقیاس آزمایشگاهی، افزایش ورمی‌فیلتر به‌وسیله فیلتر سرباره-زغال سنگ مبدل انجام و مشاهده شد که میانگین میزان حذف TCOD، BOD، به‌ترتیب ۷۸ درصد و ۹۸/۴ درصد در نرخ بارگیری هیدرولیکی بود (Wang *et al.*, 2010b).

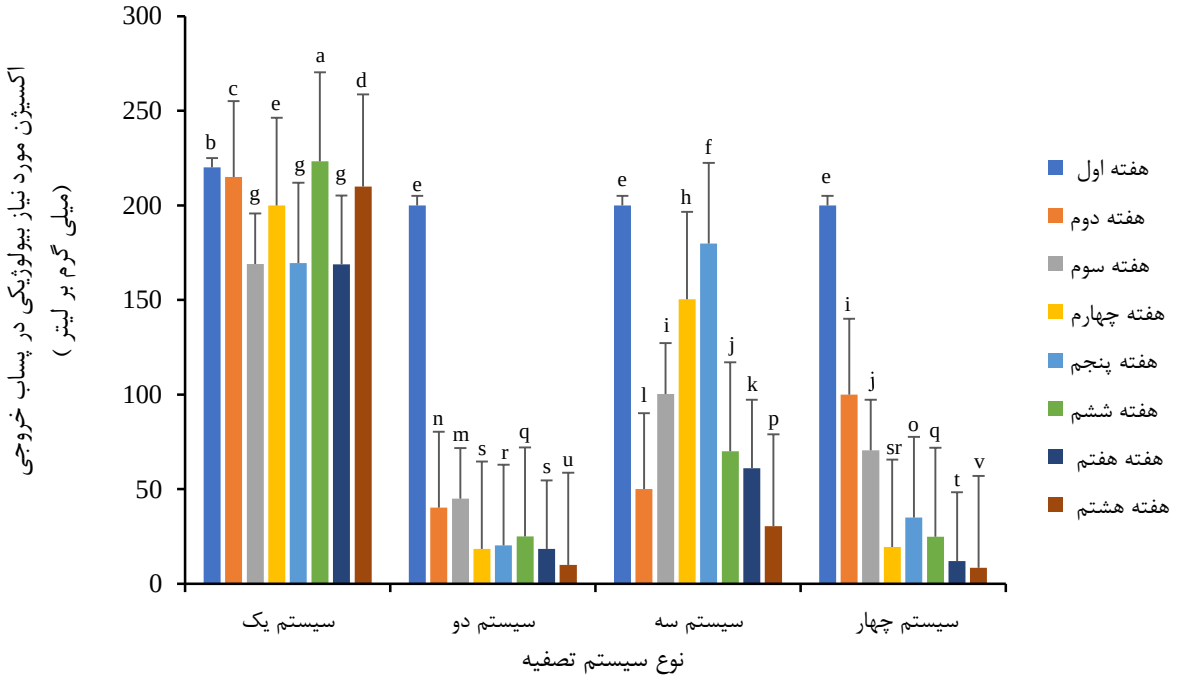
نکته مهم این است که ورمی‌فیلتراسیون حتی با وجود نوسانات بار آلی در ورودی، به لطف بهینه‌سازی شاخص‌هایی مانند نرخ بارگذاری هیدرولیکی، قدرت آلی زیست‌تخریب‌پذیر، تراکم کرم خاکی و عمق لایه فعال، اثربخشی خود را حفظ می‌کند. Gutiérrez *et al.* (2023) گزارش کردند که استفاده از ورمی‌فیلتر در مقیاس کامل برای تصفیه فاضلاب موجب کاهش COD (۷۷ درصد)، BOD (۸۴ درصد)، نیتروژن کل (۵۳ درصد) و فسفر کل (۳۶ درصد) شد. همان‌گونه که در جدول ۶ نشان داده شده است، نسبت BOD/COD با استفاده از مقادیر اندازه‌گیری‌شده BOD_5 و COD محاسبه گردید. این نسبت شاخصی از قابلیت زیست‌تخریب‌پذیری فاضلاب می‌باشد. افزایش مقدار نسبت BOD/COD در نمونه‌های تیمارشده نشان‌دهنده بهبود قابلیت زیست‌تخریب‌پذیری فاضلاب و عملکرد مناسب فرایند تصفیه زیستی است.

جدول۶- برآورد نسبت BOD به COD در فاضلاب خام و سامانه‌های تصفیه.

نمونه	BOD_5 (mg/L)	COD (mg/L)	BOD_5/COD
فاضلاب خام	۱۹۶/۹۵	۴۶۵/۶۵	۰/۴۲
سامانه تصفیه پیوسته	۴۷/۱۴	۵۱۹/۰۵	۰/۰۹
سامانه تصفیه ناپیوسته با ماند ۶ ساعته	۱۰۵/۱۴	۸۹۱/۵۲	۰/۱۱
سامانه تصفیه ناپیوسته با ماند ۱۲ ساعته	۵۸/۷۵	۶۳۴/۰۳	۰/۰۹



شکل ۶- اثر متقابل نوع سامانه و زمان ماند بر COD. سیستم ۱: فاضلاب تصفیه نشده، سیستم ۲: فاضلاب پیوسته، سیستم ۳: فاضلاب ناپیوسته ۶ ساعته، سیستم ۴: فاضلاب ناپیوسته ۱۲ ساعته.



شکل ۷- اثر متقابل نوع سامانه و زمان ماند بر BOD. سیستم ۱: فاضلاب تصفیه نشده، سیستم ۲: فاضلاب پیوسته، سیستم ۳: فاضلاب ناپیوسته ۶ ساعته، سیستم ۴: فاضلاب ناپیوسته ۱۲ ساعته.

فراوانی کل باکتری‌ها (MPN) و کلیفرم کل (CFU)

به‌طور کلی، نتایج مقایسه میانگین‌ها نشان داد که فروانی باکتری‌های کلیفرم کل در فاضلاب تصفیه نشده (سامانه ۱) در طول دوره ۲ ماهه پژوهش، تفاوت معناداری نداشت (شکل ۷). نتایج مقایسه میانگین‌ها برای سامانه سه (فاضلاب ناپیوسته ۶ ساعته) نشان داد که فروانی باکتری‌های کلیفرم از هفته دوم تا هشتم کاهش یافت با این حال

تفاوت معناداری بین هفته سوم تا هفتم نسبت به شاهد مشاهده نشد. همچنین، مشاهده شد که سامانه سه در هفته اول و دوم تفاوت معناداری با سامانه ۴ داشت اما با هفته اول سامانه ۲ تفاوت معناداری مشاهده نشد. همینطور این سامانه در هفته دوم بیشترین مقدار لگاریتم جمعیت باکتری‌های کلی‌فرم (۶/۴۰) را داشت که تفاوت معناداری با سامانه‌های ۱ و ۲ و ۴ داشت. نتایج مقایسه میانگین‌ها برای سامانه فاضلاب ناپیوسته ۱۲ ساعته نشان داد که از هفته چهارم فراوانی کلیفرم‌های کل به‌طور معناداری نسبت به شاهد کاهش یافت در حالی‌که در هفته‌های اول تا سوم تفاوت معناداری مشاهده نشد. همچنین، این سامانه تفاوت معناداری در هفته دوم وسوم با هفته اول سامانه پیوسته نداشت. همچنین، کمترین تعداد کلیفرم کل در این سامانه در هفته هفتم (۴/۶۶ CFU/g) ثبت شد. در نهایت می‌توان گفت عملکرد سامانه‌های ۲ و ۴ باعث کم شدن فروانی کلیفرم‌های کل شد اما این کاهش در سامانه پیوسته (سامانه ۲) بیشتر از سامانه ناپیوسته ۱۲ ساعته (سامانه۴) بود.

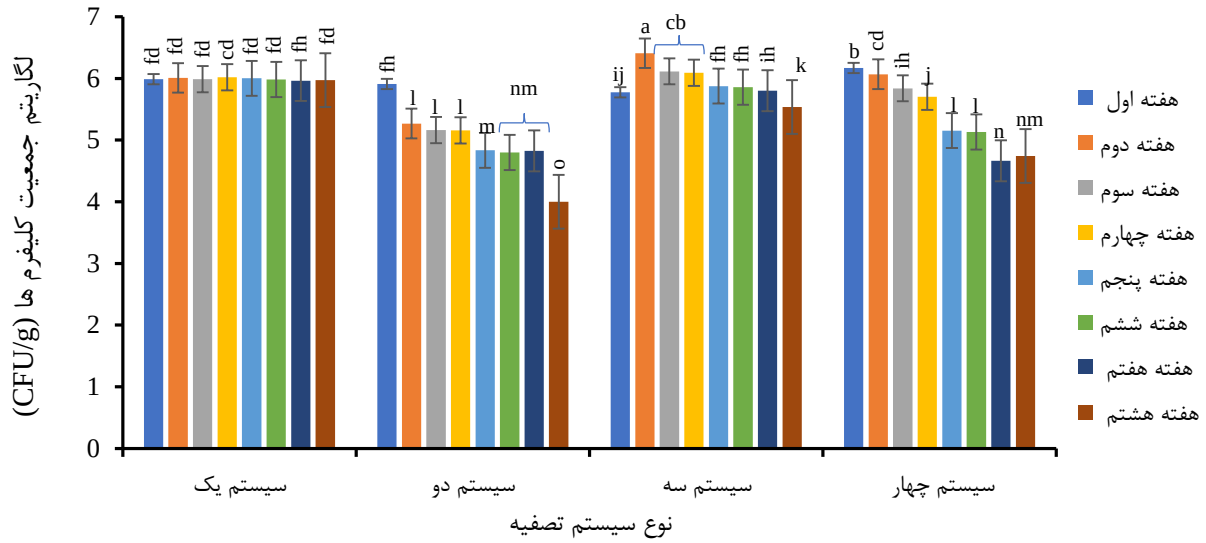
با توجه به نتایج مقایسه میانگین‌ها فراوانی کل باکتری‌ها (شکل ۹) در فاضلاب تصفیه نشده در هفته دوم، سوم، هفتم و هشتم تفاوت معناداری مشاهده نشد. نتایج نشان داد که فاضلاب تصفیه نشده پس از عبور از سامانه تصفیه پیوسته (سامانه ۲)، به‌جز در هفته اول تفاوت معناداری با شاهد داشت. همچنین، کمترین مقدار در این سامانه ۵/۳۸ MPN/g مربوط به هفته هشتم ثبت شد. به‌علاوه، نتایج مقایسه میانگین‌ها برای سامانه پیوسته نشان داد که هفته اول، سوم، ششم و هشتم تفاوت معناداری با سامانه ۴ (ناپیوسته ۱۲ ساعته) داشت. نتایج سامانه ناپیوسته ۶ ساعته نشان داد که فراوانی کل باکتری‌های به‌طور معناداری نسبت به شاهد کاهش یافت. در این سامانه در هفته دوم، سوم، چهارم و پنجم تفاوت معناداری با سامانه ۴ (ناپیوسته ۱۲ ساعته) وجود داشت. همچنین، در هفته پنجم و هفتم تفاوت معناداری با سامانه پیوسته در این سامانه مشاهده شد. فراوانی کل باکتری‌ها در فاضلاب تصفیه نشده پس از عبور از سامانه ۴ (ناپیوسته ۱۲ ساعته) به‌طور معناداری نسبت به شاهد (فاضلاب تصفیه نشده) کاهش یافت. کمترین میزان فراوانی کل باکتری‌ها در این سامانه در هفته هشتم ۵/۵۰ MPN/g بود.

پژوهش انجام شده به‌وسیله Aguilera (2003) نشان داد که استفاده از سامانه ورمی‌فیلتر کلیفرم‌های کل را نسبت به سامانه کنترل به‌طور قابل‌توجهی کاهش داد. همچنین، نتایج این تحقیق نشان داد که آب ورمی‌فیلتر شده مطابق با استانداردهای EMA[1] برای آبیاری و مصارف آب غیرشرب است (Aguilera., 2003). بر اساس تحقیقات پیشین، تعداد باکتری‌ها و کلی‌فرم‌ها به‌دلیل فعالیت کرم‌های خاکی و میکروب‌ها در ورمی‌فیلتر کاهش می‌یابد (Arora & Kazmi, 2015). تحقیقات انجام شده نشان می‌دهد که حذف پاتوژن‌ها، کلیفرم‌های مدفوعی[2] (*Escherichia coli*)، گونه‌های سالمونلا، ویروس‌های روده‌ای و تخمک‌های کرمی از فاضلاب و لجن زمانی که به‌وسیله *Eisenia fetida* تیمار می‌شوند، بسیار سریع‌تر می‌باشد. از همه بیشتر، کلیفرم‌ها و سالمونلا تا حد زیادی کاهش می‌یابد (Bajsa *et al.*, 2004).

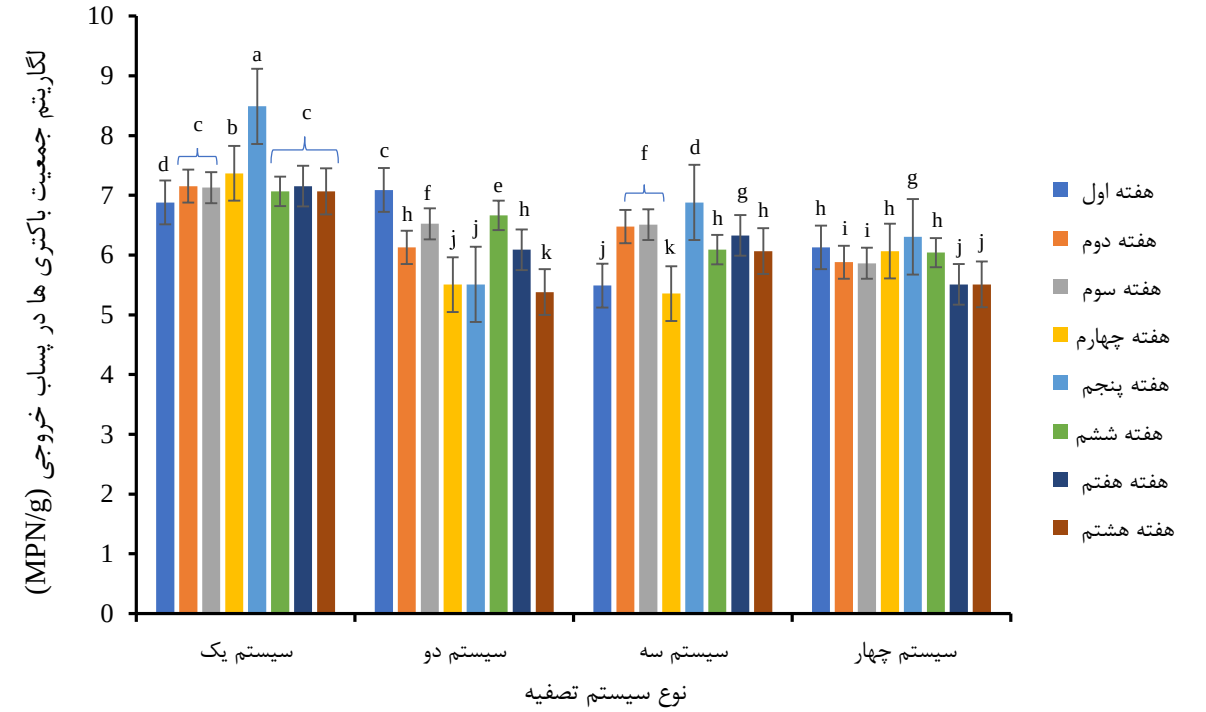
مطالعات انجام شده بر روی تأثیر کرم‌های خاکی بر عملکرد و جوامع میکروبی فرایند تصفیه لجن اضافی در ورمی‌فیلتر نشان می‌دهد که کرم‌های خاکی تأثیر قابل‌توجهی در کنترل زیست‌توده میکروبی و بهبود فعالیت میکروبی داشتند (Liu *et al.*, 2012). همچنین، Arora et al. (2014) حذف قابل‌توجه کلیفرم‌های مدفوعی (FC) و *Escherichia coli* را در طی تصفیه فاضلاب خانگی، با میانگین مقدار حذف log به‌ترتیب ۲/۲۰ و ۱/۶۸ گزارش کردند. جمعیت کل باکتری‌های هتروتروف، قارچ‌های کل و اکتینومیست‌ها نیز به‌ترتیب به میزان ۳/۱۴، ۱/۲۹ و ۲/۱۳ واحد لگاریتم به میزان قابل‌توجهی کاهش یافت. حضور کرم‌های خاکی در ورمی‌فیلتر می‌تواند به‌طور مؤثری کلیفرم‌های کل و مدفوعی، استرپتوکوک‌های مدفوعی و سایر عوامل بیماری‌زا را حذف کند. علاوه‌بر این، فعالیت حفاری کرم‌های خاکی شرایط هوادهی در ورمی‌فیلتر را بهبود بخشید که سبب غلبه ریزجانداران هوازی شد و تنوع

[1]-European Medicines Agency
[2]-Fecal coliforms

در جامعه میکروبی ایجاد کرد. همچنین، نتایج این بررسی نشان داد که میکروب‌هایی که کرم‌های خاکی از خود به جای می‌گذارند، برای ورمی‌فیلتر مفید هستند زیرا با عامل‌های بیماری‌زا برای مواد غذایی محدود رقابت می‌کنند. دلیل احتمالی حذف پاتوژن به این واقعیت نسبت داده می‌شود که این عوامل بیماری‌زا در معرض ترشحات مختلف سمی و آنتی‌بیوتیکی از کرم‌های خاکی و میکروفلورای مرتبط با آن قرار می‌گیرند (Arora *et al.*, 2014a).



شکل ۸- اثر متقابل نوع سامانه و زمان ماند بر فراوانی کلیفرم‌های کل. سیستم ۱: فاضلاب تصفیه نشده، سیستم ۲: فاضلاب پیوسته، سیستم ۳: فاضلاب ناپیوسته ۶ ساعته، سیستم ۴: فاضلاب ناپیوسته ۱۲ ساعته.



شکل ۹- اثر متقابل نوع سامانه و زمان ماند بر فراوانی کل باکتری‌ها. سیستم ۱: فاضلاب تصفیه نشده، سیستم ۲: فاضلاب پیوسته، سیستم ۳: فاضلاب ناپیوسته ۶ ساعته، سیستم ۴: فاضلاب ناپیوسته ۱۲ ساعته.

مقایسه کیفیت پسآب خروجی با استانداردهای فاضلاب‌های تصفیه شده مورد استفاده در آبیاری

مقایسه حدود مجاز شاخص‌های بررسی شده در این آزمایش با استانداردها در جدول ۷ آمده است. با توجه به استانداردهای ارائه شده در جداول بالا و نتایج به‌دست آمده در انتهای دوره آزمایش از آنالیز پسآب تصفیه شده در این پژوهش مشخص شد که میزان pH در پسآب خروجی از هر سه سامانه تصفیه در محدوده مجاز (۶-۸/۵) قرار داشت. EC پسآب خروجی از سامانه‌ها در هر سه سامانه بالاتر از محدوده مجاز (۰/۷ دسی زیمنس بر متر) بود، که علت آن را می‌توان به بالا بودن EC ورمی‌کمپوست بستر تصفیه نسبت داد. میزان BOD_5 پسآب خروجی در هر سه سامانه، در محدوده مجاز استانداردهای آژانس حفاظت محیطزیست آمریکا (EPA) و سازمان حفاظت محیطزیست ایران (DOE) قرار گرفت. میزان COD پسآب خروجی در هر سه سامانه در محدوده مجاز سازمان حفاظت محیطزیست ایران (DOE) قرار گرفت. در حالیکه سامانه ۳ (سامانه تصفیه ناپیوسته ۶ ساعته) بالاتر از استاندارد EPA بود. میزان TDS پسآب خروجی در انتهای دوره آزمایش بالاتر از محدوده استاندارد قرار داشت، در حالی‌که میزان TSS برای هر سه سامانه تصفیه کمتر از حد مجاز بود. میزان کلیفرم کل در پسآب خروجی در سامانه ۲ (سامانه تصفیه پیوسته) در انتهای آزمایش در حد مجاز بود، در حالی‌که در سامانه ۳ و ۴ (ناپیوسته ۶ و ۱۲ ساعته) بالاتر از حد مجاز استانداردها بود.

جدول ۷- حد مجاز شاخص‌های بررسی شده در این پژوهش «سامانه ۲: سامانه تصفیه پیوسته، سامانه ۳: سامانه تصفیه ناپیوسته ۶ ساعته، سامانه۴: سامانه تصفیه ناپیوسته ۱۲ ساعته» (Bahrami *et al.*, 2020; Arab Ameri *et al.*, 2024).

شاخص	مقادیر به‌دست آمده در انتهای دوره آزمایش		WHO	EPA	DOE
pH	سامانه ۲	۷/۴۴	۶-۸/۵	۶/۵-۸/۴	۶-۸/۵
	سامانه ۳	۷/۵۹			
	سامانه ۴	۷/۷۰			
EC	سامانه ۲	۱/۶۸	۰/۷	۰/۷	-
	سامانه ۳	۱/۸۰			
	سامانه ۴	۱/۶۳			
BOD_5	سامانه ۲	۱۰	-	۳۰(mg/L)	۱۰۰(mg/L)
	سامانه ۳	۳۰/۳۳			
	سامانه ۴	۸/۳۳			
COD	سامانه ۲	۷۸/۴۶	-	۱۲۰(mg/L)	۲۰۰(mg/L)
	سامانه ۳	۱۵۶/۸			
	سامانه ۴	۷۸/۴			
TSS	سامانه ۲	۰/۰۰۲	-	۵(mg/L)	۱۰۰ (mg/L)
	سامانه ۳	۰/۰۱			
	سامانه ۴	۰/۰۰۴			
کلیفرم کل	سامانه ۲	۱۰۰۰	۱۰۰۰ در ۱۰۰ میلی‌لیتر	۲۰۰ در ۱۰۰ میلی‌لیتر	۴۰۰ در ۱۰۰ میلی‌لیتر
	سامانه ۳	۳۴۳۳۳/۳			
	سامانه ۴	۵۶۶۶/۶			

نتیجه گیری کلی

با توجه به بحران آب در کشور و لزوم استفاده از آب‌های نامتعارف، این پژوهش با هدف استفاده از ورمی‌فیلتر در تصفیه فاضلاب و بهبود ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی پساب خروجی انجام شد. نتایج نشان داد که بهترین تیمار در کاهش جمعیت کل باکتری‌ها و کلیفرم‌ها، کاهش TSS، کاهش TDS، کاهش pH، کاهش BOD و COD پساب خروجی سامانه تصفیه ۲ (فاضلاب پیوسته) بود. نتایج به‌دست آمده در این پژوهش نشان داد که مقادیر شاخص‌های اندازه‌گیری شده (pH، TSS، BOD، COD) در پساب خروجی در هر سه سامانه و میزان کلیفرم کل در سامانه پیوسته، در محدوده مجاز استانداردهای تعریف شده سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران (DEO)، سازمان بهداشت جهانی (WHO) و آژانس حفاظت محیط‌زیست ایالات متحده آمریکا (EPA) قرار داشت در حالی‌که مقادیر EC، در محدوده مجاز استانداردهای ارائه شده قرار نداشت که علت آن را می‌توان به بالا بودن EC بستر ورمی‌کمپوست نسبت داد. بنابراین، سامانه‌های تصفیه با استفاده از ورمی‌فیلترها می‌توانند به‌عنوان فناوری مقرون به صرفه، کارآمد، ساده و سازگار با محیط‌زیست برای تصفیه فاضلاب به رفع مشکل زیست‌محیطی ناشی از فاضلاب و افزایش راندمان مصرف آب در برخی از حوضه‌ها کمک کنند.

منابع مورد استفاده

References

Aira, M., Monroy, F., & Domínguez, J. (2007). Earthworms strongly modify microbial biomass and activity triggering enzymatic activities during vermicomposting independently of the application rates of pig slurry. *Science of the Total Environment*, *385*(1–3). https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.06.031

Alikhani, H.A., Dadi, A.A., Rashtbari, M. and Rajabpour, B. (2018). *Applied methods of soil biology laboratory*. University of Tehran Press, Tehran, Iran. (In Persian).

APHA, AWWA, WEF. (2016). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Method 5210 D: Biochemical oxygen demand (BOD). Washington, DC, USA.

Arab, A.N., Godini, H., Zarrabi, M., & Darvishmotevalli, M. (2025). A study on the performance of the wastewater treatment plant in Charmshahr industrial estate and the potential of reuse for effluent and disposal sludge. Ijhe, 17(4), 757-774. (In Persian).

Arora, S., & Kazmi, A.A. (2015). The effect of seasonal temperature on pathogen removal efficacy of vermifilter for wastewater treatment. *Water Research*, *74*. https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.001

Arora, S., & Saraswat, S. (2021). Vermifiltration as a natural, sustainable and green technology for environmental remediation: A new paradigm for wastewater treatment process. *Current Research in Green and Sustainable Chemistry*, 4, 100061. https://doi.org/10.1016/j.crgsc.2021.100061

Arora, S., Rajpal, A., Bhargava, R., Pruthi, V., Bhatia, A., & Kazmi, A. A. (2014a). Antibacterial and enzymatic activity of microbial community during wastewater treatment by pilot scale vermifiltration system. *Bioresource Technology*, *166*, 132-141. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.05.041

Aziz, A., Basheer, F., Sengar, A., Khan, S. U., & Farooqi, I. H. (2019). Biological wastewater treatment (anaerobic-aerobic) technologies for safe discharge of treated slaughterhouse and meat processing wastewater. *Science of the total environment*, *686*, 681-708. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.295

Azuar, S. A., & Ibrahim, M. H. (2012). Comparison of sand and oil palm fibre vermibeds in filtration of palm oil mill effluent (POME). Pp. 1414-1419. In: *UMT 11th international annual symposium on sustainability science and management*, 09th-11th July, Malaysia.

Bahrami, M., Amiri, M.J. and Badkubi, M. (2020). Application of horizontal series filtration in greywater treatment: a semi-industrial study. *Australasian Journal of Water Resources*. 24(2), 236-247. https://doi.org/10.1080/13241583.2020.1824610

Banerjee, S., Madhogaria, B., Saha, O., kundu, A., & Dhak, P. (2024). Vermifiltration: An opportunity to improve wastewater treatment- sustainable and natural approach. *Discover Water*, *4*(1), 47. https://doi.org/10.1007/s43832-024-00101-0

Bajsa, O., Nair, J., Mathew, K., & Ho, G. E. (2004). Vermiculture as a tool for domestic wastewater management. *Water Science and Technology*, 48, 11–12. https://doi.org/10.2166/wst.2004.0821

Cai, F., Lei, L., & Li, Y. (2019). Different bioreactors for treating secondary effluent from recycled paper mill. *Science of the Total Environment*, 667, 49-56. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.377

Chandran, P., Suresh, S., Balasubramain, B., Gangwar, J., Raj, A. S., Aarathy, U. L., Meyyazhagan, A., Pappuswamy, M. & Sebastian, J. K. (2023). Biological treatment solutions using bioreactors for environmental contaminants from industrial waste water. *Journal of Umm Al-Qura University for Applied Sciences*, 11, 185–207. https://doi.org/10.1007/s43994-023-00071-4

Chaudhuri, P., & Dey, S. (2000). Chemical changes during vermicomposting (*Perionyx excavatus*) of kitchen wastes Neurosecretory system and its role in regeneration and reproduction in epigeic, endogeic and anecic species of earthworms of Tripura View project Earthworms in tea plantations of Tripura. *India View project*. https://www.researchgate.net/publication/279544013

Đurđević, D., Trstenjak, M., & Hulenić, I. (2020). Sewage sludge thermal treatment technology selection by utilizing the analytical hierarchy process. *Water*, *12*(5), 1255. https://doi.org/10.3390/w12051255

Ghatnekar, S.D., Kavian, M.F., Sharma, S., Ghatnekar, S.S., Ghatnekar, G.S., & Ghatnekar, A.V. (2010). Application of vermi-filter-based effluent treatment plant (pilot scale) for biomanagement of liquid effluents from the gelatine industry. *Dynamic Soil, Dynamic Plant*, *4*(Special Issue 1).

Golbabaei Kootenaei, F., Mehrdadi, N., Taghizade Firozjaee, T., Fahimi Bandpey, A. & Valehi Reikande, H. (2022). Investigating the appropriate method of sludge dewatering technology in wastewater treatment plants using analytical hierarchy process (Case study: Wastewater Treatment Plant in the South of Tehran). *Journal of Water and Sustainable Development*, *9*(3), 117-126. (In Persian). https://doi.org/10.22067/jwsd.v9i3.2205.1146

Gutiérrez, V., Monsalves, N., Gómez, G., Vidal, G. (2023). Performance of a full-scale vermifilter for sewage treatment in removing organic matter, nutrients, and antibiotic-resistant bacteria. *Sustainability*, 15, 6842. https://doi.org/10.3390/su15086842

Hossain, M. D., Sarker, P., Rahaman, M. S., Ahmed, F. F., Molla Rahman, S., & Uddin, M.K. (2022). Biological treatment of textile wastewater by total aerobic mixed bacteria and comparison with chemical fenton process. *Pollution*, *8*(4), 1418-1433. https://doi.org/10.22059/poll.2022.340753.1408

Jones, J.B. (2001). *Laboratory guide for conducting soil tests and plant analysis*. CRC Press LLC, Boca Raton, Florida, USA. 363 Pages. https://doi.org/10.1201/9781420025293

Kumar, T., Rajpal, A., Bhargava, R., & Prasad, K. S. H. (2014). Performance evaluation of vermifilter at different hydraulic loading rate using river bed material. *Ecological Engineering*, *62*. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.10.028

Liu, J., Lu, Z., Yang, J., Xing, M., Yu, F., & Guo, M. (2012). Effect of earthworms on the performance and microbial communities of excess sludge treatment process in vermifilter. *Bioresource Technology*, *117*. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.04.096

Malek, T. E. U. A., Ismali, S. A., & Ibrahim, M. H. (2012). Vermifiltration of palm oil effluent (POME). In: *UMT 11th international annual symposium on sustainability science and management*, Terengganu, Malaysia.

Manyuchi, M. M., Mupoperi, N., Mbohwa, C., & Muzenda, E. (2019). Treatment of wastewater using vermifiltration technology. Pp. 215-230. In: *Water conservation, recycling and reuse: Issues and challenges*. Springer Singapore, Singapore.

Mburu, N., Tebitendwa, S.M., van Bruggen, J.J.A., Rousseau, D.P.L., & Lens, P.N.L. (2013). Performance comparison and economics analysis of waste stabilization ponds and horizontal subsurface flow constructed wetlands treating domestic wastewater: A case study of the Juja

sewage treatment works. *Journal of Environmental Management*, 128, 220-225. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.031

Mejía-Marchena R, Maturana-Córdoba A, Gómez-Cerón D, Quintero-Monroy C, Arismendy-Montes L, & Cárdenas-Pérez C. (2023). Industrial wastewater treatment technologies for reuse, recycle, and recovery: Advantages, disadvantages, and gaps. *Environmental Technology Reviews*, 12(1), 205-50. https://doi.org/10.1080/21622515.2023.2198147

Natarajan, N., Kannadasan, N., & Krishnamoorthy, R. (2015). Effect of earthworms on dairy wastewater treatment through vermifiltration. *International Journal of Nano Corrosion Science and Engineering*, 2(5). http://www.ijncse.com

Pasha, M.F.K., Yeasmin, D., Zoldoske, D., Kc, B., & Hernandez, J. (2018). Performance of an earthworm-based biological wastewater-treatment plant for a dairy farm: case study. *Journal of Environmental Engineering*, *144*(1), 04017086. https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001290

Rice, E., Baird, R., Eaton, A., & Clesceri, L. (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Water Works Association, USA.

Saapi, S.S., Andrianisa, H.A., Zorom, M., Mounirou, L.A., Kouassi, H.A.A., & Ahossouhe, M.S. (2024). New developments on vermifiltration as a bio-ecological wastewater treatment technology: Mechanism, application, performance, modelling, optimization, and sustainability. *Heliyon*, 10(4), e25795. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e25795

Singh, R., Bhunia, P., & Dash, R.R. (2017). A mechanistic review on vermifiltration of wastewater: Design, operation and performance. *Journal of Environmental Managemen,* 197, 656-672. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.042

Singh, J., Kaur, A., 2014. Vermicompost as a strong buffer and nutrient adsorbent for reducing transition metals, BOD, COD from industrial effluent. *Ecological Engineering*, 74, 13–19. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.10.028

Singh, R., Bhunia, P., & Dash, R.R. (2018a). COD removal index- A mechanistic tool for predicting organics removal performance of vermifilters. *Science of the Total Environment*, 643, 1652-1659. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.272

Singh, Rajneesh & Bhunia, Puspendu & Dash, Rajesh. (2018b). Understanding intricacies of clogging and its alleviation by introducing earthworms in soil biofilters. *Science of the Total Environment*, 633, 145-156. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.156

Saraswat, S., Devanshi, S., Rajvanshi, J., & Arora, S. (2022). Vermifiltration technology as a sustainable solution for wastewater treatment: Performance evaluation, applicability, and opportunities. Pp. 575-595. In: *Innovations in environmental biotechnology*. Springer Nature, Singapore.

Shariati, S., Alikhani, H. A., & Pourbabaei, A. (2013). Application of vermicompost as a carrier of phosphate solubilizing bacteria (*Pseudomonas fluorescens*) in increase growth parameters of maize. *International Journal of Agronomy and Plant Production*, 4(8), 2010-2017.

Sinha, R. K., Bharambe, G., & Bapat, P. (2007). Removal of high BOD and COD loadings of primary liquid waste products from dairy industry by vermi-filtration technology using earthworms. *Indian Journal of Environmental Protection*, 27(6). 486-501.

Sinha, R. K., Bharambe, G., & Chaudhari, U. (2008). Sewage treatment by vermifiltration with synchronous treatment of sludge by earthworms: A low-cost sustainable technology over conventional systems with potential for decentralization. *Environmentalist*, *28*(4), 409–420. https://doi.org/10.1007/s10669-008-9162-8

Sinha, R. K., Chauhan, K., Valani, D., Chandran, V., Soni, B. K., & Patel, V. (2010). Earthworms: Charles Darwin's 'unheralded soldiers of mankind': Protective & productive for man & environment. *Journal of Environmental Protection*, 1(3), 251-260. https://doi.org/10.4236/jep.2010.13030

Sparks, D.L., Fendorf, S.E., Toner, C.V., & Carski, T.H. (2018). Kinetic methods and measurements. In *Methods of soil analysis, Part 3: Chemical methods*. SSSA Book Series, Madison, WI, USA. https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c43

Taghavi, L., & Golrizkhatami, F. (2022). Investigation of floating treatment wetland technology and its role in textile industry wastewater treatment. *Journal of Water and Wastewater Science and*

Engineering, 7(2), 33-23. (In Persian with Ebglish abstract) https://doi.org/10.22112/jwwse.2021.297363.1282

Tomar, P., & Suthar, S. (2011). Urban wastewater treatment using vermi-biofiltration system. *Desalination*, *282*. https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.09.007

Vaghamshi, N., Reddy, M. N., Shah, K., Duggirala, S. M., & Dudhagara, P. (2025). Aerobic and anaerobic integrated treatment using microbial biofilm to improve the quality of the paper mills effluent: A reactor-based study. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 18, 100704. https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2025.100704

Xing, M., Li, X., & Yang, J. (2010). Treatment performance of small-scale vermifilter for domestic wastewater and its relationship to earthworm growth, reproduction and enzymatic activity. *African Journal of Biotechnology*, 9(1), 7513-7520. https://doi.org/10.5897/ajb10.811

Wang, L., Luo, X., Zhang, Y., Chao, J., Gao, Y., Zhang, J., & Zheng, Z. (2013). Community analysis of ammonia-oxidizing Betaproteobacteria at different seasons in microbial-earthworm ecofilters. *Ecological Engineering*, *51*, 1-9. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.062

Wang, D.B., Zhang, Z.Y., Li, X.M., Zheng, W., Yang, Q., Ding, Y., Zeng, T.J., Cao, J.B., Yue, X., Shen, T., Zeng, G., & Deng, J.H. (2010). A full-scale treatment of freeway toll-gate domestic sewage using ecology filter integrated constructed rapid infiltration. *Ecological Engineering*, 36(6), 827-831. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.03.005

Wang, L., Guo, Z., Che, Y., Yang, F., Chao, J., Gao, Y., & Zhang, Y. (2014). The effect of vermifiltration height and wet: Dry time ratio on nutrient removal performance and biological features, and their influence on nutrient removal efficiencies. *Ecological Engineering*, 71, 165-172. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.018

Wang, S., Yang, J., Lou, S.J., & Yang, J. (2010). Wastewater treatment performance of a vermifilter enhancement by a converter slag-coal cinder filter. *Ecological Engineering*, *36*(4), 489-494. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.11.018

Xing, M., Li, X., & Yang, J. (2010). Treatment performance of small-scale vermifilter for domestic wastewater and its relationship to earthworm growth, reproduction and enzymatic activity. *African Journal of Biotechnology*, *9*(44). https://doi.org/10.5897/ajb10.811

Yadav, M., & Vivekanand, V. (2021). Combined fungal and bacterial pretreatment of wheat and pearl millet straw for biogas production–A study from batch to continuous stirred tank reactors. *Bioresource Technology*, *321*, 124523. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124523

Yang, J., Zhao, C., Xing, M., & Lin, Y. (2013). Enhancement stabilization of heavy metals (Zn, Pb, Cr and Cu) during vermifiltration of liquid-state sludge. *Bioresource Technology*, 146, 649-655 https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.144

Zhao, L., Wang, Y., Yang, J., Xing, M., Li, X., Yi, D., & Deng, D. (2010). Earthworm-microorganism interactions: A strategy to stabilize domestic wastewater sludge. *Water Research*, 44(8), 2572-2582. https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.01.011.