



Total and Fecal Coliform Removal from Municipal Wastewater in Horizontal Subsurface-Flow Constructed Wetlands: Effects of Hydraulic Retention Time and Vegetation Type

Reza Hajisharafi¹ | Ali Afrous^{2,✉} | Ehsan Derikvand³ | Saeb Khoshnavaz³

1. Department of Civil Engineering, Water Resources Engineering and Management, Sho.C., Islamic Azad University, Shoushtar, Iran.
2. Department of Environmental Engineering, NT.C., Islamic Azad University, Tehran, Iran.
3. Department of Water Science Engineering, Water Science and Environmental Research Center, Sho.C., Islamic Azad University, Shoushtar, Iran.

✉Corresponding Author: afrous@iau.ac.ir

Submit Date
26 August 2026

Revise Date
23 September 2026

Accept Date
04 October 2026

Keywords:

Phytoremediation, Phragmites australis, Chrysopogon zizanioides, microbial removal, hot and semi-arid climate.

Extended abstract

Introduction

Water scarcity, increasing pressure on conventional water resources, and climatic constraints have made wastewater reclamation and reuse increasingly important in dry and semi-arid regions. However, safely discharging or reusing treated wastewater requires adequate control of microbial contamination because residual microorganisms may pose health risks depending on the intended end use (UNESCO, 2023; Jahne et al., 2024; Arden et al., 2024). Constructed wetlands have received considerable attention as nature-based treatment systems because they combine physical, chemical, and biological processes with relatively low energy requirements and comparatively simple operation (Dotro et al., 2017; Vymazal, 2022). Microbial removal in constructed wetlands is affected by hydraulic conditions, substrate characteristics, temperature, vegetation, and biofilm development. Hydraulic retention time determines the duration of wastewater contact with the porous medium and attached microbial communities, whereas vegetation may modify the rhizosphere and provide additional surfaces for biofilm development (Kataki et al., 2021; Vymazal, 2022).

Cite this article: Hajisharafi, R., Afrous, A., Derikvand, E., & Khoshnavaz, S. (2027). Total and fecal coliform removal from municipal wastewater in horizontal subsurface-flow constructed wetlands: effects of hydraulic retention time and vegetation type. *Journal of Aquifer and Qanat*, 7 (2), 23- 44. <https://doi.org/10.22077/jaaq.2026.11938.1157>.



Copyright: © 2027 by the authors. Licensed by the Journal of Aquifer and Qanat. This article is an open-access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Nevertheless, evidence concerning the combined influence of HRT and vegetation on microbial indicator removal in horizontal subsurface-flow systems under hot and semi-arid conditions remains comparatively limited (Gholipour, 2025).

Accordingly, this study evaluated an HSSF-CW treating real municipal wastewater in Dezful, Iran. The objectives were to compare an unplanted control with *P. australis*, *C. zizanioides*, and mixed vegetation; examine microbial removal at nominal HRTs of 3, 4, and 5 days; estimate apparent first-order decay coefficients; and assess whether the resulting effluent concentrations complied with relevant microbiological quality requirements.

Materials and Methods

The experiment was conducted outdoors in Dezful County, northern Khuzestan Province, Iran, under natural climatic conditions. The study area has a hot semi-arid climate (BSH), with an annual mean temperature of approximately 24.4 °C, summer maximum temperatures exceeding 50 °C, and annual precipitation of approximately 400 mm (Beck et al., 2018; Fick & Hijmans, 2017). Real municipal wastewater was collected downstream of the grit-removal unit of the Dezful municipal wastewater treatment plant and transferred to a high-density polyethylene equalization tank with an effective volume of approximately 2 m³. The influent flow was maintained at approximately 1.8 m³ d⁻¹.

Four separate, parallel HSSF-CW units were operated: an unplanted control, *P. australis*, *C. zizanioides*, and a mixed plantation of the two species. Each unit had a total length of 7.0 m, an internal width of 0.8 m, and a total depth of 0.6 m, with 6.0 m allocated to the effective treatment zone. The effective porous depth was 0.55 m, and the weighted average porosity was approximately 0.38, giving an effective hydraulic volume of approximately 1 m³ per unit. The substrate consisted of three layers: native sandy loam, fine gravel, and washed coarse gravel. Vegetation was established at a density of 25 plants m⁻², while the mixed treatment maintained the same total density with approximately equal contributions from the two species.

The units were operated sequentially at nominal HRTs of 5, 4, and 3 days. After each HRT adjustment, a 7-day stabilization period was used, followed by five consecutive days of sampling twice daily. In total, 30 influent and 120 effluent samples were collected. TC and FC were determined using the multiple-tube fermentation procedure according to APHA et al. (2023). Removal efficiency was calculated from influent and effluent concentrations. Logarithmic reduction and the apparent first-order decay coefficient were also determined. Because each vegetation treatment was represented by only one experimental unit, the results were interpreted descriptively rather than through inferential statistical testing.

Results and Discussion

Vegetated units consistently produced greater reductions in microbial indicators than the unplanted control. According to the removal efficiencies presented in Table 5, TC removal in the control increased from 22.92% at an HRT of 3 days to 28.62% at 5 days, while FC removal increased from 28.28% to 33.08%. In the *P. australis* treatment, TC removal ranged from 97.04% to 97.25%, whereas the corresponding range for *C. zizanioides* was 98.11–98.15%. The mixed treatment showed the highest observed removal, with TC removal increasing from 98.79% at 3 days to 99.92% at 5 days. FC removal followed a similar pattern, increasing from 98.82% to 99.93% in the mixed treatment.

The effluent concentration data also indicated substantially lower TC and FC concentrations in vegetated units than in the control. The lowest FC concentration was observed in the mixed treatment at an HRT of 5 days, reaching approximately 7.69×10^4 MPN per 100 mL (Figure 3). The apparent first-order decay coefficients ranged from 0.07 to 1.48 d⁻¹ across the investigated treatments and HRTs. The calculated coefficients were substantially higher in vegetated systems than in the unplanted control, while the mixed treatment showed values of approximately 1.44–1.48 d⁻¹.

Despite the high percentage removal, the remaining microbial concentrations were still above the considered regulatory limits. The lowest observed TC concentration was approximately 81 times higher than the cited limit of 1,000 MPN per 100 mL, while the lowest FC concentration was approximately 192 times higher than the cited limit of 400 MPN per 100 mL. Thus, percentage removal alone did not indicate compliance of the final effluent with the considered microbiological requirements.

Conclusion

The results demonstrate that vegetation was associated with greater microbial attenuation in the investigated HSSF-CW system, while the mixed *P. australis*–*C. zizanioides* configuration produced the lowest effluent microbial concentrations under the tested conditions. The observed differences may be related to the development of plant-associated biofilms and changes in the rhizosphere; however, the present experimental design did not include direct measurements of root biomass, rhizospheric oxygen transfer, biofilm characteristics, or microbial community structure. Therefore, these mechanisms should be regarded as

plausible explanations rather than experimentally demonstrated causal relationships (Wang et al., 2022; Gholipour, 2025).

Increasing nominal HRT to 5 days was associated with improved microbial removal in the mixed treatment. Nevertheless, because the HRTs were applied sequentially, the actual hydraulic retention time was not determined using tracer testing, and each vegetation treatment had only one independent experimental unit, the observed patterns should not be interpreted as statistically confirmed independent effects of HRT or vegetation. The calculated decay coefficients should likewise be regarded as apparent coefficients derived from influent and effluent concentrations and nominal HRT rather than direct measurements of a single microbial decay mechanism.

Overall, the HSSF-CW system demonstrated substantial attenuation of TC and FC under the hot and semi-arid conditions of Dezful, particularly in vegetated configurations. However, the remaining effluent concentrations did not satisfy the considered microbiological standards. Consequently, for applications requiring stringent microbial quality, the HSSF-CW should be integrated with an appropriate polishing or disinfection stage rather than relied upon as a sole treatment barrier. Further research using independently replicated units, tracer-based hydraulic characterization, longer monitoring periods, and broader microbial indicators is recommended.



حذف کلی فرم‌های کل و مدفوعی از فاضلاب شهری در تالاب مصنوعی با جریان زیرسطحی افقی: تأثیر زمان ماند هیدرولیکی و پوشش گیاهی

رضا حاجی شرفی^۱ | علی افروس^۲ | احسان دریکوند^۳ | صائب خوش‌نواز^۳

۱. گروه مهندسی عمران - مهندسی و مدیریت منابع آب، واحد شوشتر، دانشگاه آزاد اسلامی، شوشتر، ایران.

۲. گروه مهندسی محیط زیست، واحد تهران شمال، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران.

۳. گروه مهندسی علوم آب، مرکز تحقیقات آب و محیط زیست، واحد شوشتر، دانشگاه آزاد اسلامی، شوشتر، ایران.

✉ نویسنده مسئول: afrous@iau.ac.ir

چکیده

این مطالعه با هدف ارزیابی عملکرد تالاب مصنوعی با جریان زیرسطحی افقی (HSSF-CW) در کاهش بار میکروبی فاضلاب شهری و بررسی کیفیت میکروبی پساب در شرایط اقلیمی گرم و نیمه‌خشک دزفول انجام شد. یک سامانه آزمایشی شامل چهار واحد موازی، شامل واحد شاهد بدون پوشش گیاهی، تک‌کشت نی (*Phragmites australis*)، تک‌کشت وتیور (*Chrysopogon zizanioides*) و کشت ترکیبی نی و وتیور، در سه زمان ماند هیدرولیکی اسمی ۵، ۴ و ۳ روز مورد ارزیابی قرار گرفت. شاخص‌های میکروبی شامل کلی‌فرم کل (TC) و کلی‌فرم مدفوعی (FC) در ورودی و خروجی اندازه‌گیری و عملکرد سامانه بر اساس درصد حذف و ضریب حذف مرتبه اول ظاهری (k) ارزیابی شد. نتایج نشان داد که واحدهای دارای پوشش گیاهی، به‌ویژه کشت ترکیبی، در مقایسه با واحد شاهد کاهش بیشتری در غلظت TC و FC ایجاد کردند. بیشترین راندمان حذف در کشت ترکیبی و زمان ماند ۵ روز مشاهده شد و برای هر دو شاخص به ۹۹/۹ درصد رسید. مقدار k در دامنه ۰/۰۷ تا ۱/۴۸ بر روز قرار داشت. با وجود حذف قابل‌توجه بار میکروبی، غلظت TC و FC در پساب خروجی در هیچ‌یک از شرایط عملیاتی با حدود کیفی مورد استناد انطباق نداشت؛ بنابراین، افزایش زمان ماند و استفاده از پوشش گیاهی، اگرچه موجب بهبود حذف کلی‌فرم‌ها شد، به‌تنهایی برای تضمین کیفیت میکروبی مورد نیاز در کاربردهای مختلف تخلیه یا استفاده مجدد کافی نبود. در نتیجه، در کاربردهایی با الزامات میکروبی سخت‌گیرانه‌تر، استفاده از گندزدایی تکمیلی یا ترکیب HSSF-CW با واحدهای تصفیه‌ای مکمل می‌تواند مورد نیاز باشد.

تاریخ دریافت: ۱۴۰۵/۰۶/۰۴

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۵/۰۷/۰۱

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۵/۰۷/۱۲

کلیدواژه‌ها:

گیاه‌پالایی، *Phragmites*
hrysopogon australis
zizanioides حذف
میکروبی، اقلیم گرم و نیمه‌خشک.

مقدمه

در شرایط اقلیمی خشک و نیمه‌خشک، تشدید تنش‌های هیدرولوژیکی، تغییرات اقلیمی و فشار فزاینده بر منابع متداول آب، بازچرخانی و استفاده مجدد از پساب را به یکی از راهبردهای مهم مدیریت پایدار منابع آب تبدیل کرده است (UNESCO, 2023). با این حال، استفاده مجدد از پساب برای مقاصد همچون آبیاری کشاورزی، مصارف صنعتی، تخلیه به آب‌های سطحی و تغذیه یا نفوذ به منابع آب زیرزمینی، مستلزم کنترل مؤثر آلودگی‌های میکروبی و عوامل بیماری‌زا است؛ زیرا باقی‌ماندن بار میکروبی می‌تواند خطر انتقال عوامل بیماری‌زا و بروز پیامدهای بهداشتی را افزایش دهد (Jahne et al., 2024; Arden et al., 2024). از این‌رو، کاهش بار میکروبی و ارزیابی کیفیت نهایی پساب، صرف‌نظر از مقصد نهایی آن، از مؤلفه‌های مهم مدیریت خطر و استفاده ایمن از منابع آب به شمار می‌رود (Gholipour, 2025).

آلودگی میکروبی در محیط خاک و آب، برخلاف بسیاری از آلاینده‌های شیمیایی، تحت تأثیر هم‌زمان فرایندهای انتقال، جذب سطحی، غیرفعال‌شدن و برهم‌کنش با محیط متخلخل قرار دارد. جابه‌جایی و بقای باکتری‌های شاخص به عواملی همچون ویژگی‌های فیزیکی محیط، زمان ماند، دما، رطوبت، شرایط اکسایش - کاهش و برهم‌کنش با سطوح جامد وابسته است (Foppen & Schijven, 2006). بنابراین، کاهش طبیعی بار میکروبی در خاک و محیط آبی لزوماً به معنای حذف کامل عوامل بیماری‌زا نیست و کیفیت میکروبی پساب پیش از تخلیه یا استفاده مجدد باید به طور مستقل مورد توجه قرار گیرد.

برای کاهش بار میکروبی فاضلاب از روش‌هایی مانند گندزدایی شیمیایی با کلر و ازن، فرایندهای غشایی و سامانه‌های تصفیه طبیعی استفاده می‌شود. اگرچه روش‌های متداول گندزدایی می‌توانند در کاهش سریع میکروارگانیسم‌ها مؤثر باشند، برخی فناوری‌های پیشرفته

به تجهیزات تخصصی، انرژی یا هزینه‌های بهره‌برداری بیشتری نیاز دارند و استفاده از آن‌ها را در مناطق کم‌برخوردار و اقلیم‌های گرم و نیمه‌خشک با محدودیت مواجه می‌کند (Kadlec & Wallace, 2009; Dotro et al., 2017). در این شرایط، تالاب‌های مصنوعی به‌عنوان یکی از فناوری‌های مبتنی بر طبیعت، با بهره‌گیری هم‌زمان از فرایندهای فیزیکی، شیمیایی و زیستی در بستر متخلخل، گزینه‌ای قابل بررسی برای تصفیه فاضلاب و کاهش بار میکروبی محسوب می‌شوند. مصرف انرژی نسبتاً کم، سادگی بهره‌برداری و نیاز محدود به زیرساخت‌های پیچیده از جمله ویژگی‌هایی است که موجب توجه به این سامانه‌ها شده است (Vymazal, 2022; Stefanakis, 2023).

عملکرد تالاب‌های مصنوعی تحت تأثیر پیکربندی سامانه و شرایط بهره‌برداری قرار دارد. زمان ماند هیدرولیکی، با تعیین مدت تماس فاضلاب با بستر و زیست‌لایه، یکی از عوامل مهم مؤثر بر میزان حذف آلاینده‌ها و شاخص‌های میکروبی است. پوشش گیاهی نیز از طریق توسعه سامانه ریشه‌ای، فراهم‌کردن سطوح مناسب برای تشکیل زیست‌لایه و ایجاد تغییرات در شرایط ریزوسفری می‌تواند بر سرنوشت میکروارگانیسم‌ها اثرگذار باشد (Vymazal, 2021; Kataki et al., 2022). از این‌رو، انتخاب گونه گیاهی سازگار با شرایط محیطی و تعیین زمان ماند مناسب می‌تواند در عملکرد پایدار سامانه‌های تالابی اهمیت داشته باشد (Afrous et al., 2011). با این حال، اثر هم‌زمان زمان ماند هیدرولیکی و نوع پوشش گیاهی بر حذف شاخص‌های میکروبی در شرایط اقلیمی گرم و نیمه‌خشک، به‌ویژه در سامانه‌های مقیاس پایلوت، همچنان نیازمند بررسی بیشتر است.

از نظر پیکربندی هیدرولیکی، تالاب‌های مصنوعی با جریان زیرسطحی به دو گروه اصلی جریان عمودی و جریان افقی تقسیم می‌شوند. جریان عمودی معمولاً امکان

و نیمه خشک انجام شد. اهداف اصلی عبارت‌اند از: (۱) مقایسه عملکرد تک کشت نی، تک کشت وتیور و کشت ترکیبی این دو گونه با واحد شاهد فاقد گیاه در کاهش شاخص‌های میکروبی کلی فرم کل و کلی فرم مدفوعی؛ (۲) بررسی الگوی تغییرات عملکرد در زمان‌های ماند اسمی مختلف ۵، ۴ و ۳ روز بر میزان حذف این شاخص‌ها؛ (۳) برآورد ضریب حذف مرتبه اول ظاهری؛ و (۴) ارزیابی کیفیت میکروبی پساب خروجی در ارتباط با الزامات کیفی و مدیریت ایمن پساب برای سناریوهای مختلف استفاده مجدد.

مواد و روش‌ها

پژوهش حاضر در شهرستان دزفول، واقع در شمال استان خوزستان، انجام شد. آزمایش‌ها در فضای باز و تحت شرایط طبیعی منطقه اجرا شدند؛ بنابراین سامانه بدون کنترل مصنوعی دما، تابش خورشیدی و رطوبت، در معرض شرایط واقعی اقلیمی قرار داشت. بر اساس طبقه‌بندی اقلیمی کوپن - گایگر، منطقه دارای اقلیم گرم و نیمه خشک (BSH) است. میانگین دمای سالانه حدود ۲۴/۴ درجه سانتی‌گراد، حداکثر دمای تابستان بیش از ۵۰ درجه سانتی‌گراد و میانگین بارندگی سالانه حدود ۴۰۰ میلی‌متر گزارش شده است (Beck et al., 2018; Fick & Hijmans, 2017; Khuzestan Province Meteorological Department, 2024). اجرای آزمایش در فضای باز امکان ارزیابی عملکرد سامانه را در شرایط اقلیمی واقعی محل مطالعه فراهم کرد؛ با این حال، تعمیم نتایج به سایر مناطق باید با توجه به تفاوت‌های اقلیمی و عملیاتی انجام شود.

سامانه آزمایشی شامل چهار واحد مجزا و موازی بود که هر یک به یکی از شرایط پوشش گیاهی شامل واحد شاهد فاقد پوشش گیاهی، تک کشت نی، تک کشت وتیور و کشت ترکیبی اختصاص یافت. هر چهار واحد به صورت هم‌زمان و در سه مرحله متوالی با زمان ماند هیدرولیکی اسمی ۵، ۴ و ۳ روز بهره‌برداری شدند. طراحی فیزیکی سامانه با هدف

انتقال اکسیژن بیشتری به بستر را فراهم می‌کند، درحالی که در سامانه جریان افقی، فاضلاب در امتداد بستر متخلخل حرکت کرده و تماس مستقیم آن با سطح آزاد آب محدود است (Dotro et al., 2017; Wu et al., 2015). این ویژگی‌ها سبب شده است که سامانه جریان زیرسطحی افقی به عنوان یکی از گزینه‌های قابل بررسی برای تصفیه تکمیلی فاضلاب، به ویژه در شرایطی که سادگی بهره‌برداری و کاهش تماس مستقیم پساب با محیط مورد نظر است، مورد توجه قرار گیرد. با این حال، عملکرد میکروبی این سامانه به شرایط بهره‌برداری، ویژگی‌های بستر، زمان ماند و پوشش گیاهی وابسته است و نمی‌توان صرفاً بر اساس نوع پیکربندی، دستیابی به کیفیت میکروبی مطلوب را تضمین شده دانست.

مطالعات پیشین نشان داده‌اند که تالاب‌های مصنوعی می‌توانند غلظت شاخص‌های میکروبی، از جمله کلی فرم‌ها و باکتری اشریشیا کلی (*Escherichia coli*) را کاهش دهند؛ با این حال، میزان حذف در سامانه‌های مختلف تحت تأثیر شرایط اقلیمی، نوع بستر، پوشش گیاهی و شرایط بهره‌برداری متفاوت است (Vymazal, 2014; Dotro et al., 2017). بخش قابل توجهی از مطالعات موجود در شرایط اقلیمی معتدل، مرطوب یا نیمه گرمسیری انجام شده است و شواهد مربوط به عملکرد سامانه‌های جریان زیرسطحی افقی در اقلیم‌های گرم و نیمه خشک، به ویژه در ارتباط با اثر هم‌زمان زمان ماند و پوشش گیاهی، محدودتر است (Gholipour, 2025). افزون بر این، اتکا به درصد حذف به تنهایی ممکن است برای ارزیابی کیفیت واقعی پساب کافی نباشد؛ از این رو، بررسی غلظت خروجی در کنار میزان حذف و ویژگی‌های سینتیکی می‌تواند تصویر دقیق‌تری از عملکرد میکروبی سامانه ارائه دهد (Vymazal, 2022).

پژوهش حاضر با هدف ارزیابی عملکرد یک سامانه تالاب مصنوعی با جریان زیرسطحی افقی در شرایط اقلیمی گرم

اساس، حجم مؤثر هیدرولیکی هر واحد حدود ۱ مترمکعب محاسبه شد (شکل ۱).

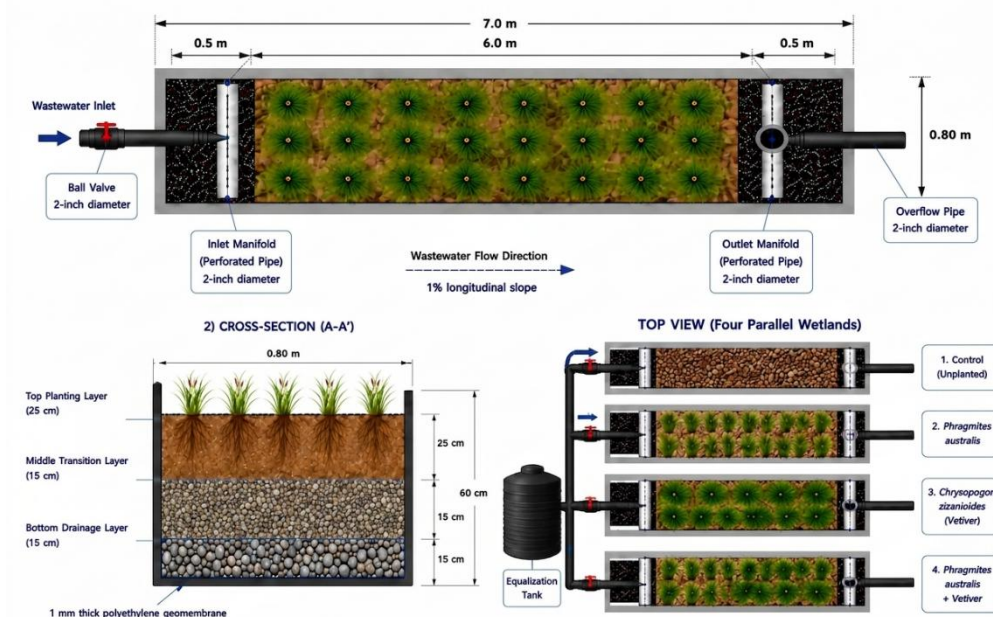
کف و دیواره‌های داخلی واحدها پیش از استقرار بستر با یک لایه ژئوممبران پلی‌اتیلنی به ضخامت ۱ میلی‌متر عایق‌بندی شدند تا از نشت فاضلاب و تبادل ناخواسته آب با محیط اطراف جلوگیری شود. سطح آب در طول بهره‌برداری با استفاده از لوله قائم کنترل تراز آب در حدود ۵ سانتی‌متر پایین‌تر از سطح بستر تنظیم شد. وضعیت سطح بستر نیز به‌صورت چشمی و دوره‌ای پایش شد. در طول دوره بهره‌برداری، آب‌ماندگی، جریان آزاد فاضلاب یا ظهور پایدار آب در سطح بستر مشاهده نشد و بستر از نظر ظاهری در شرایط زیرسطحی باقی ماند. با این حال، با توجه به وجود لایه سطحی لوم شنی، احتمال افزایش موضعی رطوبت ناشی از صعود موئینه را نمی‌توان به طور کامل رد کرد. از آنجاکه رطوبت سطحی بستر و میزان تبخیر و تعرق به‌صورت کمی اندازه‌گیری نشد، سهم مستقل این فرایندها در تغییرات کیفیت پساب قابل تعیین نبود؛ از این‌رو، این موضوع به‌عنوان یکی از محدودیت‌های پایش هیدرولیکی سامانه در نظر گرفته شد (Kadlec & Wallace, 2009; Vymazal, 2022).

بستر متخلخل هر واحد به‌صورت سه‌لایه شامل لایه کاشت فوقانی، لایه میانی و لایه زهکش تحتانی طراحی شد. لایه فوقانی از خاک لوم شنی بومی تشکیل شد و به‌عنوان محیط استقرار ریشه گیاهان و بستر تشکیل زیست‌لایه مورد استفاده قرار گرفت. لایه میانی از سنگ‌ریزه ریزتر تشکیل شد و نقش ناحیه انتقالی میان لایه کاشت و لایه زهکش را ایفا کرد، درحالی‌که لایه تحتانی از شن درشت شسته شده تشکیل شد و برای تسهیل زهکشی و جمع‌آوری جریان در بخش خروجی در نظر گرفته شد.

توزیع مناسب جریان و کاهش احتمال ایجاد مسیرهای ترجیحی انجام گرفت. با این حال، به دلیل انجام‌نشدن آزمون ردیاب، توزیع واقعی زمان ماند، میزان اختلاط و احتمال وقوع اتصال کوتاه جریان به‌صورت تجربی تعیین نشد و زمان ماند هیدرولیکی مورد استفاده در محاسبات، صرفاً مقدار اسمی و محاسباتی سامانه بود (Kadlec & Wallace, 2009; Vymazal, 2021).

فاضلاب ورودی از خروجی واحد دانه‌گیر تصفیه‌خانه فاضلاب شهری دزفول تأمین و پیش از توزیع بین واحدهای آزمایشی به یک مخزن متعادل‌ساز از جنس پلی‌اتیلن با چگالی بالا و حجم مفید تقریبی ۲ مترمکعب منتقل شد. دبی ورودی به مخزن حدود ۱/۸ مترمکعب در روز تنظیم شد؛ بنابراین زمان ماند هیدرولیکی نظری مخزن، بر اساس نسبت حجم مفید به دبی ورودی، حدود ۱ روز محاسبه شد. این مخزن با هدف متعادل‌سازی نسبی نوسانات روزانه دبی و کیفیت فاضلاب و تأمین جریان یکنواخت‌تر برای چهار واحد آزمایشی استفاده شد. در این مخزن هیچ فرایند تصفیه تکمیلی، گندزدایی یا افزودن ماده شیمیایی به‌صورت عمدی انجام نشد و نقش آن به ذخیره‌سازی و متعادل‌سازی جریان و کیفیت فاضلاب محدود بود. از این‌رو، فاضلاب برداشت‌شده از نقطه مشترک خروجی مخزن به‌عنوان فاضلاب ورودی مشترک چهار واحد در نظر گرفته شد.

هر واحد آزمایشی دارای طول کل ۷ متر، عرض داخلی ۰/۸ متر و عمق کل ۰/۶ متر بود. شیب طولی بستر برابر با یک درصد در نظر گرفته شد. از طول کل هر واحد، ۶ متر به بخش مؤثر تصفیه اختصاص داشت و در ابتدا و انتهای آن، نواحی توزیع و جمع‌آوری جریان، هر یک به طول ۰/۵ متر، در نظر گرفته شد. عمق مؤثر محیط متخلخل ۰/۵۵ متر و میانگین وزنی تخلخل مواد بستر ۰/۳۸ بود. بر این



HSSF-CW: تالاب مصنوعی جریان زیرسطحی افقی (Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland)، A-A: خط مقطع برش عرضی سامانه بستر تالاب (Cross-Sectional Cutting Plane)، PE: پلی اتیلن سنتزی نفوذناپذیر جهت ایزولاسیون کف و دیوارها (Polyethylene Geomembrane)، Inlet / Outlet Manifold: مانیفولد لوله‌ای توزیع و جمع‌آوری یکنواخت هیدرولیکی مجهز به سوراخ‌های محیطی منظم، Equalization Tank: مخزن متعادل‌ساز.

شکل ۱. شماتیک و جزئیات اجرایی تالاب مصنوعی با جریان زیرسطحی افقی (HSSF-CW) و آرایش حوضچه‌های آزمایشگاهی
Fig 1. Schematic layout and design specifications of the experimental setup for the horizontal subsurface-flow constructed wetland (HSSF-CW)

آرایش شبکه‌ای ۲۰ سانتی‌متر در هر دو راستای طول و عرض (معادل تراکم ۲۵ بوته در مترمربع) در لایه کاشت مستقر شدند. پیش از کشت، گیاهان از نظر یکنواختی ظاهری و سلامت انتخاب شدند تا تفاوت‌های اولیه رشد تا حد امکان کاهش یابد. در تیمار ترکیبی، تراکم کل نیز ۲۵ بوته در مترمربع در نظر گرفته شد و هر یک از دو گونه تقریباً نیمی از تراکم کل را تشکیل دادند. متغیرهای هیدرولیکی سامانه بر مبنای روابط ۱ تا ۳ تعیین گردیدند (Vymazal, 2022):

$$HRT(n) = \frac{Ve}{Q} \quad (1)$$

$$HLR = \frac{Q}{A} \quad (2)$$

$$OLR = \frac{Q \times CBOD_5}{A} \quad (3)$$

ویژگی‌های دانه‌بندی، ضخامت، تخلخل و هدایت هیدرولیکی اشباع هر یک از لایه‌ها در جدول (۱) ارائه شده است. دانه‌بندی مصالح بر اساس استاندارد ASTM D6913 تعیین و هدایت هیدرولیکی اشباع نیز با استفاده از آزمون بار ثابت اندازه‌گیری شد. متغیرهای عملیاتی پژوهش شامل نوع پوشش گیاهی در چهار وضعیت شامل شاهد فاقد پوشش گیاهی، تک‌کشت نی، تک‌کشت وتیور و کشت ترکیبی و همچنین زمان ماند هیدرولیکی اسمی در سه سطح ۵، ۴ و ۳ روز بود.

مواد گیاهی شامل بوته‌های جوان و قلمه‌های سالم جمع‌آوری شده از حاشیه رودخانه دز و کانال‌های زهکش مناطق پیرامون شهرستان دزفول بود. نهال‌های نی با ارتفاع اندام هوایی ۲۰-۳۰ سانتی‌متر و پاجوش‌های وتیور با ارتفاع ۱۵-۲۰ سانتی‌متر تهیه شدند و هر دو گونه با

حجم مؤثر آب منفذی از حاصل ضرب حجم هندسی بخش فعال در تخلخل مؤثر بستر به دست آمد. شایان ذکر است که HRT_n صرفاً زمان ماند هیدرولیکی نظری و محاسباتی سامانه است و به دلیل نبود آزمون ردیاب، بیانگر زمان ماند واقعی آب در بستر نیست. مقادیر محاسباتی این متغیرها در طول دوره‌های مختلف بهره‌برداری در جدول (۲) ارائه گردیده است.

که در آن‌ها HRT_n زمان ماند هیدرولیکی اسمی بستر بر حسب روز، V_e حجم مؤثر آب منفذی بر حسب مترمکعب، Q دبی ورودی هر واحد بر حسب مترمکعب در روز، HLR نرخ بارگذاری هیدرولیکی سطحی بر حسب متر در روز، A سطح پلان مؤثر بستر بر حسب مترمربع، OLR نرخ بارگذاری سطحی مواد آلی بر حسب گرم BOD_5 در مترمربع در روز و $CBOD_5$ میانگین غلظت BOD_5 در فاضلاب ورودی بر حسب گرم در مترمکعب بود.

جدول ۱. ویژگی‌های لایه‌های بستر سامانه تالاب مصنوعی جریان زیرسطحی افقی

Table 1. Characteristics of the HSSF-CW substrate layers

لایه بستر Layer	ضخامت Thickness (cm)	جنس مصالح Material	دانه اندازه اسمی ذرات Nominal Particle Size (mm)	d10 (mm)	d60 (mm)	ضریب یکنواختی Uniformity Coefficient (Cu)	هدایت هیدرولیکی اشباع Hydraulic Conductivity, Ks (m/day)	تخلخل Porosity
لایه زهکش (تحتانی) Drainag Layer (Bottom)	15	شن درشت شسته شده Washed coarse gravel	20-40	18.0	30.0	1.67	1500	0.42
لایه میانی Intermediate Layer (Middle)	15	شن ریز Fine gravel	8-12	7.0	10.5	1.50	600	0.39
لایه کاشت (فوقانی) Planting Layer (Top)	25	لوم شنی بومی Native sandy loam	<0.002-2.0	0.18	0.85	4.72	8	0.35

d_{10} و d_{60} به ترتیب اندازه ذرات متناظر با عبور تجمعی ۱۰ و ۶۰ درصد مصالح هستند.

جدول ۲. شرایط هیدرولیکی و نرخ‌های بارگذاری اعمال شده در زمان‌های ماند هیدرولیکی مختلف

Table 2. Hydraulic operating conditions and applied loading rates at different nominal hydraulic retention times (HRTs)

زمان ماند اسمی HRTn (day)	حجم مؤثر V_e (m^3)	دبی جریان Flow rate, Q ($m^3 day^{-1}$)	نرخ بارگذاری هیدرولیکی HLR ($m day^{-1}$)	نرخ بارگذاری سطحی OLR ($g m^{-2} day^{-1}$)
3	1.00	0.333	0.069	7.01
4	1.00	0.250	0.052	5.26
5	1.00	0.200	0.042	4.21

HRT : زمان ماند هیدرولیکی اسمی؛ V_e : حجم مؤثر آب منفذی؛ Q : دبی جریان؛ HLR : نرخ بارگذاری هیدرولیکی؛ OLR : نرخ بارگذاری آلی.

اندازه‌گیری و در صورت مشاهده اختلاف با مقدار طراحی، تنظیم شد.

دوره استقرار سامانه ۳۰ روزه و در فصل رشد اجرا شد. در آغاز این دوره، سامانه با فاضلاب رقیق شده آبیاری شد و

برای حفظ شرایط هیدرولیکی مشابه بین واحدها، دبی ورودی هر واحد به صورت مستقل با استفاده از شیرهای تنظیم‌کننده پلی‌وینیل کلرید کنترل شد. دبی واقعی در طول بهره‌برداری به صورت دوره‌ای با روش حجمی - زمانی

مشترک چهار واحد در همان زمان نمونه‌برداری در نظر گرفته شدند و نمونه خروجی از پساب خروجی حوضچه جمع‌آوری هر تیمار انجام گرفت. در هر سطح زمان ماند هیدرولیکی اسمی، نمونه‌برداری طی پنج روز متوالی و در دو نوبت صبح و عصر انجام گرفت. از این‌رو، برای هر واحد در هر سطح زمان ماند، ۱۰ مشاهده زمانی ثبت شد. نمونه‌برداری به‌صورت لحظه‌ای انجام شد تا امکان برداشت هم‌زمان نمونه از واحدهای مختلف و مقایسه عملکرد آن‌ها در یک بازه زمانی مشابه فراهم شود (APHA et al., 2023).

نمونه‌های مورد نیاز برای اندازه‌گیری BOD_5 ، COD و TSS در ظروف تمیز مناسب جمع‌آوری شدند و نمونه‌های مربوط به کلی‌فرم‌ها در ظروف استریل برداشت شدند. نمونه‌ها بلافاصله پس از برداشت در دمای حدود ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری و در بازه زمانی مجاز هر آزمون به آزمایشگاه منتقل شدند. تمامی نمونه‌ها تحت شرایط یکسان برداشت، نگهداری و آزمایش شدند (APHA et al., 2023).

تمامی آزمون‌های آزمایشگاهی بر پایه روش‌های مندرج در ویرایش بیست و چهارم کتاب Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater انجام شدند (APHA et al., 2023). اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی پنج‌روزه بر اساس روش 5210 B، اکسیژن‌خواهی شیمیایی بر اساس روش 5220 D و کل جامدات معلق بر اساس روش 5240 D اندازه‌گیری شدند. دمای آب، PH و اکسیژن محلول نیز به ترتیب با دماسنج، پی‌اچ متر کالیبره‌شده و الکتروود غشایی اندازه‌گیری شدند.

کلی‌فرم کل و کلی‌فرم مدفوعی به‌عنوان شاخص‌های آلودگی میکروبی، با استفاده از روش تخمیر چند لوله‌ای و بر اساس زیر روش‌های 9221 B و 9221 E اندازه‌گیری شدند و شمارش نهایی با استفاده از جداول احتمال بیشترین تعداد در زیر روش 9221 C انجام گرفت.

بارگذاری آلی به‌صورت پله‌ای و با گام هفتگی افزایش یافت؛ به‌گونه‌ای که در هفته نخست مخلوطی از ۲۵ درصد فاضلاب شهری و ۷۵ درصد آب، در هفته دوم ۵۰ درصد، در هفته سوم ۷۵ درصد و در هفته چهارم فاضلاب شهری با غلظت کامل (۱۰۰ درصد) وارد سامانه شد. هم‌زمان، تراز آب به‌صورت تدریجی و در طول همین بازه از سطح بستر به تراز عملیاتی ۵ سانتی‌متر زیر سطح بستر کاهش یافت تا تماس ریزوسفر با آب برقرار بماند و از شوک آمونیومی و نمکی به گیاهان تازه کاشته شده جلوگیری شود. هدف از این دوره، فراهم کردن فرصت اولیه برای استقرار گیاهان و توسعه زیست‌لایه بود. با توجه به نبود معیارهای مستقل برای تأیید پایداری عملکرد، این ۳۰ روزه به‌عنوان گواهی بر بلوغ زیستی سامانه بلکه صرفاً به‌عنوان مرحله سازگاری عملیاتی در نظر گرفته شد (Kadlec & Wallace, 2009; Vymazal, 2021).

زمان‌های ماند هیدرولیکی اسمی به ترتیب ۵، ۴ و ۳ روز و به‌صورت متوالی اعمال شدند. این ترتیب با هدف افزایش تدریجی بارگذاری و کاهش احتمال واردشدن شوک هیدرولیکی - آلی به بستر انتخاب شد. با این حال، به دلیل پیوستگی زمانی آزمایش، مقایسه بین سطوح مختلف زمان ماند هیدرولیکی اسمی ممکن است تحت تأثیر عوامل هم‌بسته زمانی، از جمله تکامل ریشه، بلوغ زیست‌لایه و تغییرات شرایط محیطی، قرار گرفته باشد. در آغاز هر مرحله نیز یک دوره سازگاری ۷ روزه در نظر گرفته شد که بر اساس حجم مؤثر محاسباتی بستر، معادل حدود ۱/۴ تا ۲/۳ برابر حجم مؤثر بود. این مقدار صرفاً نشان‌دهنده تعداد تعویض‌های نظری حجم مؤثر است و به‌دلیل نبود اندازه‌گیری تجربی توزیع زمان ماند، دلالتی بر برقراری کامل شرایط پایدار هیدرولیکی یا سینتیکی ندارد (Kadlec & Wallace, 2009; Vymazal, 2021).

نمونه‌های ورودی از نقطه مشترک توزیع پس از مخزن متعادل‌ساز برداشت شدند و به‌عنوان فاضلاب ورودی

جدول ۳. طراحی برنامه نمونه‌برداری در زمان‌های ماند هیدرولیکی مختلف

Table 3. Sampling design for each hydraulic retention time (HRT)

متغیر Parameter	مقدار Value
Hydraulic Retention Times (HRTs) زمان‌های ماند هیدرولیکی	5, 4, and 3(days)
Stabilization Period After Each HRT Adjustment دوره تثبیت پس از هر تنظیم زمان	7 days
Sampling Duration at Each HRT مدت زمان نمونه‌برداری در هر زمان ماند	5 days
Sampling Frequency تواتر نمونه‌برداری	Twice daily (morning and evening) صبح و عصر
Sampling Method روش نمونه‌برداری	Grab sampling نمونه‌برداری لحظه‌ای
Influent Sampling Point نقطه نمونه‌برداری ورودی	Common influent distribution point
Effluent Sampling Points نقطه نمونه‌برداری خروجی	Four independent HSSF-CW experimental units چهار واحد آزمایشی تالاب مصنوعی با جریان زیرسطحی افقی
Temporal observations per unit at each HRT مشاهدات زمانی به ازای هر واحد در هر زمان ماند	10
Total Influent Samples	Day × AM/PM × HRT = 5 × 2 × 3 = 30
Total Effluent Samples	Day × AM/PM × HRT × treatment = 5 × 2 × 3 × 4 = 120

HRT: زمان ماند هیدرولیکی اسمی، HSSF-CW: تالاب مصنوعی با جریان زیرسطحی افقی

شد. راندمان حذف برای هر واحد و هر سطح زمان ماند هیدرولیکی اسمی بر اساس رابطه (۴) محاسبه شد:

$$Removal\ Efficiency(\%) = \frac{C_i - C_o}{C_i} \times 100 \quad (4)$$

که در آن C_i و C_o به ترتیب غلظت آلاینده در ورودی و خروجی سامانه هستند؛ بنابراین، راندمان‌های گزارش‌شده در این پژوهش بیانگر حذف مبتنی بر غلظت هستند و بر اساس بار جرمی ورودی و خروجی محاسبه نشده‌اند.

این شاخص به طور گسترده برای ارزیابی عملکرد سامانه‌های تصفیه، از جمله تالاب‌های مصنوعی در حذف آلاینده‌های آلی، جامدات معلق و شاخص‌های میکروبی مورد استفاده قرار می‌گیرد (U.S. EPA, 2000; Vymazal, 2022).

نمونه‌ها پیش از انجام آزمون در دمای ۴ درجه سلسیوس نگهداری و در کوتاه‌ترین فاصله زمانی ممکن پردازش شدند (APHA et al., 2023).

مشخصات فیزیکوشیمیایی و میکروبی فاضلاب ورودی، شامل دمای آب، pH، اکسیژن محلول، BOD_5 ، COD، TSS، کلی‌فرم کل و کلی‌فرم مدفوعی، در جدول (۴) ارائه شده است.

این جدول بر اساس ۳۰ نمونه ورودی برداشت‌شده در دوره نمونه‌برداری، میانگین، انحراف معیار، حداقل، حداکثر و ضریب تغییرات هر پارامتر را نشان می‌دهد و صرفاً بیانگر شرایط اولیه و تغییرپذیری فاضلاب ورودی در دوره مطالعه است؛ بنابراین، داده‌های این جدول به عنوان نتایج عملکرد سامانه تحلیل نشده‌اند.

عملکرد میکروبی سامانه بر اساس تغییرات غلظت کلی‌فرم‌ها بین فاضلاب ورودی و پساب خروجی ارزیابی

جدول ۴. مشخصات فیزیکوشیمیایی و میکروبی فاضلاب ورودی به تالاب‌های مصنوعی

Table 4. Physicochemical and microbiological characteristics of the influent wastewater

Parameter پارامتر	Mean $\pm$ SD میانگین $\pm$ انحراف معیار	Min حداقل	Max حداکثر	CV (%) ضریب تغییرات
Water Temperature $^{\circ}\text{C}$ / دمای آب	33.56 $\pm$ 2.06	29.7	37.6	6.13
pH / پی‌اچ	7.06 $\pm$ 0.19	6.81	7.35	2.72
DO (mg/L) / اکسیژن محلول	0.90 $\pm$ 0.17	0.62	1.16	19.55
BOD ₅ (mg/L) / اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی	100.99 $\pm$ 6.88	90.20	114.1	6.82
COD (mg/L) / اکسیژن‌خواهی شیمیایی	237.13 $\pm$ 23.38	193	294	9.86
TSS (mg/L) / مواد معلق کل	128.53 $\pm$ 8.94	112	144	6.96
Total Coliform (MPN/100 mL) / کلی‌فرم کل	1.06 $\times$ 10 ⁸ $\pm$ 5.46 $\times$ 10 ⁶	9.77 $\times$ 10 ⁷	1.17 $\times$ 10 ⁸	5.15
Fecal Coliform (MPN/100 mL) / کلی‌فرم مدفوع	1.02 $\times$ 10 ⁸ $\pm$ 4.39 $\times$ 10 ⁶	9.48 $\times$ 10 ⁷	1.11 $\times$ 10 ⁸	4.30

(MPN/100 mL): بیشترین تعداد محتمل در ۱۰۰ میلی‌لیتر

ضریب k در این مطالعه به‌عنوان یک شاخص توصیفی برای مقایسه رفتار مشاهده‌شده سامانه در شرایط عملیاتی مورد بررسی استفاده شد و به‌عنوان ثابت سینتیکی ذاتی یا پارامتر حاصل از برازش مستقل مدل به داده‌های مکانی در نظر گرفته نشد. از آنجاکه زمان ماند واقعی و توزیع زمان ماند با استفاده از آزمون ردیاب تعیین نشد، مقادیر k ممکن است تحت تأثیر ناهمگنی بستر، پراکندگی هیدرولیکی و مسیرهای ترجیحی جریان قرار گرفته باشند؛ بنابراین، تفسیر این ضرایب به شرایط آزمایشی حاضر محدود است و استفاده از آن‌ها برای پیش‌بینی عملکرد سایر سامانه‌ها نیازمند اعتبارسنجی مستقل خواهد بود.

به‌منظور بررسی قابلیت تخلیه پساب خروجی، غلظت کلی‌فرم کل اندازه‌گیری شده در خروجی واحدهای تالابی با حد مجاز موردنظر برای تخلیه به محیط زیست مقایسه شد. انطباق هر نمونه بر اساس مقایسه مستقیم غلظت خروجی با حد مجاز استاندارد مورد نظر تعیین شد. همچنین، برای بیان کمی فاصله غلظت خروجی از مقدار استاندارد، ضریب عدم انطباق بر اساس (۷) رابطه محاسبه شد:

به‌منظور توصیف کاهش غلظت کلی‌فرم کل در سامانه، ضریب حذف مرتبه اول ظاهری بر مبنای زمان ماند هیدرولیکی اسمی محاسبه شد. مدل مرتبه اول یکی از روابط متداول برای توصیف کاهش غلظت شاخص‌های میکروبی در سامانه‌های تالابی است و کاهش غلظت را متناسب با مقدار باقی‌مانده آلاینده در نظر می‌گیرد (Kadlec & Wallace, 2009; Wu et al., 2015).

معادله مدل مرتبه اول (۵) به‌صورت زیر تعریف شد:

$$C_o = C_i \times e^{-kt} \quad (5)$$

که در آن C_o غلظت کلی‌فرم کل خروجی بر حسب تعداد در ۱۰۰ میلی‌لیتر (MPN/100 mL)، C_i غلظت کلی‌فرم کل ورودی (MPN/100 mL)، k ضریب حذف مرتبه اول ظاهری بر حسب روز (day^{-1}) و t زمان ماند هیدرولیکی بر حسب روز (day) می‌باشد.

ضریب حذف مرتبه اول برای هر تیمار از رابطه ۶ محاسبه شد:

$$k = -\ln(C_o/C_i)/HRT \quad (6)$$

معیار ارائه‌شده صرفاً بازتاب‌دهنده گستره پراکندگی و نوسانات ذاتی نمونه‌های متوالی در طول دوره پایش پیوسته درون هر ستون آزمایشی است. به‌منظور مقایسه میزان نوسان‌پذیری داده‌های متغیرهای مختلف، ضریب تغییرات (CV) بر پایه رابطه (۸) زیر محاسبه شد:

$$CV = \left(\frac{SD}{Mean} \right) \times 100 \quad (8)$$

لازم به‌تصریح است در این مطالعه، CV به‌عنوان شاخصی از پراکندگی نسبی مشاهدات زمانی در هر واحد استفاده شد؛ بنابراین، نباید آن را به‌عنوان عدم قطعیت آماری برخاسته از تکرارهای مستقل تجربی (True Independent Replicates) یا خطای استاندارد ناشی از طراحی بلوکی تعبیر نمود.

نتایج و بحث

نتایج پایش غلظت کلی‌فرم کل (TC) در پساب خروجی نشان داد که حضور پوشش گیاهی با کاهش محسوس غلظت باکتریایی همراه بود، درحالی‌که تغییر زمان ماند هیدرولیکی اسمی در بستر شاهد اثر محدودتری بر غلظت خروجی داشت (شکل ۲). در بستر شاهد فاقد گیاه، غلظت TC خروجی در هر سه زمان ماند در مرتبه بزرگی (۱۰۷) باقی ماند و در محدوده $7/63 \times 10^7$ تا $8/01 \times 10^7$ بیشترین تعداد محتمل در ۱۰۰ میلی‌لیتر قرار گرفت؛ بنابراین، افزایش زمان ماند هیدرولیکی اسمی از ۳ به ۵ روز در این بستر با تغییر محسوسی در غلظت خروجی همراه نبود.

در بسترهای گیاه‌دار، غلظت TC نسبت به بستر شاهد به طور محسوسی پایین‌تر بود و کمترین مقدار در تیمار کشت ترکیبی نی و وتیور در زمان ماند ۵ روز مشاهده شد؛ در این شرایط، غلظت TC به $8/11 \times 10^4$ رسید. کاهش مشاهده‌شده در بسترهای گیاه‌دار با این دیدگاه سازگار است که حذف میکروارگانیسم‌های شاخص در

$$EF = \frac{C_0}{C_{standard}} \quad (9)$$

که در آن، EF ضریب عدم انطباق، C_0 غلظت کلی‌فرم کل در پساب خروجی و $C_{standard}$ حد مجاز غلظت کلی‌فرم کل برای سناریوی موردنظر است. مقدار EF بزرگ‌تر از یک نشان‌دهنده بیشتر بودن غلظت خروجی از حد مجاز و مقدار EF کوچک‌تر یا مساوی یک نشان‌دهنده قرارگرفتن غلظت در محدوده مقدار مجاز است. این شاخص صرفاً برای ارزیابی فاصله غلظت اندازه‌گیری‌شده از حد مجاز مورد استفاده قرار گرفت و به‌عنوان جایگزین ارزیابی جامع ایمنی یا مناسب‌بودن پساب برای همه انواع استفاده مجدد در نظر گرفته نشد.

پس از ثبت، کنترل کیفی و سازمان‌دهی داده‌ها محاسبات توصیفی، تعیین CV و ترسیم نمودارها با استفاده از R version 4.3 انجام شد (R Core Team, 2023). مطالعه حاضر یک سامانه تالاب مصنوعی با چهار واحد آزمایشی مجزا و موازی بود که در آن هر تیمار پوشش گیاهی (شاهد بدون گیاه، نی، وتیور و کشت ترکیبی) در یک واحد آزمایشی اعمال شد. ازاین‌رو، برای عامل پوشش گیاهی تکرار حقیقی وجود ندارد ($n = 1$) و برآورد خطای آزمایشی بین واحدی ممکن نیست. در هر سطح زمان ماند هیدرولیکی اسمی، نمونه‌برداری طی پنج روز متوالی و در دو نوبت صبح و عصر انجام گرفت؛ این مشاهدات به‌عنوان تکرار اندازه‌گیری در طول زمان برای توصیف تغییرپذیری زمانی کوتاه‌مدت عملکرد هر واحد به کار رفتند و به‌هیچ‌وجه به‌عنوان تکرار آزمایشی مستقل تلقی نشدند (Zuur et al., 2010; Hurlbert, 1984).

تحلیل داده‌های حاصل از پایش متغیرها در گام نخست در قالب آمار توصیفی سامان‌دهی شد؛ به‌طوری‌که مقادیر به‌صورت میانگین $\pm$ انحراف معیار ($Mean \pm SD$)، دامنه تغییرات (حداقل و حداکثر) برای بازنمایی روند تغییرات کیفیت پساب گزارش گردیدند. در این پژوهش، انحراف

یافته‌ها با گزارش اخیر (Wang et al., 2022) همسو است که نشان می‌دهد افزایش زمان ماند می‌تواند تماس میکروارگانسیم‌ها با زیست‌لایه و محیط متخلخل را افزایش دهد، هرچند رابطه میان زمان ماند و راندمان حذف میکروبی الزاماً خطی نیست و در برخی سامانه‌ها، افزایش بیشتر زمان ماند لزوماً به حذف متناسب بیشتری منجر نمی‌شود.

غلظت کلی فرم مدفوعی (FC) نیز در بسترهای گیاه‌دار نسبت به بستر شاهد کاهش محسوسی نشان داد (شکل ۳). در بستر شاهد، غلظت FC در هر سه زمان ماند در مرتبه (۱۰۷) باقی ماند و در محدوده $6/93 \times 10^7$ تا $7/23 \times 10^7$ بیشترین تعداد محتمل در ۱۰۰ میلی‌لیتر قرار گرفت. این تغییر محدود با افزایش زمان ماند نشان می‌دهد که افزایش اسمی زمان ماند از ۳ به ۵ روز، در بستر فاقد گیاه به‌تنهایی موجب تغییر عمده در غلظت خروجی FC نشده است.

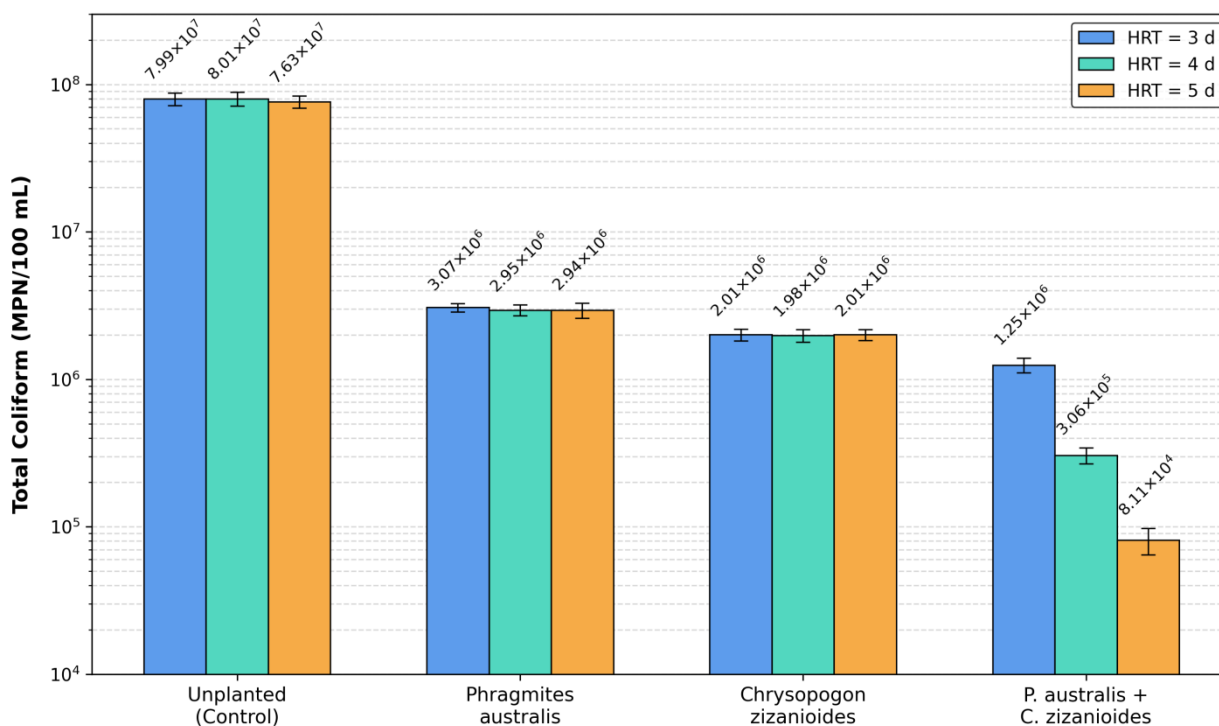
در مقابل، بسترهای گیاه‌دار غلظت‌های FC بسیار پایین‌تری نسبت به شاهد ایجاد کردند. در کشت ترکیبی نی و وتیور، غلظت FC از $1/19 \times 10^6$ در زمان ماند ۳ روز به $7/69 \times 10^4$ بیشترین تعداد محتمل در ۱۰۰ میلی‌لیتر در زمان ماند ۵ روز کاهش یافت. این روند با مطالعاتی که اثر پیکربندی، پوشش گیاهی و زمان ماند را بر حذف باکتری‌های شاخص در تالاب‌های مصنوعی گزارش کرده‌اند، همخوانی دارد.

یافته‌های حاضر همچنین با نتایج (Shukla et al., 2021) قابل مقایسه است. در آن مطالعه، سه پیکربندی HSSF شامل بستر بدون گیاه، بستر کاشته‌شده با Typha و batifolia و بستر دارای دو گونه گیاهی بررسی شد. بستر دوگونه‌ای در زمان ماند ۴۸ ساعت، حذف بیشتری از TC و FC نسبت به بستر بدون گیاه و بستر تک‌گونه‌ای نشان داد؛ حذف FC در این سه پیکربندی به ترتیب ۶۱، ۵۰ و ۳۰ درصد گزارش شد.

تالاب‌های مصنوعی حاصل برهم‌کنش چندین فرایند، از جمله فیلتراسیون و به‌دام‌اندازی در محیط متخلخل، ته‌نشینی، جذب سطحی و برهم‌کنش‌های میکروبی در بستر و ناحیه ریشه است. بررسی مطالعات اخیر نیز نشان داده‌اند که بستر، گیاه و جامعه میکروبی ریزوسفر اجزای به‌هم‌پیوسته تالاب‌های مصنوعی هستند و تغییر در هر یک از این اجزا می‌تواند محیط مناسب برای حذف آلاینده‌ها و میکروارگانسیم‌ها ایجاد کند (Biswal & Balasubramanian, 2022; Wang et al., 2022).

با این حال، داده‌های حاصل از این مطالعه برای نسبت‌دادن تفاوت عملکرد میان تیمارهای گیاهی به یک سازوکار مشخص و مستقل کافی نیستند. در این پژوهش، شاخص‌های مستقیم مرتبط با سازوکارهای احتمالی، از جمله زیست‌توده بیوفیلم، تراکم و زیست‌توده ریشه، ترشحات ریشه‌ای، ظرفیت انتقال اکسیژن به ریزوسفر و ساختار جامعه میکروبی، اندازه‌گیری نشدند؛ بنابراین، نقش احتمالی این عوامل در بهبود حذف کلی فرم‌ها باید به‌عنوان یک تبیین محتمل، و نه یک رابطه علی اثبات‌شده، در نظر گرفته شود. این رویکرد با مطالعات مشابه در زمینه تالاب‌های مصنوعی نیز همسو است که حذف آلاینده‌ها را حاصل برهم‌کنش مجموعه‌ای از فرایندهای فیزیکی، شیمیایی و زیستی و مشارکت متقابل بستر، گیاهان و جوامع میکروبی می‌دانند و بر پیچیدگی تفسیر سهم مستقل هر یک از این مؤلفه‌ها تأکید دارند (Wang et al., 2022).

در تیمار نی معمولی و تیمار وتیور، تغییر غلظت TC با افزایش زمان ماند هیدرولیکی اسمی از ۳ به ۵ روز نسبتاً محدود بود؛ در مقابل، در کشت ترکیبی نی و وتیور، کاهش غلظت TC با افزایش زمان ماند محسوس‌تر شد. از نظر نظری، افزایش زمان ماند می‌تواند فرصت بیشتری برای ته‌نشینی، جذب سطحی، تماس میکروارگانسیم‌ها با بستر و زیست‌لایه و سایر فرایندهای حذف فراهم کند این



(MPN/100 mL): بیشترین تعداد محتمل در ۱۰۰ میلی‌لیتر، HRT: زمان ماند هیدرولیکی/اسمی

شکل ۲. غلظت کلی‌فرم کل در پساب تحت تیمارهای مختلف پوشش گیاهی و زمان‌های ماند هیدرولیکی

Fig 2. Effluent total coliform concentrations under different vegetation treatments and HRTs

این فرایند مشارکت داشته باشند (Biswal & Balasubramanian, 2022; Wang et al., 2022).

از این رو، تفاوت مشاهده شده میان بسترهای کشت شده با نی معمولی، وتیور و کشت ترکیبی را می‌توان به صورت محتاطانه با تفاوت در ویژگی‌های ساختاری سامانه ریشه‌ای، میزان و نوع سطوح در دسترس برای استقرار زیست‌لایه و تغییرات احتمالی در شرایط ریزمحیطی مرتبط دانست؛ با این حال، داده‌های حاصل از مطالعه حاضر امکان تعیین سهم نسبی هر یک از این عوامل را فراهم نمی‌کند. مطالعات موجود نیز نشان می‌دهند که نقش گیاهان در تالاب‌های مصنوعی عمدتاً در تعامل با بستر و جوامع میکروبی/بیوفیلمی معنا پیدا می‌کند و تفکیک اثر مستقل هر یک از این مؤلفه‌ها نیازمند اندازه‌گیری‌های اختصاصی است (Biswal & Balasubramanian, 2022; Wang et al., 2022).

این نتیجه، در سطح مقایسه‌ای، با مشاهده غلظت پایین‌تر FC در کشت ترکیبی مطالعه حاضر سازگار است، هرچند تفاوت در گونه‌های گیاهی، کیفیت فاضلاب، محیط بستر، مقیاس سامانه و شرایط هیدرولیکی مانع از مقایسه مستقیم مقادیر حذف می‌شود.

در مطالعه حاضر نیز کاهش FC را نمی‌توان به فعالیت ریزوسفر به‌تنهایی نسبت داد؛ زیرا حضور گیاه در بسترهای کاشته شده هم‌زمان با تغییر در ویژگی‌های فیزیکی و زیستی محیط متخلخل همراه است. در تالاب‌های مصنوعی، حذف آلاینده‌های میکروبی حاصل برهم‌کنش میان چندین مؤلفه شامل بستر، ریشه گیاهان، بیوفیل‌های مستقر بر سطوح و شرایط هیدرولیکی است و فرایندهایی مانند فیلتراسیون و به دام افتادن، ته‌نشینی، جذب سطحی و غیرفعال شدن میکروبی می‌توانند به صورت هم‌زمان در

کمترین غلظت‌های ثبت‌شده در این پژوهش مربوط به کشت دوگونه‌ای نی و وتیور در زمان ماند ۵ روز بود؛ در این شرایط، غلظت TC برابر $104 \times 1/11$ و FC برابر $104 \times 7/69$ بود؛ بنابراین، اگرچه در این تیمار راندمان حذف بیش از ۹۹ درصد بود، غلظت مطلق شاخص‌های میکروبی در پساب خروجی همچنان قابل‌توجه باقی ماند. این یافته اهمیت تمایز میان درصد حذف و کیفیت مطلق پساب خروجی را نشان می‌دهد؛ زیرا درصد حذف تنها بیانگر نسبت کاهش غلظت نسبت به ورودی است و به‌تنهایی مشخص نمی‌کند که غلظت نهایی برای یک کاربرد مشخص مناسب یا ایمن است.

این موضوع در ارزیابی عملکرد میکروبی تالاب‌های مصنوعی اهمیت ویژه‌ای دارد، زیرا مقدار بالای حذف نسبی می‌تواند در حضور غلظت اولیه بسیار زیاد، همچنان به غلظت خروجی قابل‌توجه منجر شود. از این‌رو، در ارزیابی عملکرد میکروبی سامانه‌های تصفیه، به‌ویژه در زمینه استفاده مجدد از پساب، بهتر است علاوه بر درصد حذف، بر اساس غلظت نهایی، کاهش لگاریتمی و الزامات میکروبی مرتبط با کاربرد نهایی بررسی شود. در مطالعات مشابه نیز تأکید شده که قابلیت استفاده از تالاب‌های مصنوعی به‌عنوان بخشی از سامانه‌های تصفیه برای استفاده مجدد، مستلزم توجه به اهداف کاهش خطر، میکروارگانیسم هدف و شرایط طراحی و بهره‌برداری است و صرف مشاهده کاهش میکروبی بالا برای اختصاص اعتبار حذف پاتوژن کافی نیست (Arden et al., 2024).

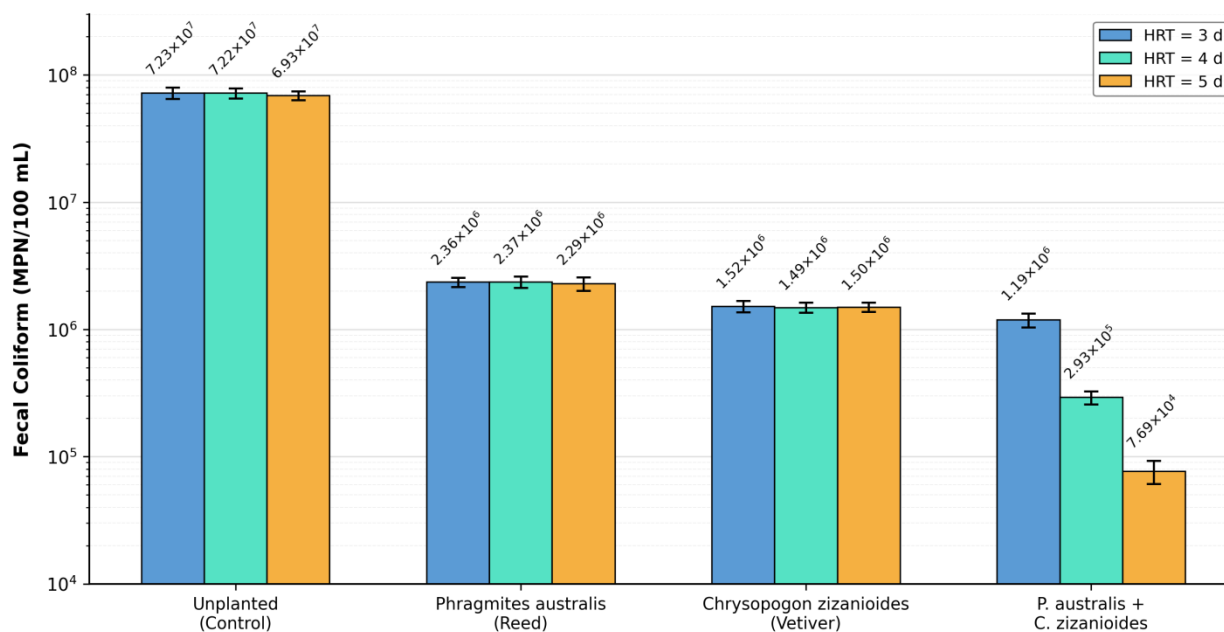
از این منظر، نتایج مطالعه حاضر نشان می‌دهد که کشت ترکیبی نی و وتیور در HRT پنج‌روزه توانست بیشترین کاهش مشاهده‌شده و کمترین غلظت خروجی را برای شاخص‌های مورد بررسی ایجاد کند؛ با این حال، این نتیجه به‌تنهایی به معنای انطباق پساب با الزامات همه انواع استفاده مجدد نیست. نوع مصرف نهایی، شاخص میکروبی

مورد ارزیابی و حدود مجاز مربوط به آن باید به‌صورت جداگانه در نظر گرفته شوند. مطالعات جدید نیز نشان داده‌اند که عملکرد حذف میکروبی تالاب‌های مصنوعی به پیکربندی سامانه و شرایط بهره‌برداری وابسته است و حتی در سامانه‌های دارای عملکرد بالا، پایش مستمر کیفیت خروجی برای ارزیابی ریسک میکروبی اهمیت دارد (Arden et al., 2024; Nunes et al., 2025).

بنابراین، یافته حاضر را می‌توان چنین جمع‌بندی کرد که افزایش درصد حذف، لزوماً معادل دستیابی به کیفیت مطلق مطلوب پساب نیست؛ بلکه ارزیابی نهایی عملکرد میکروبی باید هم‌زمان کاهش نسبی، غلظت خروجی و هدف نهایی استفاده از پساب را در نظر بگیرد. در مطالعه حاضر نیز، غلظت‌های باقی‌مانده TC و FC نشان می‌دهند که حتی پس از حذف بیش از ۹۹ درصدی، ارزیابی الزامات مصرف نهایی باید بر مبنای غلظت واقعی خروجی و استاندارد یا معیار میکروبی مربوط به آن انجام شود.

بر اساس داده‌های جدول (۵)، راندمان حذف TC در بستر شاهد از $22/92$ درصد در زمان ماند ۳ روز به $28/62$ درصد در زمان ماند ۵ روز افزایش یافت؛ راندمان حذف FC نیز از $28/28$ به $33/08$ درصد افزایش داشت. در مقابل، راندمان حذف TC در بستر نی معمولی در محدوده $97/04$ تا $97/25$ درصد و در بستر وتیور در محدوده $98/11$ تا $98/15$ درصد قرار گرفت. در کشت ترکیبی نی و وتیور، راندمان حذف TC از $98/79$ درصد در زمان ماند ۳ روز به $99/92$ درصد در زمان ماند ۵ روز افزایش یافت. الگوی FC مشابه بود؛ به‌طوری‌که راندمان حذف از $98/82$ به $99/93$ درصد افزایش یافت.

بنابراین، ترتیب عملکرد تیمارها برای هر دو شاخص میکروبی به‌صورت کشت ترکیبی نی و وتیور، وتیور، نی معمولی و شاهد مشاهده شد.



(MPN/100 mL): بیشترین تعداد محتمل در ۱۰۰ میلی‌لیتر، HRT: زمان ماند هیدرولیکی/اسمی

شکل ۳. غلظت کلی‌فرم مدفوعی در پساب خروجی تحت تیمارهای مختلف پوشش گیاهی و زمان‌های ماند هیدرولیکی
Figure 3. Effluent fecal coliform concentrations under different vegetation treatments and HRTs

در تیمار کشت ترکیبی، راندمان حذف کلی‌فرم کل و مدفوعی بیش از تیمارهای تک‌گونه‌ای نی و وتیور بود و این تیمار در مدت ماند یکسان، پایین‌ترین بار میکروبی خروجی را به ثبت رساند. میانگین راندمان حذف در تیمارهای مطالعه‌شده به ترتیب افزایشی از شاهد، وتیور، نی، و کشت ترکیبی قرار گرفت. بر پایه این مشاهدات، تیمار کشت ترکیبی بیشترین کاهش بار میکروبی را در شرایط بهره‌برداری این مطالعه داشته است. برتری عملکردی کشت ترکیبی ممکن است با تفاوت معماری ریشه‌ای دو گونه و در نتیجه، شکل‌گیری زیست‌لایه متفاوت در بستر توضیح‌پذیر باشد؛ با این حال، از آنجا که در این مطالعه ویژگی‌های ریشه و زیست‌لایه به طور مستقیم سنجش نشد، این تفسیر ماهیت پیشنهادی دارد و برای تأیید آن به پژوهش‌های تکمیلی با سنجش مستقیم نیاز است.

با این حال، این ترتیب نباید به عنوان رتبه‌بندی آماری یا اثبات برتری قطعی تیمارها تفسیر شود؛ زیرا هر ساختار گیاهی در این آزمایش تنها با یک واحد مستقل بررسی شد و مشاهدات متعدد در طول زمان جایگزین تکرارهای مستقل آزمایشی نیستند.

مقایسه با مطالعات پیشین نشان می‌دهد که دامنه حذف میکروبی در تالاب‌های مصنوعی می‌تواند بسیار متغیر باشد.

در یک مطالعه پایلوت HSSF-CW، حذف کلی‌فرم کل و مدفوعی با افزایش زمان ماند افزایش یافت و به ترتیب به حدود ۹۰ و ۹۳ درصد رسید (Shruthi & Shivashankara, 2022). همچنین، مطالعه (Biswal & Balasubramanian, 2022) نشان داد که عملکرد تالاب‌های مصنوعی در حذف کلی‌فرم‌ها و سایر شاخص‌های میکروبی به نوع سامانه، بستر، پوشش گیاهی و شرایط عملیاتی وابسته است و نمی‌توان یک مقدار ثابت حذف را برای همه تالاب‌ها در نظر گرفت.

جدول ۵. راندمان حذف کلی فرم کل و کلی فرم مدفوعی در تیمارهای مختلف

Table 5. Removal efficiencies of total and fecal coliforms under different vegetation treatments and hydraulic retention times.

تیمار گیاهی	زمان ماند (روز)	حذف کلی فرم کل (%)	حذف کلی فرم مدفوعی (%)
Vegetation treatment	HRT (d)	TC removal (%)	FC removal (%)
Control شاهد (بدون گیاه)	3	22.92	28.28
Control شاهد (بدون گیاه)	4	25.23	28.99
Control شاهد (بدون گیاه)	5	28.62	33.08
Phragmites australis نی معمولی	3	97.04	97.66
Phragmites australis نی معمولی	4	97.25	97.67
Phragmites australis نی معمولی	5	97.25	97.78
Vetiver وتیور	3	98.11	98.53
Vetiver وتیور	4	98.15	98.54
Vetiver وتیور	5	98.14	98.55
(P. australis + C. zizanioides) کشت ترکیبی	3	98.79	98.82
(P. australis + C. zizanioides) کشت ترکیبی	4	99.71	99.71
(P. australis + C. zizanioides) کشت ترکیبی	5	99.92	99.93

HRT: زمان ماند هیدرولیکی/اسمی

رژیم هیدرولیکی، زمان ماند، نوع بستر و پوشش گیاهی قرار گیرد (Vymazal, 2014; Arden et al., 2024). کمترین مقادیر (k) در بستر شاهد مشاهده شد؛ به طوری که مقدار آن برای TC در محدوده ۰/۰۷ تا ۰/۰۹ بر روز و برای FC در محدوده ۰/۰۸ تا ۰/۱۱ بر روز قرار گرفت. در بستر نی معمولی، مقدار (k) برای TC بین ۰/۷۹ تا ۱/۱۷ بر روز و برای FC بین ۰/۷۶ تا ۱/۲۵ بر روز بود. در بستر وتیور، این مقادیر برای TC در محدوده ۰/۷۹ تا ۱/۳۱ و برای FC در محدوده ۰/۸۵ تا ۱/۴ بر روز قرار گرفت. در کشت ترکیبی نی و وتیور، مقدار (k) برای TC به ترتیب ۱/۴۷، ۱/۴۶ و ۱/۴۴ بر روز و برای FC به ترتیب ۱/۴۸، ۱/۴۶ و ۱/۴۴ بر روز در زمان‌های ماند ۳، ۴ و ۵ روز به دست آمد.

به منظور توصیف کمی شدت کاهش غلظت شاخص‌های میکروبی، ضریب حذف مرتبه اول ظاهری (k) بر اساس غلظت ورودی، غلظت خروجی و زمان ماند هیدرولیکی اسمی محاسبه شد (شکل ۴). در این رویکرد، k به عنوان یک پارامتر توصیفی و معادل سینتیکی برای بیان شدت کاهش غلظت در شرایط عملیاتی مورد مطالعه در نظر گرفته شد، نه به عنوان یک ثابت سینتیکی ذاتی یا پارامتر مستقل فرایند. این تمایز از آن جهت اهمیت دارد که حذف شاخص‌های میکروبی در تالاب‌های مصنوعی حاصل برهم کنش چندین فرایند هم‌زمان، از جمله فیلتراسیون و به دام افتادن در محیط متخلخل، ته‌نشینی، جذب به سطوح محیط، غیرفعال شدن طبیعی و برهم کنش‌های زیستی است و شدت این فرایندها می‌تواند تحت تأثیر

HRT الزاماً موجب افزایش متناسب مقدار ضریب حذف مرتبه اول ظاهری نشده است. در نهایت، k در این مطالعه یک شاخص توصیفی و مدل محور برای مقایسه شدت کاهش غلظت بین شرایط آزمایش است و نباید به عنوان یک متغیر مستقل تجربی یا ثابت سینتیکی ذاتی سامانه تلقی شود. استفاده از اصطلاح ظاهری نیز نشان‌دهنده همین محدودیت است؛ زیرا مقدار محاسبه‌شده از غلظت‌های ورودی و خروجی و HRT اسمی به دست آمده و به طور مستقیم بیانگر یک سازوکار منفرد حذف نیست. برای برآورد دقیق‌تر سینتیک حذف و تفکیک اثرات هیدرولیکی از فرایندهای واقعی زوال، استفاده از HRT واقعی حاصل از آزمون ردیاب و نمونه‌برداری در امتداد طول بستر می‌تواند اطلاعات قابل اثبات‌تری فراهم کند.

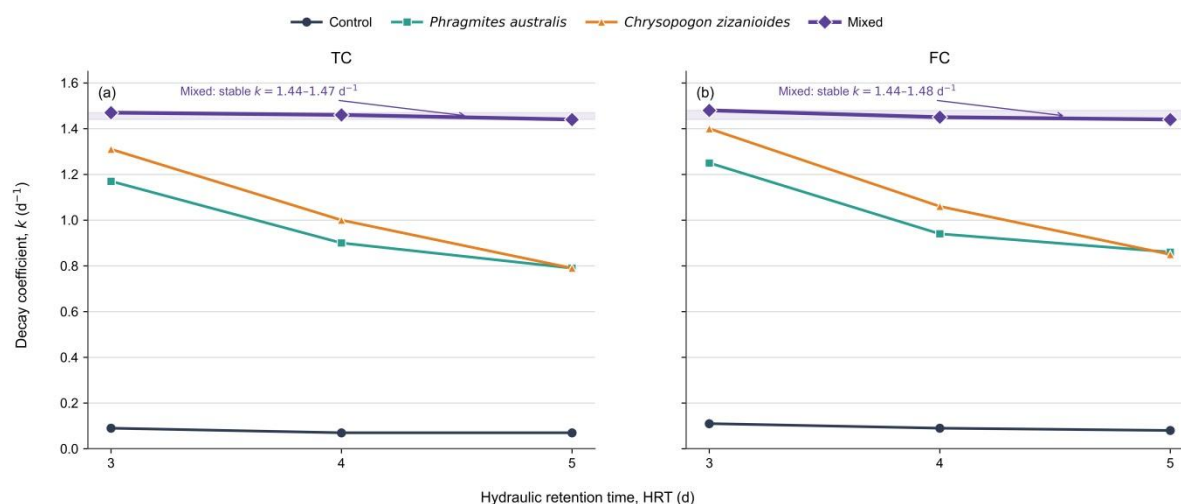
بر اساس مقادیر منتشرشده برای استاندارد خروجی فاضلاب ایران، حدود ۱۰۰۰ بیشترین تعداد محتمل در ۱۰۰ میلی‌لیتر برای کلی‌فرم کل و ۴۰۰ بیشترین تعداد محتمل در ۱۰۰ میلی‌لیتر برای کلی‌فرم گوارشی (مدفوعی) در جدول استاندارد خروجی فاضلاب گزارش شده است (Department of Environment of Iran, 1994).

در مقایسه با این حدود، حتی کمترین غلظت مشاهده‌شده در کشت دوگونه‌ای و زمان ماند ۵ روز نیز به ترتیب حدود ۸۱ برابر برای TC و ۱۹۲ برابر برای FC بالاتر از مقادیر مذکور است؛ بنابراین، بر مبنای همین حدود و با توجه به اینکه شاخص‌های اندازه‌گیری‌شده در این مطالعه دقیقاً با همان تعاریف و روش آزمون استاندارد مقایسه می‌شوند، پساب خروجی بدون تصفیه تکمیلی از نظر شاخص‌های میکروبی با این حدود انطباق ندارد.

در مجموع، مقادیر بالاتر k در بسترهای گیاه‌دار نسبت به بستر شاهد نشان می‌دهد که کاهش غلظت ظاهری شاخص‌های میکروبی در شرایط این آزمایش در حضور پوشش گیاهی بیشتر بوده است. با این حال، این اختلاف را نمی‌توان به یک سازوکار منفرد نسبت داد؛ زیرا نقش پوشش گیاهی در حذف میکروارگانیسم‌ها می‌تواند از طریق تغییر ساختار و ویژگی‌های هیدرولیکی بستر، فراهم کردن سطوح بیشتر برای تشکیل بیوفیلم و تغییر شرایط زیست‌محیطی ناحیه ریشه‌ای با سایر فرایندهای حذف هم‌زمان شود. از این رو، مقدار k بیشتر بیانگر برآیند مشاهده‌شده این فرایندها در هر تیمار است و به تنهایی امکان تفکیک سهم هر سازوکار را فراهم نمی‌کند (Vymazal, 2016; Saeed & Sun, 2012; Arden et al., 2024).

در تیمارهای تک‌گونه‌ای، با افزایش زمان ماند هیدرولیکی اسمی، کاهش نسبی مقادیر k مشاهده شد. این الگو از نظر ریاضی لزوماً به معنای کاهش توانایی ذاتی سامانه برای حذف میکروارگانیسم‌ها نیست؛ زیرا در محاسبه k ، زمان ماند اسمی مستقیماً در معادله وارد می‌شود و مقدار به دست آمده به نسبت کاهش غلظت و HRT وابسته است. علاوه بر این، در سامانه‌های HSSF، زمان ماند اسمی الزاماً معادل زمان تماس واقعی آب با بستر نیست و عواملی مانند جریان ترجیحی، نواحی مرده و ناهمگونی هیدرولیکی می‌توانند رابطه میان HRT اسمی و رفتار واقعی سامانه را تغییر دهند.

در کشت ترکیبی نی و وتیور، k برای هر دو شاخص میکروبی در مقایسه با سایر تیمارها در مقادیر بالاتری قرار داشت و با افزایش زمان ماند اسمی از ۳ به ۵ روز تغییر محدودی نشان داد. این ثبات نسبی می‌تواند نشان‌دهنده آن باشد که در محدوده شرایط عملیاتی مطالعه، افزایش



HRT: زمان ماند هیدرولیکی اسمی، k : ضریب حذف مرتبه اول ظاهری، TC: کلی فرم‌های کل، FC: کلی فرم‌های مدفوعی

شکل ۴. روند تغییرات ضریب کاهش k بر حسب زمان ماند هیدرولیکی (HRT) برای کلی فرم‌های کل (a) و کلی فرم‌های مدفوعی (b) در تیمارهای مختلف گیاهی.

Figure 4. Trend of the decay coefficient k as a function of hydraulic retention time (HRT) for total coliforms (a) and fecal coliforms (b) under different treatment conditions

گیاه، با کاهش بیشتر شاخص‌های میکروبی همراه بود و در شرایط آزمایش حاضر، کمترین غلظت مشاهده شده TC و FC در واحد کشت ترکیبی و HRT اسمی پنج‌روزه ثبت شد. افزایش زمان ماند هیدرولیکی اسمی نیز در این تیمار با بهبود عملکرد میکروبی همراه بود، هرچند این الگو به دلیل نبود تکرار مستقل، اجرای متوالی زمان‌های ماند و تعیین نشدن زمان ماند واقعی، نباید به عنوان اثر قطعی و مستقل زمان ماند یا برهم‌کنش گونه‌های گیاهی تفسیر شود.

با وجود کاهش قابل توجه بار میکروبی، غلظت شاخص‌های میکروبی در پساب خروجی در شرایط مورد مطالعه همچنان برای برخی الزامات تخلیه یا کاربرد مجدد کافی نبود. از این رو، تالاب مصنوعی را می‌توان به عنوان یکی از اجزای زنجیره تصفیه فاضلاب در نظر گرفت، اما ارزیابی ایمنی میکروبی باید بر اساس هدف نهایی استفاده از پساب و شاخص‌های مناسب انجام شود و در صورت نیاز، فرایند تکمیلی گندزدایی یا تصفیه مورد بررسی قرار گیرد.

از منظر مصارف کشاورزی، بر اساس استاندارد ملی ایران (شماره ۲۱۸۷۶) و همسو با رهنمودهای سازمان غذا و کشاورزی ملل متحد (FAO)، حد مجاز کلی فرم مدفوعی برای آبیاری نامحدود و محصولات خوراکی خام مصرف (گروه الف)، معادل ۱۰۰۰ بیشترین تعداد محتمل در ۱۰۰ میلی‌لیتر است (INSO, 2023). بر این اساس، کمترین بار میکروبی ثبت شده در این مطالعه ۷۶/۹ برابر حد مجاز مذکور است. این عدم انطباق برای مصارف شهری حساس‌تر، نظیر آبیاری فضای سبز عمومی و چمن‌زارها که فائو حد سخت‌گیرانه‌تر ۲۰۰ بیشترین تعداد محتمل در ۱۰۰ میلی‌لیتر را توصیه می‌کند، شدت یافته و به ۳۸۴/۵ برابر آستانه مجاز می‌رسد (Arden et al., 2024).

نتیجه‌گیری

پژوهش حاضر عملکرد تالاب مصنوعی با جریان زیرسطحی افقی را در تصفیه فاضلاب شهری تحت شرایط اقلیمی گرم و نیمه‌خشک دزفول بررسی کرد. نتایج نشان داد که استقرار پوشش گیاهی، در مقایسه با بستر فاقد

global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302–4315.
<https://doi.org/10.1002/joc.5086>

Foppen, J. W. A., & Schijven, J. F. (2006). Evaluation of data from the literature on the transport and survival of *Escherichia coli* and thermotolerant coliforms in aquifers under saturated conditions. *Water Research*, 40(3), 401–426.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.11.018>

Gholipour, A. (2025). Treatment wetlands in Iran: A review. *Ecological Engineering*, 212, 107494.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107494>

Hurlbert, S. H. (1984). Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, 54(2), 187–211.
<https://doi.org/10.2307/1942661>

INSO. (2023). *Treated wastewater use for irrigation projects – Part 1: The basis of a reuse project for irrigation* (Iranian National Standard No. INSO 21876-1). Iranian National Standardization Organization, Tehran, Iran. [In Persian]. <https://standard.inso.gov.ir/>

Jahne, M. A., Schoen, M. E., Garland, J. L., Nappier, S. P., & Soller, J. A. (2024). Microbial treatment targets for potable and nonpotable water reuse—A comprehensive update and harmonization. *Environmental Science & Technology Letters*, 11(11), 1175–1181.
<https://doi.org/10.1021/acs.estlett.4c00512>

Kadlec, R. H., & Wallace, S. D. (2009). *Treatment wetlands* (2nd ed.). CRC Press.
https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/KADLEC%20WALLACE%202009%20Treatment%20Wetlands%202nd%20Edition_0.pdf

Kataki, S., Chatterjee, S., Vairale, M. G., Dwivedi, S. K., & Gupta, D. K. (2021). Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on types of wastewater treated and components of the technology (macrophyte, biofilm and substrate). *Journal of Environmental Management*, 283, 111986.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111986>

Khuzestan Province Meteorological Department. (2024). Decadal agro-meteorological statistics and historical climatic series of Dezful Station (2013–2023). Ministry of Roads and Urban Development, Iran. <https://irimo.ir/far/wd/2703.html>

Nunes, A. S., Moresco, V., Tavares, K. I. S., Barardi, C. R. M., Fongaro, G., Sezerino, P. H., & Magri, M. E. (2025). Removal of pathogens at small-scale constructed wetlands under long-term operation. *Ecological Engineering*, 221, 107769.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2025.107769>

R Core Team. (2023). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.
<https://www.R-project.org/>

در مجموع، نتایج، امکان کاهش قابل‌توجه غلظت کلی‌فرم‌ها در سامانه پایلوت HSSF-CW مورد بررسی را در شرایط اقلیمی گرم و نیمه‌خشک نشان می‌دهد؛ با این حال، تأیید این الگو در مقیاس بزرگ‌تر به آزمایش‌های دارای تکرار مستقل، تعیین توزیع زمان ماند و پایش جامع‌تر شاخص‌های میکروبی نیاز دارد.

منابع

Afrous, A., Goudarzi, S., & Liaghat, A. (2011). Phytoremediation by some species of aquatic plants for As and Hg removal (Case study: Dezful, Iran). *Advances in Environmental Biology*, 5(11), 3629–3635.
<https://www.aensiweb.com/old/aeb/2011/3629-3635.pdf>

American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation. (2023). Standard methods for the examination of water and wastewater (24th ed.). APHA-AWWA-WEF.
<https://secure.apha.org/imis/ItemDetail?CATEGORY=BK&iProductCode=978-087553-2998>

Arden, S., Anderson, M., Blue, J., Ma, X. C., Jahne, M., & Garland, J. (2024). Towards the definition of treatment wetland pathogen log reduction credits. *Science of the Total Environment*, 957, 177613.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177613>

Beck, H. E., Zimmermann, N. E., McVicar, T. R., Vergopolan, N., Berg, A., & Wood, E. F. (2018). Present and future Köppen–Geiger climate classification maps at 1-km resolution. *Scientific Data*, 5, 180214.
<https://doi.org/10.1038/sdata.2018.214>

Biswal, B. K., & Balasubramanian, R. (2022). Constructed wetlands for reclamation and reuse of wastewater and urban stormwater: A review. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 836289.
<https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.836289>

Department of Environment of Iran. (1994). Environmental standards and criteria for wastewater discharge (Directive No. 1527-32). Department of Environment Publications.
https://www.moe.gov.ir/Rules_and_Regulations_Is sue/Water_and_Wastewater

Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O., & von Sperling, M. (2017). *Treatment wetlands* (Biological Wastewater Treatment Series, Vol. 7). IWA Publishing.
<https://doi.org/10.2166/9781780408774>

Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for

Bioresource Technology, 175, 594–601.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.068>

Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(1), 3–14.

<https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>

Saeed, T., & Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental and operational factors. *Journal of Environmental Management*, 112, 429–448, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011>

Shruthi & Shivashankara. (2022). Effect of HRT and seasons on the performance of a pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetland to treat rural wastewater. *Water Practice & Technology*, 17(1), 445–455.

<https://doi.org/10.2166/wpt.2021.104>

Shukla, R., Gupta, D., Singh, G., & Mishra, V. K. (2021). Performance of horizontal flow constructed wetland for secondary treatment of domestic wastewater in a remote tribal area of Central India. *Sustainable Environment Research*, 31, 13.

<https://doi.org/10.1186/s42834-021-00087-7>

Stefanakis, A. I. (Ed.). (2023). *Constructed wetlands for wastewater treatment in hot and arid climates*. Springer Nature.

<https://doi.org/10.1007/978-3-031-03600-2>

U.S. Environmental Protection Agency. (2000). Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters (Manual EPA/625/R-99/010). Office of Research and Development.

<https://www.loc.gov/resource/gdcmassbookdig.com/constructedwetla00nati/?st=grid>

UNESCO. (2023). *The United Nations World Water Development Report 2023: Partnerships and Cooperation for Water*. UNESCO, Paris.

<https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000384655>

Vymazal, J. (2014). Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. *Ecological Engineering*, 73, 724–751.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.008>

Vymazal, J. (2022). The historical development of constructed wetlands for wastewater treatment. *Land*, 11(2), 174.

<https://doi.org/10.3390/land11020174>

Vymazal, J., Zhao, Y., & Mander, Ü. (2021). Recent research challenges in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering*, 169, 106318.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106318>

Wang, J., Long, Y., Yu, G., Wang, G., Zhou, Z., Li, P., Zhang, Y., Yang, K., & Wang, S. (2022). A review on microorganisms in constructed wetlands for typical pollutant removal: Species, function, and diversity. *Frontiers in Microbiology*, 13, 845725.

<https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.845725>

Wu, H., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., Fan, J., & Liu, H. (2015). A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation.