



A Review of Eutrophication Management Methods: Strategies to Control Algal Blooms and Invasive Aquatic Plants

Reza Khalili¹ | Ali Moridi² | Korosh Kavosi³

1. Department of Civil Engineering, Faculty of Civil Engineering, Water and Environment, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran. E-mail: re_khalili@sbu.ac.ir

2. Corresponding author, Associate Professor, Department of Civil Engineering, Faculty of Civil Engineering, Water and Environment, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran. E-mail: a_moridi@sbu.ac.ir

3. Plant Biosystematics, Research Associate at Shahid Beheshti University, Tehran, Iran. E-mail: kouroshkavousi@gmail.com

Article Info

Article type: Research Article

Article history:

Received: Nov. 10, 2025

Revised: Dec. 20, 2025

Accepted: Jan. 31, 2026

Published online: Feb. 2026

Keywords:

*Eutrophication,
Nitrogen and phosphorus,
Algal blooms,
Invasive aquatic plants*

ABSTRACT

Eutrophication, resulting from excessive inputs of phosphorus and nitrogen into surface waters, is recognized as a major global environmental challenge. This phenomenon, through the occurrence of extensive algal blooms and the proliferation of invasive aquatic plants, disrupts the balance of aquatic ecosystems, degrades water quality, and threatens biodiversity. This article first examines the eutrophication process and distinguishes it from natural eutrophication, and then outlines the main management strategies at three levels: source control, in-transit control, and end-of-pipe treatment. In addition, biomanipulation is introduced as a complementary approach to improve water quality by regulating food-web structure, including classical methods such as the removal of planktivorous fish and stocking of piscivorous fish, as well as newer approaches involving phytoplanktivorous fish, bivalves, and submerged macrophytes. Emerging technologies, including phosphorus-adsorbing nanomaterials and photoactive lighting systems, are also analyzed as novel solutions for the direct suppression of algal blooms. The novelty of this study lies in proposing an integrated and adaptive framework that combines ecological, biological, and technological approaches, while explicitly considering climatic and ecosystem-specific differences among lakes, thereby enabling the design of sustainable and site-specific eutrophication management strategies. The results indicate that integrating biological and technological methods, tailored to the ecological characteristics of each lake, can play a key role in the effective and sustainable management of eutrophication and in preventing the spread of invasive aquatic plants.

Cite this article: Khalili, R., Moridi, A., Kavosi, K., (2026) A Review of Eutrophication Management Methods: Strategies to Control Algal Blooms and Invasive Aquatic Plants, *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 56 (12), 3475-3488. <https://doi.org/10.22059/ijswr.2026.405101.670040>

© The Author(s).

Publisher: University of Tehran Press.

DOI: <https://doi.org/10.22059/ijswr.2026.405101.670040>



EXTENDED ABSTRACT

Introduction

Eutrophication, caused by the excessive influx of nitrogen and phosphorus compounds into aquatic ecosystems, is one of the major environmental challenges worldwide. This process accelerates the growth of phytoplankton and invasive aquatic plants, disrupting ecological balance and degrading water quality. While natural eutrophication occurs gradually as part of lake aging, anthropogenic eutrophication—driven by agricultural runoff, wastewater discharge, and industrial effluents—occurs much faster and has severe ecological and socio-economic impacts. The need for effective management strategies to prevent harmful algal blooms (HABs) and invasive plant expansion has become increasingly urgent.

Materials and Methods

This study reviews and classifies eutrophication control methods at three hierarchical levels: (1) **source control**, (2) **in-process control**, and (3) **end-of-pipe treatment**. Source control involves optimizing fertilizer use, adopting conservation agriculture, and improving wastewater treatment systems. In-process control focuses on reducing nutrient transport through ecological engineering solutions such as vegetative buffer zones and bio-retention trenches. End-of-pipe methods include engineered wetlands and bio-filtration systems. In addition, **biomanipulation** is explored as a complementary strategy that alters the food web structure to reduce algal biomass—through removing planktivorous fish, introducing piscivorous fish, or adding filter-feeding organisms like mussels and submerged macrophytes. The article also reviews **emerging technologies** such as phosphorus-adsorbing nanomaterials and photoreactive light filters designed to directly suppress algal photosynthesis.

Discussion

Comparative analyses indicate that while single-element management (especially phosphorus control) can be effective in some regions, integrated strategies targeting both nitrogen and phosphorus are more sustainable. Biomanipulation techniques have shown varying success depending on the lake type, trophic status, and climate. Traditional approaches—like the removal of planktivorous fish or stocking of piscivorous species—have proven successful in temperate lakes but are less effective in tropical or shallow ecosystems. In these environments, nontraditional methods using filter-feeding fish (e.g., *Hypophthalmichthys nobilis*, *H. molitrix*), native mussels, and submerged plants provide better long-term outcomes. However, ecological risks linked to non-native species introduction and the high variability in local conditions necessitate site-specific evaluation. Novel technological solutions, such as nano-adsorbents and UV-C light systems, show promise but require further assessment of cost, scalability, and environmental safety.

Conclusion

Eutrophication management demands adaptive, ecosystem-based strategies that combine biological, technological, and policy measures. Reducing external nutrient loads, managing internal nutrient cycling through food-web manipulation, and adopting environmentally safe innovations form the foundation of sustainable solutions. While no universal method exists, integrative approaches—tailored to local ecological and socio-economic conditions—offer the best prospects for maintaining water quality and aquatic ecosystem health in the long term.

Author Contributions

Conceptualization, Reza Khalili and Ali Moridi; Methodology, Reza Khalili and Korosh Kavosi ; Software, Reza Khalili; Validation, Korosh Kavosi ; Writing, Reza Khalili; Preparation of the first draft, Reza Khalili; Writing, review and editing, Ali Moridi; All authors have read and approved the published version of the manuscript.

Data Availability Statement

Data is available on reasonable requests from the authors

Acknowledgements

The authors would like to express their sincere gratitude to Shahid Beheshti University for its support.

Ethical considerations

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

Conflict of interest

The author declares no conflict of interest.

مروری بر روش‌های مدیریت تغذیه‌گرایی: راهکارهای مهار شکوفایی جلبکی و گیاهان مهاجم

رضا خلیلی^۱ | علی مریدی^۲ | کوروش کاووسی^۳^۱ گروه مهندسی عمران، دانشکده عمران، آب و محیط‌زیست، دانشگاه شهیدبهشتی، تهران، ایران. رایانامه: re_khalili@sbu.ac.ir^۲ نویسنده مسئول، دانشیار، گروه مهندسی عمران، دانشکده عمران، آب و محیط‌زیست، دانشگاه شهیدبهشتی، تهران، ایران. رایانامه:a_moridi@sbu.ac.ir^۳ دکترای بیوسیستماتیک گیاهی، همکار پژوهشی دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران. kouroshkavousi@gmail.com

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: مقاله پژوهشی	
تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۸/۱۹	
تاریخ بازنگری: ۱۴۰۴/۹/۲۹	
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۱۱/۱۱	
تاریخ انتشار: اسفند ۱۴۰۴	
واژه‌های کلیدی: تغذیه‌گرایی، نیتروژن و فسفر، شکوفایی جلبکی، گیاهان مهاجم.	پدیده تغذیه‌گرایی که در نتیجه ورود بیش‌ازحد ترکیبات فسفر و نیتروژن به منابع آب سطحی رخ می‌دهد، یکی از چالش‌های مهم زیست‌محیطی در مقیاس جهانی به شمار می‌آید. این پدیده با ایجاد شکوفایی‌های گسترده جلبکی و رشد گیاهان مهاجم، تعادل بوم‌سازگان‌های آبی را برهم زده و به کاهش کیفیت آب و تهدید تنوع زیستی منجر می‌شود. در این مقاله، ابتدا فرآیند تغذیه‌گرایی و تفاوت آن با تغذیه‌گرایی طبیعی مورد بررسی قرار گرفته و سپس مهم‌ترین راهبردهای مدیریتی آن در سه سطح کنترل در مبدأ، کنترل در مسیر و تصفیه نهایی تبیین شده است. علاوه بر این، دستکاری زیستی به‌عنوان روشی مکمل در بهبود کیفیت آب از طریق تنظیم ساختار زنجیره غذایی معرفی شده و اشکال کلاسیک آن مانند حذف ماهیان پلانکتون‌خوار و ذخیره‌سازی ماهیان شکارگر، به‌همراه رویکردهای نوین نظیر استفاده از ماهیان فیتوپلانکتون‌خوار، صدف‌ها و گیاهان غوطه‌ور مورد بررسی قرار گرفته است. همچنین، فناوری‌های نوین همچون کاربرد نانومواد جاذب فسفر و نورگیرهای فعال نوری به‌عنوان راهکارهای نوظهور جهت مهار مستقیم شکوفایی جلبکی تحلیل شده‌اند. نوآوری این مطالعه در ارائه یک چارچوب یکپارچه و تطبیقی نهفته است که با تلفیق رویکردهای اکولوژیکی، زیستی و فناورانه و توجه به تفاوت‌های اقلیمی و بوم‌سازگانی دریاچه‌ها، امکان طراحی راهبردهای پایدار و مکان‌محور برای مدیریت تغذیه‌گرایی را فراهم می‌سازد. نتایج نشان می‌دهد که ترکیب روش‌های زیستی و فناورانه، متناسب با ویژگی‌های اکولوژیکی هر دریاچه، می‌تواند در مدیریت مؤثر و پایدار تغذیه‌گرایی و جلوگیری از گسترش گیاهان مهاجم نقش کلیدی ایفا کند.
استناد: خلیلی؛ رضا، مریدی؛ علی، کاووسی؛ کوروش، (۱۴۰۴) مروری بر روش‌های مدیریت تغذیه‌گرایی: راهکارهای مهار شکوفایی جلبکی و گیاهان مهاجم، مجله تحقیقات آب و خاک ایران، ۵۶ (۱۲)، ۳۴۷۵-۳۴۸۸. https://doi.org/10.22059/ijswr.2026.405101.670040	
ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.	© نویسندگان.
DOI: https://doi.org/10.22059/ijswr.2026.405101.670040	



مقدمه

افزایش غلظت مواد مغذی در اکوسیستم‌های آبی، پدیده‌ای است که تحت عنوان تغذیه‌گرایی شناخته می‌شود (Mishra, 2023). این پدیده می‌تواند هم به صورت طبیعی و هم ناشی از فعالیت‌های انسانی رخ دهد. در حالت طبیعی، تغذیه‌گرایی بخشی از روند پیری تدریجی دریاچه‌ها و تالاب‌ها محسوب می‌شود که طی آن، انباشت تدریجی مواد مغذی، شرایط را برای رشد گسترده‌تر گیاهان و جانوران آبی فراهم می‌کند (Zhao et al., 2022) با این حال، فعالیت‌های انسانی مانند ورود مقادیر اضافی نیتروژن و فسفر از طریق رواناب کشاورزی، فاضلاب‌های شهری و صنعتی، این روند طبیعی را به شدت تسریع می‌کنند (Deng et al., 2023). پیامدهای تغذیه‌گرایی، به ویژه در شکل ناشی از فعالیت انسان، بسیار گسترده است. افزایش بیش‌ازحد مواد مغذی منجر به شکوفایی جلبک‌ها (فیتوپلانکتون‌ها) و رشد گیاهان آبی مانند ماکروفیت‌ها می‌شود که تعادل اکوسیستم را به هم زده و کیفیت آب را کاهش می‌دهد. بر اساس گزارش برنامه محیط‌زیست سازمان ملل، تغذیه‌گرایی یکی از رایج‌ترین چالش‌های زیست‌محیطی منابع آب شیرین است که نه تنها تنوع زیستی را تهدید می‌کند، بلکه استفاده‌های انسانی از جمله شرب، کشاورزی، صنعت و فعالیت‌های تفریحی را نیز مختل می‌سازد (Han et al., 2020). این تغییرات زیستگاهی ضرورت مدیریت هوشمندانه منابع آب و کنترل ورودی مواد مغذی را بیش‌ازپیش آشکار می‌سازد، چراکه ادامه روند بدون مداخله می‌تواند به تخریب پایدار اکوسیستم‌ها و کاهش دسترسی به آب سالم منجر شود (Kapsalis & Kalavrouziotis, 2021). در فرآیند طبیعی تغذیه‌گرایی، مواد مغذی و رسوبات از حوزه‌های آبخیز به منابع آبی منتقل شده و در آن‌ها انباشته می‌شوند، که می‌تواند موقت یا دائمی باشد (Targamadze, 2019) مصب‌ها به‌طور طبیعی غنی از مواد مغذی هستند، زیرا هم از جریان‌های رودخانه‌ای و هم از تبادلات جزر و مدی تغذیه می‌شوند (Vinçon-Leite & Casenave, 2019). دریاچه‌ها نیز با تجمع مواد آلی و رسوبات به مرور زمان به منابع کم‌عمق و غنی از مواد مغذی تبدیل می‌شوند (Kotsiuba et al., 2022). در مقابل، تغذیه‌گرایی ناشی از فعالیت‌های انسانی با سرعتی بسیار بیشتر اکوسیستم‌های آبی را تحت تأثیر قرار می‌دهد (Tugrul et al., 2019). منابع این نوع تغذیه‌گرایی شامل منابع نقطه‌ای مانند خروجی تصفیه‌خانه‌های فاضلاب، پساب‌های صنعتی و مراکز پرورش آبزیان، و منابع غیرنقطه‌ای مانند رواناب کشاورزی، فاضولات دامی، نش‌فاضلاب و سرریز مخازن سپتیک هستند. در این فرآیند، فسفر و نیتروژن، عمدتاً در قالب ارتوفسفات، نترات و نمک‌های آمونیوم، نقش کلیدی ایفا می‌کنند. افزایش بیش‌ازحد این عناصر باعث رشد انفجاری گیاهان و جلبک‌ها، برهم خوردن تعادل زیستی و بروز پدیده‌هایی مانند کمبود اکسیژن می‌شود (Oliver et al., 2019). پیامدهای تغذیه‌گرایی دریاچه‌ها شامل محدودیت در استفاده‌های شیلاتی، تفریحی و صنعتی، شکوفایی بیش‌ازحد جلبک‌ها، انباشت زیست‌توده و ایجاد شرایط کم‌اکسیژنی ناشی از تجزیه آن‌ها است. دهه‌های اخیر نشان‌دهنده افزایش روند شکوفایی جلبکی در بسیاری از نقاط جهان بوده است؛ با این حال، به دلیل تنوع گونه‌ها و گستره اثرات، تاکنون راهکار جامع و یگانه‌ای برای مهار آن تدوین نشده است. علاوه بر جلبک‌ها، تغذیه‌گرایی شرایط رشد گیاهان آبی، به‌ویژه گونه‌های مهاجم مانند *Eichhornia crassipes*، *Salvinia molesta* و *Lemna minor* (شکل ۱) را فراهم می‌آورد (Buta et al., 2023). این گیاهان با رشد و گسترش سریع خود می‌توانند بخش وسیعی از سطح دریاچه‌ها را بپوشانند، کاهش نفوذ نور، افزایش مواد آلی مرده، کاهش سطح اکسیژن محلول و انتشار گازهای سمی را موجب شوند و استفاده انسانی و تنوع زیستی را محدود کنند.



(ب)



(الف)

شکل ۱: گونه‌های مهاجم (الف) *Eichhornia crassipes*، (ب) *Salvinia molesta* (Koutika & Rainey, 2015)

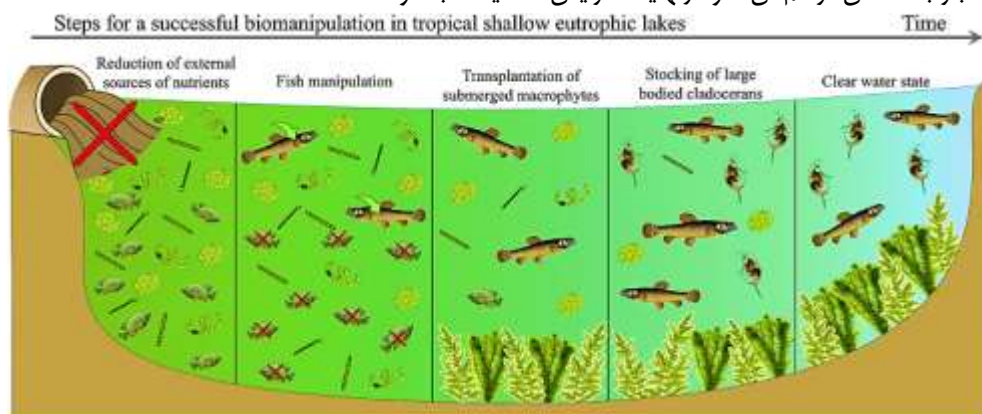
این مقاله با هدف ارائه یک چارچوب یکپارچه و تطبیقی، روش‌های کلاسیک مدیریت مواد مغذی، دستکاری زیستی و فناوری‌های نوظهور را به صورت همزمان و مقایسه‌ای در مدیریت تغذیه‌گرایی بررسی می‌کند. تلفیق رویکردهای اکولوژیکی، زیستی و فناوریانه، همراه با توجه به تفاوت‌های اقلیمی و بوم‌سازگانی و بهره‌گیری از فناوری‌هایی مانند نانومواد جاذب فسفر و سامانه‌های نوری فعال، امکان طراحی راهبردهای پایدار و مکان‌محور برای کنترل شکوفایی جلبکی و گیاهان مهاجم را فراهم می‌آورد.

تغذیه‌گرایی و مهار آن

تغذیه‌گرایی یکی از چالش‌های مهم و فراگیر کیفیت آب در سطح جهانی به‌شمار می‌آید. این پدیده در نتیجه‌ی افزایش ورودی‌های مواد مغذی به منابع آب، به‌ویژه ترکیبات فسفر و نیتروژن، بروز می‌کند که به رشد بیش‌ازحد جلبک‌ها و گیاهان آبرزی منجر می‌شود. باوجود پیشرفت‌های علمی، همچنان اختلاف‌نظرهایی درباره بهترین رویکردهای کنترل یا معکوس‌سازی تغذیه‌گرایی وجود دارد. نتایج برخی مطالعات نشان داده‌اند که کاهش بار فسفر می‌تواند زیست‌توده فیتوپلانکتون را کاهش دهد و موجب بهبود شرایط کیفی آب شود. درعین‌حال، سایر پژوهش‌ها بر ضرورت مدیریت هم‌زمان فسفر و نیتروژن برای مقابله مؤثر با تغذیه‌گرایی تأکید کرده‌اند. شواهد حاصل از مطالعات میدانی در مقیاس بزرگ نشان می‌دهند که اگرچه کنترل دو عنصر می‌تواند نتایج مثبت‌تری در پی داشته باشد، اما ملاحظات اقتصادی و زیست‌محیطی، به‌ویژه در بخش کشاورزی، باعث می‌شود که رویکرد تک‌عنصری (کاهش فسفر) همچنان گزینه‌ای رایج در بسیاری از مناطق نظیر اروپا و آمریکای شمالی باشد. بااین‌حال، در سیاست‌های جاری اتحادیه اروپا و ایالات متحده بر کاهش هم‌زمان ورودی‌های فسفر و نیتروژن به‌عنوان اقدامی کلیدی برای مهار تغذیه‌گرایی تأکید شده است. در سال‌های اخیر، فناوری‌های گوناگونی برای کنترل و کاهش تغذیه‌گرایی توسعه یافته‌اند که از جمله آن‌ها می‌توان به ارتقاء تصفیه‌خانه‌های فاضلاب و بهبود مدیریت پساب‌های شهری و صنعتی (به‌عنوان منابع نقطه‌ای آلودگی) اشاره کرد. بااین‌وجود، رواناب‌های غیر نقطه‌ای ناشی از فعالیت‌های کشاورزی همچنان به‌عنوان منبع اصلی ورود نیتروژن کل (TN) و فسفر کل (TP) به منابع آب در سطح جهانی شناخته می‌شوند. سه رویکرد عمده برای کنترل بارگذاری مواد مغذی، به‌ویژه نیتروژن و فسفر، به دریاچه‌ها، رودخانه‌ها و دیگر منابع آب سطحی قابل‌شناسایی است: کنترل در مبدأ، کنترل فرآیند و تصفیه نهایی. هر یک از این رویکردها دارای راهبردها و ابزارهای خاصی است که باهدف کاهش میزان ورودی مواد مغذی و پیشگیری از بروز پدیده تغذیه‌گرایی به کار گرفته می‌شوند. در مرحله کنترل در مبدأ، اقدامات مدیریتی عمدتاً متمرکز بر کاهش ورودی‌های اولیه مواد مغذی به سامانه‌های آبی هستند. این اقدامات شامل بهینه‌سازی و مدیریت مصرف کودهای شیمیایی و آلی، به‌کارگیری شیوه‌های کشاورزی حفاظتی نظیر کاهش شخم، کاشت پوشش‌های دائمی و تناوب زراعی و نیز ارتقاء کارایی سامانه‌های آبیاری به‌منظور کاهش رواناب حاوی مواد مغذی می‌شود. بهره‌گیری از این روش‌ها در سطح حوزه آبریز، یکی از مؤثرترین راهبردها برای پیشگیری از ورود مقادیر زیاد نیتروژن و فسفر به منابع آبی به‌شمار می‌رود. در مرحله فرآیند، تمرکز بر کاهش انتقال و تبدیل مواد مغذی در مسیر حرکت آن‌ها به‌سوی منابع آبی است. این رویکرد معمولاً با استفاده از سازه‌های طبیعی و شبه طبیعی مانند نهرهای اکولوژیکی، ترانشه‌های زیستی و پوشش‌های گیاهی مقاوم در حاشیه زمین‌های کشاورزی پیاده‌سازی می‌شود. این سامانه‌ها با فراهم آوردن محیط مناسب برای فرایندهای زیست‌ژئوشیمیایی همچون جذب، ته‌نشینی، تجزیه و دنتریفیکاسیون، موجب کاهش بار مواد مغذی می‌شوند. در مرحله نهایی که غالباً مکمل مراحل پیشین است، از سازه‌های مهندسی‌شده برای تصفیه رواناب قبل از ورود آن به آب‌های پذیرنده استفاده می‌شود. تالاب‌های مصنوعی، نوارهای حائل گیاهی (Buffer Strips) و سامانه‌های فیلتراسیون فیزیکی و زیستی نمونه‌هایی از این روش‌ها هستند که توانایی بالایی در جذب و حذف مواد مغذی دارند. انتخاب و طراحی بهینه این سامانه‌ها باید با توجه به دبی رواناب، بار آلاینده، اقلیم منطقه و سایر عوامل محیطی انجام شود. علاوه بر این سه سطح کنترلی، به‌کارگیری فناوری‌های نوین و رویکردهای مکمل نیز موردتوجه قرار گرفته است. یکی از این رویکردها، دستکاری زیستی (Bio manipulation) برای کنترل و مدیریت شکوفایی جلبکی است. این روش‌ها از طریق تنظیم ساختار و پویایی جامعه آبریان (مانند افزایش جمعیت فیتوپلانکتون‌خواران یا کاهش ماهیان پلانکتون‌خوار) به بهبود کیفیت آب و کاهش تراکم شکوفایی جلبکی کمک می‌کنند. مطالعات متعدد نشان داده‌اند که ترکیب اقدامات در سطوح مختلف مدیریت بار مواد مغذی با دستکاری زیستی می‌تواند به راهکارهای پایدارتر و اثربخش‌تری در کنترل تغذیه‌گرایی منجر شود. درنهایت، انتخاب مناسب‌ترین ترکیب از این رویکردها برای هر منطقه، باید با در نظر گرفتن مجموعه‌ای از شاخص‌ها نظیر شرایط اقلیمی، دوره‌های فصلی، نوع کاربری اراضی، الگوی کشت، ویژگی‌های خاک، توپوگرافی و وضعیت اکولوژیکی حوضه انجام گیرد. رویکردهای تلفیقی و مدیریت سازگار با بوم‌سازگان می‌توانند بهترین نتایج را در کاهش ورودی مواد مغذی و حفاظت از کیفیت آب‌های سطحی فراهم سازند.

دستکاری زیستی برای مهار شکوفایی جلبکی

کنترل یا کاهش ورودی‌های خارجی مواد مغذی به‌تنهایی برای مهار رشد بیش‌ازحد فیتوپلانکتون‌ها کافی نیست و در این راستا، استفاده از دستکاری زیستی به‌عنوان یک رویکرد مکمل برای بهبود کیفیت آب دریاچه‌ها پیشنهاد شده است. در اصل، این روش بر مبنای این ایده شکل گرفت که کاهش جمعیت ماهیان پلانکتون‌خوار موجب افزایش تراکم زئوپلانکتون‌های درشت‌جثه می‌شود که با تغذیه مؤثر فیتوپلانکتون‌ها، منجر به کاهش تراکم آن‌ها و درنهایت افزایش شفافیت آب خواهد شد.



شکل ۲: دستکاری زیستی برای کنترل با هدف تأثیرگذاری بر شبکه غذایی و کاهش جلبک‌ها (Amorim & Moura, 2020)

کاهش ماهیان پلانکتون‌خوار

کاهش ماهیان پلانکتون‌خوار می‌تواند از طریق ذخیره‌سازی ماهیان شکارگر و یا با بهره‌گیری از فعالیت ماهیگیران تحقق یابد. این روش که باهدف افزایش فشار تغذیه زئوپلانکتون‌های درشت‌جثه (نظیر گونه‌های دافنی) و در پی کاهش ماهیان پلانکتون‌خوار انجام می‌شود، به‌عنوان دستکاری زیستی کلاسیک شناخته می‌شود. مطالعات نشان داده‌اند که افزودن ماهیان شکارگر به‌عنوان ابزار دستکاری زیستی نسبت به حذف مستقیم ماهیان

پلانکتون‌خوار از نظر عملیاتی مزیت‌هایی دارد، اما در کاهش شکوفایی فیتوپلانکتون‌ها ممکن است به‌اندازه حذف مستقیم مؤثر نباشد. گونه‌های متنوعی از ماهیان شکارگر، نظیر اردک‌ماهی، سوف، مارماهی شکارگر، قزل‌آلا، گربه‌ماهی اروپایی، ماهی ماس، وال‌آی و در اروپا و باس دهان‌گشاد، سوف در دریاچه‌های ایالات متحده آمریکا برای این منظور به کار گرفته شده‌اند (Triest et al., 2016). بااین‌حال، موفقیت دستکاری زیستی کلاسیک به عوامل متعددی وابسته است. ازجمله، برای اثربخشی مداوم، باید جمعیت ماهیان پلانکتون‌خوار به‌طور منظم کنترل و حذف شود، زیرا در صورت بازگشت آن‌ها، اثرات مثبت روش از بین می‌رود. همچنین، وجود مقادیر بالای فسفر در رسوبات و یا دسترسی ماکروفیت‌های غوطه‌ور می‌تواند مانع از بهبود کیفیت آب شود. ازاین‌رو، کارایی این روش عمدتاً به دریاچه‌هایی محدود می‌شود که شرایط خاصی برای موفقیت بلندمدت آن دارند (X. Zhang et al., 2008). در مقابل، دستکاری زیستی غیر سنتی که بیشتر در دریاچه‌های گرمسیری پر بار و غنی از مواد مغذی کاربرد دارد، از ذخیره‌سازی ماهیان فیتوپلانکتون‌خوار برای کنترل شکوفایی جلبکی استفاده می‌کند. در این روش، معمولاً گونه‌هایی چون کپور سرگنده (*Hypophthalmichthys nobilis*) و کپور نقره‌ای (*Hypophthalmichthys molitrix*) (شکل ۳) به کار گرفته می‌شوند که توانایی بالایی در سرکوب شکوفایی گونه‌های مضر نظیر میکروسیستیس دارند.

- 1 *Esox lucius*
- 2 *Sander lucioperca*
- 3 *Anguilla anguilla*
- 4 *Oncorhynchus mykiss*
- 5 *Silurus glanis*
- 6 *Salmo trutta*
- 7 *Sander vitreus*
- 8 *Micropterus salmoides*



(ب)



(الف)

شکل ۳: ماهیان پلانکتون‌خوار (الف) *Hypophthalmichthys nobilis*، (ب) *Hypophthalmichthys molitrix* (Su et al., 2020)

شواهد نشان می‌دهد که کپور نقره‌ای عمدتاً از فیتوپلانکتون تغذیه می‌کند، درحالی‌که عادات تغذیه‌ای کپور سرگنده بسته به شرایط تروفیکی دریاچه متفاوت است. یافته‌های اخیر سو و همکاران (۲۰۱۹) نشان داد که کپور سرگنده در دریاچه‌های مزوتروف از زئوپلانکتون تغذیه می‌کند، اما در دریاچه‌های اوتروف ترجیح به مصرف فیتوپلانکتون دارد و عملکرد خوبی در این شرایط نشان می‌دهد؛ بنابراین، ترکیب این دو گونه می‌تواند راهکاری مؤثر برای مهار شکوفایی جلبکی در دریاچه‌های اوتروف باشد. برای بازسازی کیفیت آب در دریاچه‌هایی که دچار بارگذاری مواد مغذی داخلی ناشی از رسوبات کف هستند (Ha et al., 2013)، زمانی که کنترل ورودی‌های خارجی به‌تنهایی کافی نیست، استفاده از گونه‌هایی مانند تیلایپا (*Oreochromis niloticus*) در قالب دستکاری زیستی غیر سنتی در کشورهایی مانند چین و برزیل موردتوجه قرار گرفته است (K. Lu et al., 2006; Menezes et al., 2010). این رویکرد به‌ویژه در دریاچه‌های یوتروفیک که فاقد زئوپلانکتون‌های درشت‌جثه هستند و در مواردی که هدف، کاهش گونه‌های ریز جلبکی بزرگ است، کارآمد به‌شمار می‌آید. در مقابل، در دریاچه‌هایی با سطح تغذیه‌گرایی پایین‌تر که تحت سلطه نانوفیتوپلانکتون‌ها هستند، کارایی چندانی ندارد (X. Zhang et al., 2008). دو گونه‌ی کپور نقره‌ای و کپور سرگنده که بومی آسیا هستند، از دهه ۱۹۷۰ برای بهبود کیفیت آب در آبرزی‌پروری به کار گرفته شده‌اند. این ماهیان با تغذیه از فیتوپلانکتون‌ها می‌توانند شکوفایی جلبکی را مهار کنند و هم‌زمان به‌طور گسترده در بسیاری از آب‌های جهان معرفی شده و در پرورش چندگونه‌ای نیز استفاده شده‌اند. با این وجود، به دلیل پایین بودن تقاضای مصرف‌کننده و قیمت فروش پایین در برخی کشورها، تولید این گونه‌ها چندان اقتصادی نیست (G. Lu et al., 2020). افزون بر این، در بسیاری از کشورها این ماهیان به‌عنوان گونه‌های غیربومی یا حتی مهاجم شناخته می‌شوند و ممکن است تهدیدی برای تنوع زیستی محسوب شوند. به همین دلیل، استفاده از آن‌ها در دستکاری زیستی عمدتاً به زیستگاه‌های بومی و دریاچه‌های بسیار یوتروفیک با تراکم بالای ریز جلبک‌ها، مانند گونه‌های میکروسیستیس، محدود شده است. در رویکردی دیگر از دستکاری زیستی، از صدف‌ها به‌ویژه صدف گورخری (*Dreissena polymorpha*) (شکل ۳-ب) برای بهبود و تثبیت کیفیت آب از طریق تغذیه فیتوپلانکتون، پس از کاهش بار مواد مغذی، استفاده می‌شود. با این حال، بیشتر شواهد موجود از مطالعات آزمایشگاهی و در مقیاس کوچک به‌دست آمده و آزمایش‌های میدانی در مقیاس کامل دریاچه‌ای هنوز به‌طور گسترده انجام نشده است (Feniova et al., 2020; Kirsch & Dzialowski, 2012).

صدف‌ها

صدف‌ها از طریق مکانیسم‌هایی مانند تغذیه معلق، تغذیه رسوبات، رسوب‌گذاری زیستی، آشفتگی زیستی و تولید پوسته، نقشی کلیدی در اکوسیستم‌های آبی ایفا می‌کنند. برخی از گونه‌های صدف بزرگ از راسته‌ی Unionidae (شکل ۴) قادرند با فیلتر کردن حجم بالایی از آب و مصرف سیانوباکتری‌ها، در عرض چند روز بهبود قابل‌توجهی در کیفیت آب ایجاد کنند. با این وجود، جمعیت این صدف‌ها معمولاً در اثر شکار لاروهای آن‌ها توسط ماهیان کاهش می‌یابد؛ بنابراین، بازسازی مستمر ذخایر این گونه‌ها می‌تواند یک رویکرد بالقوه مؤثر در دستکاری زیستی برای تثبیت کیفیت آب باشد، گرچه تاکنون توجه کمتری به کاربرد وسیع این روش در مقایسه با سایر رویکردهای دستکاری زیستی معطوف شده است (Hoellein et al., 2017; Saha et al., 2023).



(b)



(a)

شکل ۴: دوکفه‌ای‌های پلانکتون‌خوار، (الف) *Dreissena polymorpha* (صدف گورخری)، (ب) یک دوکفه‌ای از خانواده Unionidae (Feniova et al., 2020)

برای جلوگیری از شکار صدف‌ها توسط ماهیان، حذف ماهی‌های صدف‌خوار پیش از بازسازی ذخایر صدف، به‌ویژه در مورد صدف‌های جوان که قادر به فرار از شکار نیستند، اهمیت بالایی دارد. صدف گورخری قابلیت مصرف فیتوپلانکتون و بهبود کیفیت آب را نشان داده است. با این حال، استفاده از این گونه در دستکاری زیستی همچنان محل بحث است، زیرا ورود آن به اکوسیستم‌های غیربومی می‌تواند منجر به مشکلات زیست‌محیطی شود. صدف گورخری، در زیستگاه‌های غیربومی، توان رقابتی بالایی با گونه‌های بومی دارد و می‌تواند منجر به کاهش تنوع گونه‌های نرم‌تنان بومی یا حتی حذف آن‌ها شود. افزون بر این، به‌عنوان گونه‌ای مزاحم در فعالیتهایی چون قایقرانی تفریحی، حمل‌ونقل دریایی و نیز در زیرساخت‌های آب شهری و صنعتی شناخته می‌شود و می‌تواند استفاده از منابع آبی را با مشکلات جدی مواجه سازد. در نتیجه، به‌کارگیری صدف گورخری در برنامه‌های دستکاری زیستی باید با احتیاط فراوان همراه باشد، به‌ویژه در مواردی که معرفی آن به زیستگاه‌های جدید مطرح است. در چنین شرایطی، بهتر است اولویت به استفاده از گونه‌های بومی دوکفه‌ای داده شود و پیش از به‌کارگیری، قابلیت آن‌ها در بهبود کیفیت آب به‌دقت ارزیابی گردد. از سوی دیگر، دستکاری ماکروفیت‌های غوطه‌ور نیز به‌عنوان روشی مؤثر در کنترل فرایند تغذیه‌گرایی، به‌ویژه در دریاچه‌های کم‌عمق، مورد استفاده قرار گرفته است. این گیاهان با تثبیت مواد مغذی در بستر و کاهش زیست‌توده فیتوپلانکتون، نقشی کلیدی در حفظ وضعیت آب زلال ایفا می‌کنند. همچنین، ماکروفیت‌های غوطه‌ور از طریق فراهم کردن زیستگاه و منابع غذایی برای گونه‌های متنوع آبی، به افزایش تنوع زیستی اکوسیستم کمک می‌کنند. افزون بر این، این گیاهان می‌توانند با سازوکارهایی همچون رقابت برای جذب مواد مغذی، ترشح ترکیبات آلوپاتیک و جلوگیری از بازآشتگی رسوبات کف که معمولاً ناشی از باد یا فعالیت ماهیان است به حفظ کیفیت آب و مهار بازایافت داخلی مواد مغذی کمک کنند (Saha et al., 2023).

در آغاز، رشد ماکروفیت‌های غوطه‌ور می‌تواند با ایجاد شرایط آب زلال تحریک شود. با این حال، بارگذاری مزمن و بلندمدت مواد مغذی به افزایش زیست‌توده فیتوپلانکتون‌ها منجر می‌شود که در نهایت موجب کدورت آب و محدودیت نفوذ نور شده و به کاهش یا حذف ماکروفیت‌های غوطه‌ور می‌انجامد. در شرایط کدر، به‌ویژه در آب‌های کم‌عمق، معمولاً جوامع فیتوپلانکتونی تحت سلطه گونه‌های جلبکی، به‌ویژه سیانوباکتری‌های سمی، قرار می‌گیرند. اثر مثبت ماکروفیت‌ها در حفظ وضعیت آب زلال در دریاچه‌های معتدل به‌خوبی مستند شده است و شواهدی وجود دارد که در دریاچه‌های گرمسیری و نیمه گرمسیری نیز اثرات مشابهی دارند، با این وجود، نیاز به تحقیقات بیشتری وجود دارد تا مشخص شود که آیا این اثرات در مناطق گرمسیری و نیمه گرمسیری به‌طور گسترده قابل تعمیم هستند یا خیر. در مطالعه‌ای، Liu و همکاران (۲۰۱۸) موفقیت احیای یک دریاچه گرمسیری کم‌عمق یوتروفیک در جنوب چین (دریاچه غربی هویشو) را با استفاده از یک رویکرد یکپارچه شامل حذف ماهیان پلانکتی-کف‌زی، کاشت ماکروفیت‌های غوطه‌ور و ذخیره‌سازی ماهیان شکارچی گزارش کردند (Liu et al., 2018). در فرایندهای احیای دریاچه، معمولاً بازگشت ماکروفیت‌های غوطه‌ور به‌عنوان شاخص موفقیت در نظر گرفته می‌شود، زیرا این گیاهان در تثبیت شرایط آب زلال نقش اساسی دارند. پس از بهبود کیفیت آب، ماکروفیت‌ها معمولاً در مدت چند هفته تا چند سال به آب‌های کم‌عمق بازمی‌گردند، هرچند در برخی موارد بازگشت آن‌ها ممکن است کندتر باشد (Rybak et al., 2024).

ورود بیش‌ازحد مواد مغذی به دریاچه‌ها می‌تواند منجر به شکوفایی فیتوپلانکتون‌ها و افزایش رشد گیاهان آبی شود. در این شرایط، اگرچه رشد سریع ریز جلبک‌ها در ابتدا غالب است، اما به تدریج گونه‌های مهاجم آبی مانند *Salvinia* و *Eichhornia crassipes*

molesta با تشکیل حصیرهای شناور متراکم، سطوح وسیعی از دریاچه‌ها را می‌پوشانند. این پدیده به‌وضوح در اکوسیستم‌های حساسی مانند دریاچه ویکتوریا مشاهده شده است. علاوه بر این، گونه‌های دیگری مانند پیچک آبی (*Ipomoea aquatica*) و پنیرک آبی مهاجم (*Ludwigia peploides*) به‌عنوان گیاهان بالارونده و نیز گونه‌هایی مانند عدسک آبی (*Lemna minor*) و تیغ چنگک آبی (*Hydrilla verticillata*) (شکل ۵) به دلیل رشد و گسترش سریع، تنوع زیستی را کاهش داده و کیفیت آب را تحت تأثیر قرار می‌دهند. جالب‌توجه آنکه بسیاری از این گونه‌ها در ابتدا با اهداف زینتی یا تجاری وارد محیط‌های جدید شده‌اند، اما آسیب‌پذیری اکوسیستم‌های آب شیرین در برابر این مهاجمان، پیامدهای اکولوژیکی جبران‌ناپذیری به همراه داشته است.



(ب)



(الف)



(د)



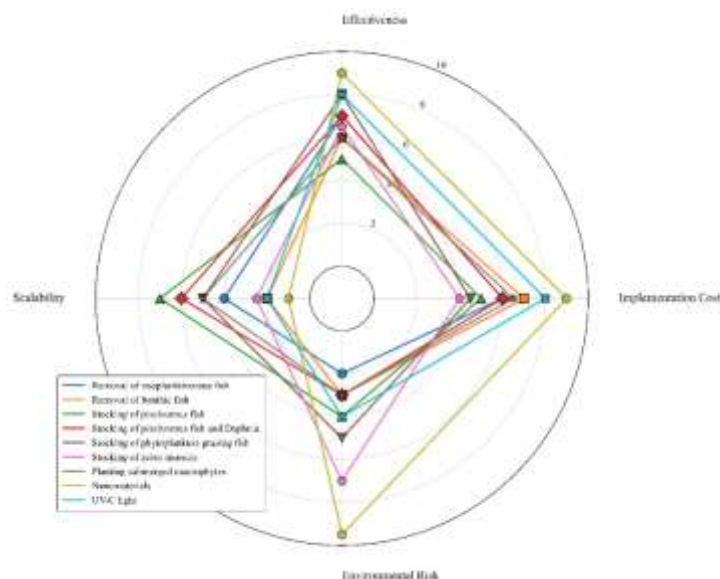
(ج)

شکل ۵: گونه‌های مهاجم (*Ipomoea aquatica* (الف)، *Ludwigia peploides* (ب)، *Lemna minor* (ج) و *Hydrilla verticillata* (د) (Al-Irsyad et al., 2024; Galal et al., 2021; Gostynska et al., 2022))

باوجود گستردگی مطالعات در زمینه به‌کارگیری روش‌های مختلف دستکاری زیستی برای مهار شکوفایی جلبکی، تحلیل‌های تطبیقی نشان می‌دهند که میزان اثربخشی، پایداری و امکان‌پذیری اجرایی این روش‌ها به‌شدت متأثر از ویژگی‌های بوم‌سازگان، نوع دریاچه و شرایط اقتصادی و اجتماعی منطقه است. روش‌های کلاسیک مانند حذف ماهیان پلانکتون‌خوار یا ذخیره‌سازی ماهیان شکارگر، در برخی دریاچه‌های معتدل موفقیت‌های چشمگیری داشته‌اند، اما در اکوسیستم‌های گرمسیری یا کم‌عمق، به‌دلیل پیچیدگی زنجیره‌های غذایی، بازگشت سریع مواد مغذی از رسوبات و فشارهای انسانی، اثربخشی آن‌ها محدودتر گزارش شده است. در سال‌های اخیر، رویکردهای نوظهور فناوریانه، به‌ویژه استفاده از نانو مواد جاذب فسفر و سامانه‌های ترکیبی زیستی-شیمیایی، به‌عنوان ابزارهای مکمل یا جایگزین مورد توجه قرار گرفته‌اند. اگرچه مطالعات آزمایشگاهی نشان‌دهنده ظرفیت بالای این نانو مواد در حذف فسفر محلول هستند، اما مقیاس‌پذیری این فناوری‌ها در شرایط واقعی مخازن و دریاچه‌ها همچنان با چالش‌های جدی مواجه است. ازجمله این چالش‌ها می‌توان به نیاز به مقادیر بالای ماده جاذب، دشواری توزیع یکنواخت در پهنه‌های آبی بزرگ، و کاهش کارایی جذب در حضور مواد آلی و یون‌های رقابتی اشاره کرد. از منظر اقتصادی، هزینه تولید، اصلاح سطحی و بازیافت نانو مواد، به‌ویژه در مقیاس بزرگ، یکی از محدودیت‌های اصلی کاربرد عملی

آن‌ها محسوب می‌شود. در بسیاری از مطالعات، تحلیل هزینه-فایده انجام نشده یا به شرایط آزمایشگاهی محدود مانده است، در حالی که مقایسه این فناوری‌ها با روش‌های متداول مدیریت بار مغذی نشان می‌دهد که بدون بهینه‌سازی فرآیند تولید و بازیافت، استفاده گسترده از نانو مواد ممکن است از نظر اقتصادی توجیه‌پذیر نباشد. علاوه بر این، اثرات احتمالی نانو ذرات، به‌ویژه نانو ذرات اکسید آهن مانند Fe_3O_4 ، نانو کامپوزیت‌های پایه زئولیت، نانو ذرات لایه‌های دوگانه هیدروکسیدی (Layered double hydroxides) و نانوذرات دی‌اکسید تیتانیوم TiO_2 اصلاح‌شده، یکی از مهم‌ترین نگرانی‌های زیست‌محیطی محسوب می‌شود. شواهدی وجود دارد که نشان می‌دهد رهایش کنترل‌نشده این نانو مواد می‌تواند بر فیتوپلانکتون‌ها، زئوپلانکتون‌ها و میکروارگانیسم‌های کف‌زی اثرات منفی بلندمدت داشته باشد. از این‌رو، پژوهش‌های اخیر بر توسعه نانو مواد زیست‌سازگار، قابل بازیافت و با حداقل خطر زیست‌محیطی تمرکز یافته‌اند. در مجموع، اگرچه فناوری‌های نوین مبتنی بر نانو مواد پتانسیل بالایی برای کنترل هدفمند فسفر و مهار شکوفایی جلبکی دارند، اما کاربرد موفق آن‌ها در مقیاس واقعی مستلزم ارزیابی جامع پایداری زیست‌محیطی، تحلیل اقتصادی دقیق و تلفیق با راهبردهای کلاسیک مدیریت مواد مغذی است (Abukhadra et al., 2020; Ashfaq et al., 2022; Khalili et al., 2022; Rahman et al., 2021).

از سوی دیگر، نورگیرهای فعال نوری باهدف کاهش یا فیلتر کردن طول‌موج‌های مؤثر در فرآیند فتوسنتز (عموماً در محدوده ۴۰۰ تا ۷۰۰ نانومتر)، به‌عنوان روشی مستقیم برای مهار رشد فیتوپلانکتون‌ها پیشنهاد شده‌اند. این نورگیرها می‌توانند به‌صورت پنل‌های سطحی، پوشش‌های نیم‌شفاف، یا سامانه‌های فتوکاتالیستی طراحی شوند. برخی از آن‌ها با استفاده از مواد فتوکاتالیست نظیر TiO_2 ، تحت تابش نور خورشید، رادیکال‌های فعال تولید کرده و موجب آسیب به ساختار سلولی فیتوپلانکتون‌ها می‌شوند. این روش در محیط‌های کنترل‌شده نظیر استخرهای آبی‌پروری، حوضچه‌های تصفیه یا مخازن سطحی کاربردی‌تر بوده و از لحاظ زیست‌محیطی نسبت به روش‌های شیمیایی کم‌خطرتر تلقی می‌شود. با این‌وجود، تأثیر آن بر سایر جانداران نورزی و همچنین محدودیت در عمق نفوذ نور، از جمله چالش‌های پیش‌روست. همچنین رویکردهایی مانند استفاده از نور UV-C موضعی برای مهار شکوفایی در نقاط بحرانی، یا بهره‌گیری از ربات‌های خودران برای جمع‌آوری سطحی جلبک‌ها در مخازن حساس نیز در مقیاس آزمایشگاهی یا پیلوت نتایج امیدوارکننده‌ای داشته‌اند. این روش‌ها هرچند در مرحله تحقیق و توسعه قرار دارند، اما در کنار رویکردهای اکولوژیکی کلاسیک می‌توانند افق‌های جدیدی برای مدیریت پایدار منابع آبی فراهم کنند. بررسی تطبیقی و مدل‌سازی هزینه-فایده این فناوری‌ها در مطالعات آینده اهمیت بالایی خواهد داشت (Udugamasuriyage et al., 2024; Wang et al., 2025). در شکل ۶ مقادیر اثربخشی، هزینه اجرا، ریسک زیست‌محیطی و مقیاس‌پذیری روش‌ها نشان داده شده است. امتیازدهی شاخص‌های اثربخشی، هزینه اجرا، ریسک زیست‌محیطی و مقیاس‌پذیری در شکل ۶ بر اساس یک چارچوب نیمه کمی (semi-quantitative) انجام شده است. این امتیازها از تلفیق نتایج مطالعات میدانی، آزمایشگاهی و گزارش‌های مروری استخراج شده و به‌صورت نسبی (comparative ranking) در بازه نرمال شده ۱ تا ۱۰ بیان شده‌اند. در این چارچوب، مقدار ۱۰ نشان‌دهنده بیشترین سطح اثر، هزینه، ریسک یا قابلیت مقیاس‌پذیری در مقایسه با سایر روش‌ها است و مقدار ۱ کمترین سطح را نشان می‌دهد. این مقادیر با هدف مقایسه نسبی روش‌ها و نه پیش‌بینی کمی عملکرد مطلق آن‌ها ارائه شده‌اند.



شکل ۶: اثربخشی، هزینه اجرا، ریسک زیست‌محیطی و مقیاس‌پذیری روش‌های کنترل تغذیه و روش‌های دستکاری زیستی

جدول ۱. مروری بر روش‌های سنتی و نوظهور دستکاری زیستی برای کنترل شکوفایی جلبکی

روش	هدف	مزایا	محدودیت‌ها	مقیاس کاربرد	ارجاع
حذف ماهیان زئوپلانکتی خوار	افزایش تراکم زئوپلانکتون‌های بزرگ که از فیتوپلانکتون تغذیه می‌کنند	کم‌هزینه، بدون مواد شیمیایی، تجربه موفق در دریاچه‌های معتدل	وابسته به ساختار زیستی، اثر کوتاه‌مدت، حساس به بازگشت مواد مغذی	دریاچه‌های کوچک تا متوسط	(Søndergaard et al., 2008; Y. Zhang et al., 2023)
حذف ماهیان کف‌زی	حذف ماهیان کف‌زی که از مواد باقی‌مانده کف تغذیه می‌کنند تا از برهم‌زدن رسوبات و غنی‌سازی داخلی مواد مغذی جلوگیری شود	بهبود شفافیت آب، کاهش بار داخلی مواد مغذی	اجرای دشوار، وابسته به ویژگی رسوبات و ترکیب گونه‌ای	دریاچه‌های کم‌عمق	(Bernes et al., 2015; Dantas et al., 2019; Schrage & Downing, 2004)
رها سازی ماهیان گوشت‌خوار	برای کاهش ماهیان زئوپلانکتی خوار، ماهیان گوشت‌خوار رها سازی می‌شوند تا تراکم زئوپلانکتون افزایش یافته و در نتیجه چرای فیتوپلانکتون بیشتر شود	اثر غیرمستقیم پایدارتر نسبت به حذف مستقیم، مقبولیت مدیریتی بالاتر	کنترل ضعیف در صورت بار مغذی بالا، ریسک عدم تعادل اکولوژیک	دریاچه‌های طبیعی معتدل	(Schrage & Downing, 2004; Skov et al., 2002; Winfield, 2015)
رها سازی ماهیان گوشت‌خوار و دافیا	برای کاهش ماهیان زئوپلانکتی خوار و افزایش چرای دافیا بر فیتوپلانکتون	افزایش اثربخشی کوتاه‌مدت، بهبود سریع شفافیت	نیاز به مدیریت دقیق، حساس به تغییرات فصلی	مقیاس پایلوت تا دریاچه‌های کوچک	(Benndorf, 1995; Ha et al., 2013; Schriver et al., 1995; Skov et al., 2002)
رها سازی ماهیان فیتوپلانکتون خوار	ماهیان فیلترکننده پلانکتون خوار (مانند آمور و کپور سرگنده) برای حذف فیتوپلانکتون رها سازی می‌شوند	اثربخش در دریاچه‌های یوتروفیک گرمسیری، کاهش سریع شکوفایی	ریسک مهاجم بودن گونه‌ها، ارزش اقتصادی پایین، اثرات جانبی اکولوژیک	دریاچه‌های بسیار یوتروفیک	(Ersoy et al., 2019; Xiao et al., 2010; C. Zhang et al., 2023)
رها سازی صدف‌های گورخری	فروزدن صدف‌های دوکفه‌ای برای افزایش چرای فیتوپلانکتون	ظرفیت بالای تصفیه آب، بهبود شفافیت	گونه مهاجم، تهدید تنوع زیستی، مشکلات زیرساختی	محدود و پرریسک	(Morehouse et al., 2013; Sarnelle et al., 2012; Vanderploeg et al., 2017)
کاشت گیاهان آبی غوطه‌ور	اجازه به رشد ماکرو فیت‌ها برای حفظ شفافیت آب	پایداری بلندمدت، افزایش تنوع زیستی	نیازمند شرایط آب زلال اولیه، حساس به کدورت و باد	دریاچه‌های کم‌عمق	(Fu et al., 2024; Knopik & Newman, 2018; Paice et al., 2016; Rao et al., 2020; Xu et al., 2011)
نانومواد	با داشتن سطح ویژه بالا و قابلیت تغییر شیمیایی، فسفات محلول را جذب کرده و رشد فیتوپلانکتون را به‌طور غیرمستقیم مهار می‌کند	بازده جذب بالا، قابلیت طراحی هدفمند	هزینه بالا، چالش مقیاس‌پذیری، نگرانی اکوتوکسیک	آزمایشگاهی تا پایلوت	(Abukhadra et al., 2020; Ashfaq et al., 2022; Khalili et al., 2022; Rahman et al., 2021)
نور UV-C	نور UV-C (با طول موج ۲۰۰-۲۸۰ نانومتر) رشد و تولیدمثل سیانوباکتری‌ها را با آسیب به DNA/RNA و ایجاد دیم‌های پیریمیدینی در سلول‌ها مهار می‌کند	بدون افزودن مواد شیمیایی، اثر سریع و موضعی	مصرف انرژی، محدودیت عمق نفوذ، اثر بر جانداران غیرهدف	محلی / پایلوت	(Udugamasuriyage et al., 2024; Wang et al., 2025)

نتیجه‌گیری

تغذیه‌گرایی به‌عنوان یکی از چالش‌های اصلی کیفیت آب در منابع آب شیرین، ناشی از ورود بی‌رویه ترکیبات نیتروژن و فسفر از منابع انسانی است که پیامدهایی چون شکوفایی‌های جلبکی، کاهش شفافیت آب، افت اکسیژن محلول، مرگ‌ومیر زیستی و گسترش گیاهان



مهاجم را به دنبال دارد. این وضعیت نه تنها تعادل اکولوژیکی را مختل می کند، بلکه به طور مستقیم بر استفاده های انسانی از آب در حوزه های آشامیدن، کشاورزی، شیلات، صنعت و تفریحات آبی اثرگذار است. یافته های این مقاله نشان می دهد که مقابله مؤثر با تغذیه گریایی نیازمند راهبردهای چندسطحی و انطباق پذیر است که هم ورودی های خارجی مواد مغذی را کاهش دهند و هم چرخه داخلی آن ها را در اکوسیستم مدیریت کنند. از منظر کاربردی و سیاستی، نتایج بر ضرورت اصلاح الگوهای کشت، مدیریت کاربری اراضی، ارتقای تصفیه خانه های فاضلاب و اعمال سیاست های سخت گیرانه تر در مصرف کودهای شیمیایی تأکید دارد. همچنین، انتخاب و اجرای رویکردهای دستکاری زیستی باید با ارزیابی دقیق ریسک و تحلیل هزینه-فایده همراه باشد تا از پیامدهای ناخواسته ورود گونه های غیربومی و مهاجم جلوگیری شود. فناوری های نوین مانند نانومواد جاذب فسفر و نورگیرهای فعال نیز می توانند به عنوان ابزارهای مکمل در مدیریت مستقیم شکوفایی جلبکی به کار گرفته شوند، اما نیازمند آزمون های میدانی گسترده و سیاست های حمایتی برای انتقال از مرحله آزمایشگاهی به کاربرد عملی هستند. از منظر پژوهشی آینده، سه جهت گیری اصلی پیشنهاد می شود: نخست، توسعه و ارزیابی میدانی فناوری های نوظهور در مقیاس دریاچه ای؛ دوم، بررسی تعاملات میان دستکاری زیستی و مدیریت بارگذاری مواد مغذی برای دستیابی به راهکارهای تلفیقی پایدار؛ و سوم، طراحی مدل های پیش بینی کننده و مکان محور که بتوانند راهبردهای مدیریتی را متناسب با شرایط اقلیمی، هیدرولوژیکی و زیستی هر منطقه ارائه دهند. در نهایت، مدیریت مؤثر تغذیه گریایی نیازمند رویکردی فرابخشی، ترکیبی و اکولوژیکی است که دانش علمی، سیاست گذاری کارآمد، مشارکت ذی نفعان و بهره گیری از فناوری های نو را در کنار هم قرار دهد. تنها از این طریق می توان سلامت اکوسیستم های آبی را حفظ کرد و کیفیت منابع آب شیرین را در بلندمدت تضمین نمود.

هیچگونه تعارض منافع بین نویسندگان وجود ندارد.

REFERENCES

- Abukhadra, M. R., Ali, S. M., Nasr, E. A., Mahmoud, H. A. A., & Awwad, E. M. (2020). Effective sequestration of phosphate and ammonium ions by the bentonite/zeolite Na-P composite as a simple technique to control the eutrophication phenomenon: realistic studies. *ACS Omega*, 5(24), 14656–14668.
- Al-Irsyad, M., Kustono, D., Humairo, M. V., Sulistyorini, A., Afni, L. F., Adji, L. L., Qodriyah, D., Dini, P. M., Mokhtar, S. A. B., & Aqwam, A. (2024). Model of COD and PO₄ Reduction in Bima Bay Wastewater Using Innovations of *Ipomoea aquatica*, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* with EM4 as a Bioremediator. *BIO Web of Conferences*, 133, 15.
- Amorim, C. A., & Moura, A. N. (2020). Effects of the manipulation of submerged macrophytes, large zooplankton, and nutrients on a cyanobacterial bloom: A mesocosm study in a tropical shallow reservoir. *Environmental Pollution*, 265, 114997.
- Ashfaq, M. H., Shahid, S., Javed, M., Iqbal, S., Hakami, O., Aljazzar, S. O., Fatima, U., Elkaeed, E. B., Pashameah, R. A., & Alzahrani, E. (2022). Controlled growth of TiO₂/Zeolite nanocomposites for simultaneous removal of ammonium and phosphate ions to prevent eutrophication. *Frontiers in Materials*, 9, 1007485.
- Benndorf, J. (1995). Possibilities and limits for controlling eutrophication by biomanipulation. *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie Und Hydrographie*, 80(4), 519–534.
- Bernes, C., Carpenter, S. R., Gårdmark, A., Larsson, P., Persson, L., Skov, C., Speed, J. D. M., & Van Donk, E. (2015). What is the influence of a reduction of planktivorous and benthivorous fish on water quality in temperate eutrophic lakes? A systematic review. *Environmental Evidence*, 4(1), 7.
- Buta, B., Wiatkowski, M., Gruss, Ł., Tomczyk, P., & Kasperek, R. (2023). Spatio-temporal evolution of eutrophication and water quality in the Turawa dam reservoir, Poland. *Scientific Reports*, 13(1), 9880.
- Dantas, D. D. F., Rubim, P. L., de Oliveira, F. A., da Costa, M. R. A., de Moura, C. G. B., Teixeira, L. H., & Attayde, J. L. (2019). Effects of benthivorous and planktivorous fish on phosphorus cycling, phytoplankton biomass and water transparency of a tropical shallow lake. *Hydrobiologia*, 829(1), 31–41.
- Deng, Y., Yan, Y., Wu, Y., Liu, G., Ma, J., Xu, X., & Wang, G. (2023). Response of aquatic plant decomposition to invasive algal organic matter mediated by the co-metabolism effect in eutrophic lakes. *Journal of Environmental Management*, 329, 117037.
- Ersoy, Z., Brucet, S., Bartrons, M., & Mehner, T. (2019). Short-term fish predation destroys resilience of zooplankton communities and prevents recovery of phytoplankton control by zooplankton grazing. *PLoS One*, 14(2), e0212351.
- Feniova, I., Sakharova, E. G., Gorelysheva, Z. I., Karpowicz, M., Gorniak, A., Petrosyan, V., & Dzialowski, A. R. (2020). Effects of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) on phytoplankton community structure under eutrophic conditions. *Aquatic Invasions*, 15(3), 435–454.
- Fu, H., Xu, J., García Molinos, J., Zhang, H., Wang, H., Zhang, M., Klaar, M., & Brown, L. E. (2024). Macroinvertebrate and environmental responses to dredging and submerged macrophytes transplantation.

- Journal of Applied Ecology*, 61(5), 1041–1052.
- Galal, T. M., Alhmad, M. F. A., & Al-Yasi, H. M. (2021). Nutrient sequestration potential of water primrose *Ludwigia stolinefera* (Guill. & Perr.) PH Raven: A strategy for restoring wetland eutrophication. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 28(4), 2438.
- Gostyńska, J., Pankiewicz, R., Romanowska-Duda, Z., & Messyas, B. (2022). Overview of allelopathic potential of *Lemna minor* L. obtained from a shallow eutrophic lake. *Molecules*, 27(11), 3428.
- Ha, J.-Y., Saneyoshi, M., Park, H.-D., Toda, H., Kitano, S., Homma, T., Shiina, T., Moriyama, Y., Chang, K.-H., & Hanazato, T. (2013). Lake restoration by biomanipulation using piscivore and *Daphnia* stocking; results of the biomanipulation in Japan. *Limnology*, 14(1), 19–30.
- Han, X., Schubert, C. J., Fiskal, A., Dubois, N., & Lever, M. A. (2020). Eutrophication as a driver of microbial community structure in lake sediments. *Environmental Microbiology*, 22(8), 3446–3462.
- Hoellein, T. J., Zarnoch, C. B., Bruesewitz, D. A., & DeMartini, J. (2017). Contributions of freshwater mussels (Unionidae) to nutrient cycling in an urban river: filtration, recycling, storage, and removal. *Biogeochemistry*, 135(3), 307–324.
- Kapsalis, V. C., & Kalavrouziotis, I. K. (2021). Eutrophication—A worldwide water quality issue. *Chemical Lake Restoration: Technologies, Innovations and Economic Perspectives*, 1–21.
- Khalili, R., Sabzehmeidani, M. M., Parvinnia, M., & Ghaedi, M. (2022). Removal of hexavalent chromium ions and mixture dyes by electrospun PAN/graphene oxide nanofiber decorated with bimetallic nickel–iron LDH. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 18, 100750.
- Kirsch, K. M., & Dzialowski, A. R. (2012). Effects of invasive zebra mussels on phytoplankton, turbidity, and dissolved nutrients in reservoirs. *Hydrobiologia*, 686(1), 169–179.
- Knopik, J. M., & Newman, R. M. (2018). Transplanting aquatic macrophytes to restore the littoral community of a eutrophic lake after the removal of common carp. *Lake and Reservoir Management*, 34(4), 365–375.
- Kotsiuba, I., Lukianova, V., Anpilova, Y., Yelnikova, T., Herasymchuk, O., & Spasichenko, O. (2022). The features of eutrophication processes in the water of the Uzh river. *Ecological Engineering & Environmental Technology*, 23.
- Koutika, L. S., & Rainey, H. J. (2015). A review of the invasive, biological and beneficial characteristics of aquatic species *Eichhornia crassipes* and *Salvinia molesta*. *Applied Ecology and Environmental Research*, 13(1), 263–275.
- Liu, Z., Hu, J., Zhong, P., Zhang, X., Ning, J., Larsen, S. E., Chen, D., Gao, Y., He, H., & Jeppesen, E. (2018). Successful restoration of a tropical shallow eutrophic lake: strong bottom-up but weak top-down effects recorded. *Water Research*, 146, 88–97.
- Lu, G., Wang, C., Zhao, J., Liao, X., Wang, J., Luo, M., Zhu, L., Bernatzhez, L., & Li, S. (2020). Evolution and genetics of bighead and silver carps: Native population conservation versus invasive species control. *Evolutionary Applications*, 13(6), 1351–1362.
- Lu, K., Jin, C., Dong, S., Gu, B., & Bowen, S. H. (2006). Feeding and control of blue-green algal blooms by tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Hydrobiologia*, 568(1), 111–120.
- Menezes, R. F., Attayde, Jos. L., & Rivera Vasconcelos, F. (2010). Effects of omnivorous filter-feeding fish and nutrient enrichment on the plankton community and water transparency of a tropical reservoir. *Freshwater Biology*, 55(4), 767–779.
- Mishra, R. K. (2023). The effect of eutrophication on drinking water. *British Journal of Multidisciplinary and Advanced Studies*, 4(1), 7–20.
- Morehouse, R. L., Dzialowski, A. R., & Jeyasingh, P. D. (2013). Impacts of excessive dietary phosphorus on zebra mussels. *Hydrobiologia*, 707(1), 73–80.
- Oliver, S., Corburn, J., & Ribeiro, H. (2019). Challenges regarding water quality of eutrophic reservoirs in urban landscapes: a mapping literature review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(1), 40.
- Paice, R. L., Chambers, J. M., & Robson, B. J. (2016). Outcomes of submerged macrophyte restoration in a shallow impounded, eutrophic river. *Hydrobiologia*, 778(1), 179–192.
- Rahman, S., Navarathna, C. M., Das, N. K., Alchouron, J., Reneau, P., Stokes, S., Thirumalai, R. V. K. G., Perez, F., Hassan, E. B., & Mohan, D. (2021). High capacity aqueous phosphate reclamation using Fe/Mg-layered double hydroxide (LDH) dispersed on biochar. *Journal of Colloid and Interface Science*, 597, 182–195.
- Rao, Q., Su, H., Deng, X., Xia, W., Wang, L., Cui, W., Ruan, L., Chen, J., & Xie, P. (2020). Carbon, nitrogen, and phosphorus allocation strategy among organs in submerged macrophytes is altered by eutrophication. *Frontiers in Plant Science*, 11, 524450.
- Rybak, M., Rosińska, J., Wejnerowski, Ł., Rodrigo, M. A., & Joniak, T. (2024). Submerged macrophyte self-recovery potential behind restoration treatments: sources of failure. *Frontiers in Plant Science*, 15, 1421448.



- Saha, T. K., Jany, M. Z. R., Yeasmine, S., Mahmud, Y., Moniruzzaman, M., & Hossain, Z. (2023). Impacts of freshwater mussels on planktonic communities and water quality. *Heliyon*, 9(4).
- Sarnelle, O., White, J. D., Horst, G. P., & Hamilton, S. K. (2012). Phosphorus addition reverses the positive effect of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) on the toxic cyanobacterium, *Microcystis aeruginosa*. *Water Research*, 46(11), 3471–3478.
- Schrage, L. J., & Downing, J. A. (2004). Pathways of increased water clarity after fish removal from Ventura Marsh; a shallow, eutrophic wetland. *Hydrobiologia*, 511(1), 215–231.
- Schriver, P. E. R., Bøgestrand, J., Jeppesen, E., & SØNDERGAARD, M. (1995). Impact of submerged macrophytes on fish-zooplank phytoplankton interactions: large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. *Freshwater Biology*, 33(2), 255–270.
- Skov, C., Perrow, M. R., Berg, S., & Skovgaard, H. (2002). Changes in the fish community and water quality during seven years of stocking piscivorous fish in a shallow lake. *Freshwater Biology*, 47(12), 2388–2400.
- Søndergaard, M., Liboriussen, L., Pedersen, A. R., & Jeppesen, E. (2008). Lake restoration by fish removal: short-and long-term effects in 36 Danish lakes. *Ecosystems*, 11(8), 1291–1305.
- Su, C., Hu, W., Hu, Z., Zhang, Z., Wedchaparn, O., Zhao, L., & Liu, Q. (2020). Comparison of high-throughput sequencing analysis of gut contents between silver carp *Hypophthalmichthys molitrix* and bighead carp *Hypophthalmichthys nobilis* in mesotrophic and eutrophic lakes. *Marine and Freshwater Research*, 71(7), 761–770.
- Targamadze, V. (2019). General education school: process of eutrophication. *Social Education/Socialinis Ugdymas*, 52(2), 6–16.
- Triest, L., Stiers, I., & Van Onsem, S. (2016). Biomanipulation as a nature-based solution to reduce cyanobacterial blooms. *Aquatic Ecology*, 50(3), 461–483.
- Tugrul, S., Ozhan, K., & Akcay, I. (2019). Assessment of trophic status of the northeastern Mediterranean coastal waters: eutrophication classification tools revisited. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(15), 14742–14754.
- Udugamasuriyage, D., Kahandawa, G., & Tennakoon, K. U. (2024). Nonchemical aquatic weed control methods: Exploring the efficacy of UV-C radiation as a novel weed control tool. *Plants*, 13(8), 1052.
- Vanderploeg, H. A., Sarnelle, O., Liebig, J. R., Morehead, N. R., Robinson, S. D., Johengen, T. H., & Horst, G. P. (2017). Seston quality drives feeding, stoichiometry and excretion of zebra mussels. *Freshwater Biology*, 62(4), 664–680.
- Vinçon-Leite, B., & Casenave, C. (2019). Modelling eutrophication in lake ecosystems: a review. *Science of the Total Environment*, 651, 2985–3001.
- Wang, Z., Xiong, J., Zhou, J., & Han, Z. (2025). Algae removal and degradation of microcystins by UV-C system: A review. *Water Environment Research*, 97(3), e70049.
- Winfield, I. J. (2015). Eutrophication and freshwater fisheries. *Freshwater Fisheries Ecology*, 779–793.
- Xiao, L., Ouyang, H., Li, H., Chen, M., Lin, Q., & Han, B. (2010). Enclosure study on phytoplankton response to stocking of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in a eutrophic tropical reservoir in South China. *International Review of Hydrobiology*, 95(4-5), 428–439.
- Xu, J., Cao, T., Zhang, M., Li, Z., Zhang, M., Ni, L., & Xie, P. (2011). Isotopic turnover of a submersed macrophyte following transplant: the roles of growth and metabolism in eutrophic conditions. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 25(21), 3267–3273.
- Zhang, C., Mei, F., Luo, B., Zhang, D., Cheng, X., Xiong, Y., Bao, J., Duan, R., Jiang, H., & Jeppesen, E. (2023). Phytoplankton control by stocking of filter-feeding fish in a subtropical plateau reservoir, southwest China. *Frontiers in Marine Science*, 10, 1251469.
- Zhang, X., Xie, P., & Huang, X. (2008). A review of nontraditional biomanipulation. *The Scientific World Journal*, 8(1), 1184–1196.
- Zhang, Y., Shen, R., Gu, X., Li, K., Chen, H., He, H., Mao, Z., & Johnson, R. K. (2023). Simultaneous increases of filter-feeding fish and bivalves are key for controlling cyanobacterial blooms in a shallow eutrophic lake. *Water Research*, 245, 120579.
- Zhao, F., Zhan, X., Xu, H., Zhu, G., Zou, W., Zhu, M., Kang, L., Guo, Y., Zhao, X., & Wang, Z. (2022). New insights into eutrophication management: Importance of temperature and water residence time. *Journal of Environmental Sciences*, 111, 229–239.