Advances in Environmental Protection 环境保护前沿, 2026, 16(11), 1681-1691
Published Online November 2026 in Hans. https://www.hanspub.org/journal/aep
https://doi.org/10.12677/aep.2026.1611169

Hans汉斯

植物源抑藻物质对铜绿微囊藻及毒素的影响

陈思乐，汤占越，黄　星，查世娇*

安徽理工大学地球与环境学院，安徽　淮南

收稿日期：2026年10月9日；录用日期：2026年11月2日；发布日期：2026年11月9日

摘　要

淡水蓝藻水华对水生态系统稳定性和水环境安全构成威胁，铜绿微囊藻的过度增殖及部分藻株产生的微囊藻毒素增加了水华治理的复杂性。传统物理、化学控藻方法在持续控制效果和生态风险方面存在一定局限，植物源抑藻物质因此受到关注。围绕植物提取物、植物源活性单体和缓释制剂的组成及作用特点，综述其对铜绿微囊藻生长、光合作用、氧化应激、细胞结构及代谢过程的影响，并系统比较微囊藻毒素(microcystins, MCs)的合成相关调控、细胞内外分布和不同变体响应。已有研究显示，多种植物源物质具有抑藻活性，但光合功能改变、氧化还原失衡及细胞损伤的表现随物质类型、剂量和暴露时间而变化；藻细胞数量下降也不必然伴随胞内外MCs同步降低。进一步归纳了材料提取与制剂化、环境条件及非靶标效应对应用评价的影响，指出毒素分区监测、作用机制验证与复杂水体试验仍是研究薄弱环节。植物源抑藻物质的开发应兼顾藻量控制、MCs风险和生态安全，为其在蓝藻水华防控中的合理应用提供参考。

关键词

铜绿微囊藻，植物源抑藻物质，化感作用，氧化应激，微囊藻毒素

Effects of Plant-Derived Algicides on *Microcystis aeruginosa* and Microcystins

Sile Chen, Zhanyue Tang, Xing Huang, Shijiao Zha*

School of Earth and Environment, Anhui University of Science and Technology, Huainan Anhui

Received: October 9, 2026; accepted: November 2, 2026; published: November 9, 2026

Abstract

Cyanobacterial blooms threaten the stability of freshwater ecosystems and water quality. The proliferation of *Microcystis aeruginosa* and microcystin production by some strains complicate bloom control. Physical and chemical control approaches have limitations related to sustained efficacy and ecological risks, prompting research into plant-derived algicidal substances. This review classifies

*通讯作者。

文章引用: 陈思乐, 汤占越, 黄星, 查世娇. 植物源抑藻物质对铜绿微囊藻及毒素的影响[J]. 环境保护前沿, 2026, 16(11): 1681-1691. DOI: 10.12677/aep.2026.1611169

plant extracts, chemically defined plant-derived compounds, and sustained-release formulations according to their composition and exposure characteristics. It summarizes their effects on the growth, photosynthesis, oxidative stress, cellular integrity, and metabolic processes of *M. aeruginosa*. Particular attention is given to changes in microcystins (MCs), including biosynthesis-related regulation, intracellular and extracellular distribution, and responses of individual variants. The available studies show that several plant-derived substances suppress algal growth, whereas changes in photosynthetic function, redox balance, and cellular integrity depend on compound type, dose, and exposure duration. Decreased cell abundance does not necessarily correspond to a reduction in intracellular or extracellular MCs. This review further summarizes the effects of material extraction and formulation, environmental conditions, and non-target effects on the assessment of practical applications. It highlights that compartment-specific monitoring of MCs, experimental verification of mechanisms of action, and testing in complex aquatic environments remain insufficiently addressed in current research. The development of plant-derived algicidal substances should balance the control of algal abundance, MCs-related risks, and ecological safety to inform their appropriate application in cyanobacterial bloom prevention and control.

Keywords

***Microcystis aeruginosa*, Plant-Derived Algicides, Allelopathy, Oxidative Stress, Microcystins**

Copyright © 2026 by author(s) and Hans Publishers Inc.
This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).
http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/
Open Access

1. 引言

蓝藻水华频发给淡水生态系统及供水安全带来持续压力。铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*)是典型水华蓝藻，部分藻株可合成微囊藻毒素(microcystins, MCs) [1]。水华治理既要控制藻类过度增殖，也要关注毒素的实际暴露水平。植物化感物质因来源多样且具有抑藻活性受到关注，国内研究已对其来源和作用环节作出概括[2] [3]。现有试验却表明，水毛茛水提物处理后总 MCs 降低，而青蒿素处理后胞内、胞外 MC-LR 均可增加[4] [5]。这一差异说明，生长抑制和毒素风险不能作为同一评价终点。

目前的植物源抑藻研究已形成涵盖生长、光合作用、氧化应激和细胞结构的多指标评价体系，但生理损伤与毒素含量之间的联系尚缺少充分的同步证据。其中总 MCs、胞内 MCs (intracellular microcystins, IMC)、胞外 MCs (extracellular microcystins, EMC)及不同变体的检测方法和采样时间存在差异，使跨研究比较受到限制。围绕这一问题，本文依次讨论植物源抑藻物质的主要类型与暴露特点、生理作用与毒素响应，进而分析实验条件和生态安全因素，归纳现有研究不足及后续应用评价方向。

2. 植物源抑藻物质类型

植物源抑藻材料通常包括植物提取物、结构明确的活性单体以及以活性物质为基础制备的缓释制剂。粗提物反映多组分共同作用，适于活性筛选；单体有利于建立剂量效应关系；缓释制剂则通过改变释放过程影响有效暴露持续时间。

2.1. 植物提取物

植物提取物的抑藻活性与植物来源、取材部位和制备方式有关。艾草粗提物经不同溶剂分级后，二氯甲烷组分具有较强活性，相关成分分析表明黄酮类化合物参与作用[6]；大藻水提物与乙醇提取物的生

理效应也不完全相同[7]。洋葱乳酸浸提液和鱼腥草处理研究则扩展了植物来源及提取方式的范围[8] [9]。水生植物种植水同样可呈现化感作用，但其暴露组成与组织提取物并不相同[10]。总体上，同一种植物的不同处理物可能具有不同的抑藻特征，检测到某类化合物亦不能直接证明其为唯一致效成分；提取物的作用解释仍依赖成分分离、单体验证和合理的剂量表征。

2.2. 植物源活性单体

植物源活性单体的化学结构明确，便于从组成差异分析剂量响应和生理作用环节。酚酸类研究发现，咖啡酸与其他结构类似物的抑藻能力不同，部分低剂量处理还可出现促进效应[11]；水芹来源的苯甲酸、水杨酸和阿魏酸也表现出不同的有效浓度范围[12]。黄酮类研究则显示，槲皮素与 5,4′-二羟基黄酮可影响光合及抗氧化指标[13] [14]；不同天然黄酮的比较还显示细胞完整性响应存在差异[15]。除酚酸和黄酮外，正辛酸等植物源脂肪酸亦具有抑藻活性[16]。相较于结构明确的单体，蟛蜞菊发酵液等混合处理物可表现出低剂量促进、高剂量抑制的现象[17]，但二者在组成和暴露方式上不同，不宜仅依据浓度进行效力排序。

2.3. 缓释制剂

缓释制剂通过调节活性物质释放改变抑藻作用的持续过程。青蒿素缓释体系在较长培养周期内维持抑藻效应，水杨酸－壳聚糖缓释微球的作用强度则受到投加量及藻细胞生长阶段影响[18] [19]。与游离化合物直接投加相比，缓释制剂的总质量还包括载体，因此制剂投加量、活性成分载量和水中实际释放浓度应加以区分。不同植物源抑藻物质在化学组成、剂量表征及作用持续时间等方面存在差异，是解释其生理效应和毒素响应的重要基础。植物源抑藻物质的代表性研究及其主要作用特点见表 1。

Table 1. Representative plant-derived algicidal substances and their effects
表 1. 植物源抑藻物质及其主要作用特点

类型	代表物质及植物来源	铜绿藻株	处理条件	主要作用特点	文献
植物提取物	艾草二氯甲烷组分	FACHB-977	35、70、140 mg/L；7 d	第 7 天 IC_{50} 为 70.43 mg/L；色素下降，ROS 积累，MDA 先升后降，并出现膜损伤	[6]
植物提取物	苦草、金鱼藻等沉水植物浸提液	*M. aeruginosa*	0.1~3 g/L；不同浸提时间	生长和光合功能受到抑制，并伴随 SOD、POD 和 MDA 变化	[20]
植物提取物	大藻水提物和乙醇提取物	BCCUSP232	10、25、50 mg/L；6 d	细胞密度下降，并伴随 H_2O_2、抗氧化酶及总蛋白变化	[7]
植物源活性单体	槲皮素	FACHB-905	2.5~40 mg/L；48、96 h	40 mg/L 处理 96 h 抑制率 90.79%；影响光合功能、膜通透性及碳代谢	[13]
植物源活性单体	水芹来源苯甲酸、水杨酸和阿魏酸	FACHB-524	苯甲酸、水杨酸 25~40 mg/L；阿魏酸 30~60 mg/L；9 d	呈浓度相关抑制，并伴随光合功能和细胞膜状态变化	[12]
缓释及制剂化形式	青蒿素缓释制剂	FACHB-905	制剂 0.540 g/L；40 d	可维持较长时间生长抑制，并影响藻胆蛋白和细胞活性	[18]
缓释及制剂化形式	水杨酸－壳聚糖缓释微球	FACHB-930	滞后期 15~135 mg/L；对数期 175~675 mg/L；1~7 d	抑藻效果受生长阶段影响，第 7 天约 90%抑制所需剂量存在明显差异	[19]

3. 铜绿微囊藻生理响应

3.1. 生长与光合作用

生长抑制是评价植物源物质作用的直接终点，光合功能变化则为分析其生理作用提供依据。叶绿素a (Chl-a)含量下降同时受到藻细胞数量减少及单细胞色素变化影响，但不等同于光系统II (PSII)功能受损。酚酸处理中出现的低剂量促进与较高剂量抑制说明，群体生长响应依赖处理浓度及暴露时间[11] [12]。因此，比较不同研究的抑藻效率，需要同时考虑藻株、剂量、处理时间及生长终点的差异。

光合色素、叶绿素荧光与电子传递参数分别反映光合作用的不同环节。槲皮素处理后，Fv/Fm、实际光化学量子产率[Y(II)]及最大相对电子传递速率(rETRmax)发生变化[13]；5,4′-二羟基黄酮研究则结合Chl-a、Fv/Fm 和快速荧光诱导曲线(OJIP)分析光合响应[14]。不同黄酮的比较显示，木犀草素对光合活性的影响较明显，而其他黄酮对细胞完整性的影响更为突出[15]。相关研究将光合作用视为植物化感抑藻的重要作用环节[21]。光合电子传递受扰可能改变细胞的还原力供应，并影响活性氧的产生与清除；不过，现有研究主要记录了光合参数与氧化指标的变化，尚不能由二者同时改变确定 ROS 的来源及其作用顺序。

3.2. 氧化应激与抗氧化防御

光合响应之外，氧化状态与防御能力的相对变化也是判断细胞胁迫的重要依据。活性氧(reactive oxygen species, ROS)生成超过清除能力时，可引起氧化损伤。超氧化物歧化酶(SOD)催化超氧阴离子歧化，过氧化氢酶(CAT)及过氧化物酶(POD)参与过氧化物清除。咖啡酸研究记录了 ROS 响应，槲皮素处理则引起 SOD 活性变化[11] [13]。酶活性上升可反映保护性代偿，其下降也需结合暴露阶段和其他酶系判断。因而，抗氧化酶、ROS 与损伤终点应在相同剂量和时点下综合解释。

不同植物源物质的氧化应激表现既有共性，也存在差异。艾草二氯甲烷组分处理引起 ROS 积累及 CAT 活性下降，MDA 则先升高后回落[6]；沉水植物浸提液可引起 SOD、POD 及 MDA 等指标变化[20]。这些结果提示氧化还原平衡受扰参与部分抑藻过程，但不同测定项目与采样时点限制了损伤时序的比较。生长、光合和氧化指标的同步测定有助于辨别防御性适应与持续损伤。

丙二醛(MDA)通常用于表征膜脂过氧化程度。其与 ROS 积累及抗氧化酶变化共同出现，可提示氧化损伤增强，但不等同于细胞膜破裂或细胞裂解[6] [20]。氧化状态与膜功能可能相互影响，损伤程度还需结合膜完整性、胞外相关信号及显微结构判断。

3.3. 细胞结构与代谢损伤

膜功能与细胞结构指标为细胞损伤的评价提供了另一层证据。植物源物质处理后，可观察到膜通透性、膜电位及细胞形态变化。槲皮素研究测得培养液核酸、蛋白质相关吸光信号增强，提示膜屏障功能受到影响[13]；天然黄酮比较研究还报告膜去极化及细胞皱缩、肿胀和碎片增多[15]。这些变化反映不同程度的功能或结构异常，胞外吸光信号本身不足以判定完整细胞裂解。

细胞结构变化常与物质及能量代谢异常并存。青蒿素和银杏酸处理后均记录到不同程度的膜损伤或细胞裂解[5] [22]。槲皮素处理 96 h 后，呼吸速率及碳固定相关指标下降，但 PEPC 活性的早期变化与后期并不一致[13]；大藻提取物处理也出现总蛋白水平的改变[7]。膜通透性改变可能干扰跨膜物质交换，光合和呼吸过程受抑则可能限制细胞维持稳态所需的能量。两类过程可以相互影响，现有试验尚不足以确定代谢异常由膜损伤引起，或膜损伤完全继发于代谢障碍。

图 1 的 A~C 区分别概括生长与光合功能、氧化应激以及膜和代谢变化。这些生理响应可同时发生，也可能相互影响，不宜排列为固定的损伤过程。由此分析 D 区的微囊藻毒素响应时，除细胞完整性外，

还应考虑合成相关调控、单位细胞毒素含量及胞内外分布的变化。

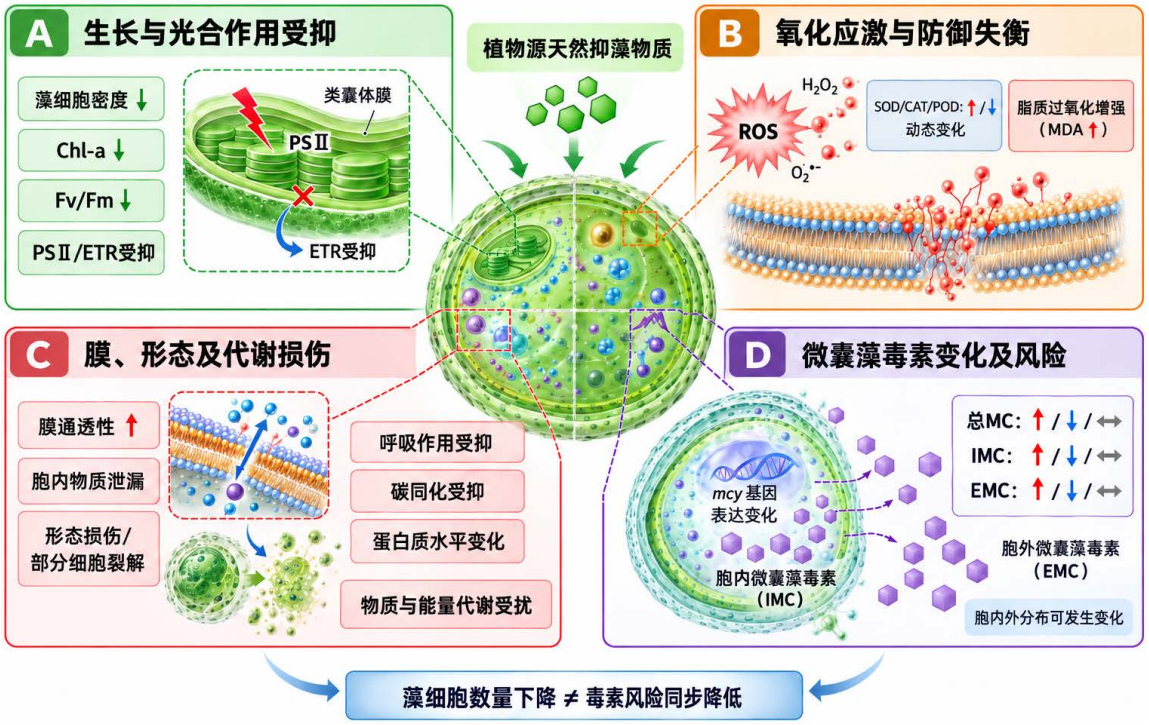


Figure 1. Physiological effects and microcystin responses to plant-derived algicides
图 1. 植物源抑藻物质的生理作用及毒素响应

4. 微囊藻毒素响应

微囊藻毒素含量变化既受产毒细胞数量影响，也与单细胞毒素含量及胞内外分布有关。*mcy* 基因转录变化反映合成相关调控，不能直接代表实际合成速率；胞外 MCs 浓度还受到释放及水相去除等过程影响。只有在检测变体、采样体积和计量单位一致时，总 MCs、IMC 与 EMC 的结果才具有可比性。青蒿素和银杏酸研究虽均记录到细胞损伤，但其 *mcy* 转录和毒素分布的响应不同[5] [22]。因此，生理损伤可作为解释毒素变化的线索，却不能代替对毒素合成和分区过程的分析。

4.1. 合成调控与胞内含量

总 MCs 下降并不意味着单位细胞产毒水平必然降低。水毛茛水提物处理 8 d 后，在最低抑制浓度(minimum inhibitory concentration, MIC)及 1/2 MIC 处理组，LC-MS/MS 测得总 MCs 分别较对照降低 84.5%和 74.5%，但 MIC 组单位细胞 MCs 含量与对照接近，而 1/2 MIC 组下降至对照的约 1/3 [4]。这一结果说明，藻生物量变化和单位细胞毒素含量变化对总量下降的贡献可能不同。银杏酸 8 mg/L 处理后 IMC 降低，第 15 天总 MCs 为对照的 46.48%；另在 96 h 检测中，*mcyA*、*mcyD* 和 *mcyH* 转录水平下降[22]。毒素与转录结果从不同层面提供了调控线索，但检测时点和指标并不一致，MCs 合成速率仍需独立评价。

胞内毒素并非总向同一方向变化。青蒿素 16.0 mg/L 处理第 20 天 IMC-LR 约为对照的 1.91 倍，同一研究另报告 *mcyB*、*mcyD* 和 *mcyH* 表达上调[5]，基因采样与毒素终点的时间对应关系未明确。银杏酸则表现出不同的胞内毒素及转录响应[22]，说明相近的抑藻表型可伴随不同毒素结局。咖啡酸研究的 MC-LR 下降来自代谢组相对信号[11]，与靶向定量 IMC 不属同一测量尺度。比较这些结果时，应同时考虑群

体毒素总量、单位细胞存量和转录响应，以及对应的剂量和采样时间。

4.2. 胞外释放与分布

胞外 MCs 浓度反映释放与水相去除共同作用的净结果，细胞损伤是相关因素之一。青蒿素 16.0 mg/L 处理第 20 天 EMC-LR 和 IMC-LR 分别约为对照的 4.46 倍和 1.91 倍，并伴随膜破裂及结构损伤[5]。这些终点同期出现，但新增合成与原有毒素释放的贡献尚未分离。银杏酸处理虽有部分细胞裂解，EMC 却未显著升高[22]；水毛茛研究的毒素主要存在于胞内，EMC 低于报告检测阈值[4]。可见，胞外终点还取决于细胞数量、胞内储量、采样时间及方法灵敏度，裂解现象与 EMC 增加并非一一对应；低于检测阈值亦不等于完全没有释放。

分析上述分区差异时，还需考虑检测口径与暴露设计。穗花狐尾藻提取物在氮限制连续培养中呈阶段性响应：较低剂量阶段 EMC 降低而 IMC 变化不明显，较高剂量阶段二者均下降[23]。该研究用 ELISA 测总 MCs 和 EMC，IMC 由差值计算，结果为 MC-LR 当量；同一体系逐级投加的设计使剂量与暴露历史相互关联。水杨酸－壳聚糖微球研究则测定 0.45 μm 滤液 MC-LR，缺少同步的 IMC 结果[19]。这些研究应按各自测量范围解释，ELISA 当量与特定变体的色谱浓度不宜直接合并。对于浓度下降，质量平衡、无细胞对照及产物分析可进一步辨别吸附、降解和其他去除过程。

4.3. 剂量、时间与毒素变体差异

即使采用相同藻株，不同植物源物质引起的毒素响应仍可能相反。青蒿素和银杏酸研究均使用 FACHB-905，培养基、培养温度及光暗周期具有一定可比性，但处理浓度、光照强度和取样时间并不一致。青蒿素 16.0 mg/L 处理第 20 天，胞内外 MC-LR 均高于对照[5]；银杏酸 8 mg/L 处理第 15 天，总 MCs 及 IMC 下降，EMC 未见显著增加[22]。两项研究均报告了细胞结构损伤，因此不能仅以是否发生膜损伤解释胞外毒素的不同变化。此外，银杏酸的相关基因在 96 h 检测，而青蒿素研究中基因表达与第 20 天毒素测定的时间对应关系尚不明确。转录变化与终点浓度的差异，需结合毒素存量和采样间隔理解。

不同研究的处理物与测定口径也限制了结果的横向比较。水毛茛水提物为多组分混合物，研究同时测定群体总 MCs 和单位细胞含量[4]；没食子酸的低浓度响应表明部分物质的剂量效应并非单向变化[24]。水杨酸－壳聚糖缓释微球以制剂质量表示剂量，其实际释放浓度还随时间改变[19]；穗花狐尾藻研究采用连续培养和逐级投加，同一体系的剂量效应与既往暴露相互关联[23]。此外，水毛茛研究检测了 MC-LR、MC-RR 等多种变体[4]，青蒿素研究主要关注 MC-LR [5]，水杨酸研究则报道了 MC-RR 的变化[25]。ELISA 测得的 MC-LR 当量、色谱定量的特定变体及代谢组相对信号，均不宜直接合并比较。由此，对不同植物源物质的毒素效应进行归纳时，应同时明确暴露形式、采样时点、毒素变体及测定方法。代表性结果见表 2。

Table 2. Representative studies on microcystin responses to plant-derived algicides
表 2. 植物源抑藻物质对微囊藻毒素的影响

植物源物质	铜绿藻株	处理条件	MCs 检测内容	主要毒素变化	文献
咖啡酸	FACHB-315	5、8 mg/L；96 h (代谢组处理)	代谢组 MC-LR 相对信号；非靶向定量，未配对 IMC/EMC	咖啡酸处理后 MC-LR 相对信号下降	[11]
水杨酸－壳聚糖缓释微球	FACHB-930	15~675 mg/L；1、3、5、7 d	0.45 μm 滤液 MC-LR；IMC 未同步测定	滞后期处理组低于对照；对数期 175~425 mg/L 组随时间升高，675 mg/L 组下降	[19]

续表

水毛茛水提物	MCACt	6.5、13 mg/mL；8 d	总 MCs、IMC、EMC 及多种变体；ELISA 与 LC-MS/MS	LC-MS/MS 总 MCs 分别下降 74.5%和 84.5%；主要存在于胞内，EMC 低于报告检测阈值	[4]
青蒿素	FACHB-905	16.0 mg/L；MC-LR 第 20 天；基因取样时间未明确	IMC-LR、EMC-LR 及 mcyB、*mcyD*、*mcyH*	IMC-LR 和 EMC-LR 分别约为对照的 1.91 和 4.46 倍；该研究另记录相关 mcy 基因上调	[5]
银杏酸	FACHB-905	MCs：8 mg/L，1~15 d；基因：1、2、8 mg/L，96 h	总 MCs、IMC、EMC 及 mcyA、*mcyD*、*mcyH*	IMC 下降，第 15 天总 MCs 为对照的 46.48%，EMC 无显著变化；高剂量下相关 mcy 基因下调	[22]
穗花狐尾藻乙酸乙酯组分	当地分离产毒单细胞非无菌株；未给编号	6.25~100 mg/L 逐级暴露；70 d 连续培养，分阶段取样	ELISA (MC-LR 当量)：总 MCs、EMC；IMC 由差值计算	较低剂量阶段 EMC 降低，IMC 未相应下降；较高剂量阶段两者均降低	[24]

5. 抑藻效果影响因素

植物源抑藻效果受物质组成、处理浓度和藻细胞状态影响，并随外部环境条件变化。实验室获得的有效剂量虽有助于认识物质活性，但实际水体中的有效暴露还受营养状况、光温背景及水体组分影响。因此，对应用潜力的讨论既要比较生理作用和毒素响应，也需关注材料制备及非靶标生态安全。

5.1. 剂量与藻细胞状态

同一植物源物质的作用强度可能随投加浓度、藻细胞生长阶段和暴露时间而变化。酚酸研究中低剂量刺激与较高剂量抑制并存[11]；模拟复苏温度条件的研究则报告复苏阶段藻细胞具有不同的处理敏感性[26]。水杨酸－壳聚糖缓释微球处理第 7 天达到约 90%抑制时，滞后期与对数生长期采用的制剂剂量分别为 105 和 675 mg/L [19]。这些具体条件下的差异说明，单一浓度所得抑制率不足以描述完整的剂量响应，也不宜将不同生长阶段的效应差异全部归因于材料活性。研究间比较应首先明确藻细胞状态与效应终点。

暴露持续性是缓释制剂评价的另一项关键因素。青蒿素缓释体系可在 40 d 实验周期内维持一定抑藻作用；研究中的制剂投加量为 0.540 g/L，释放过程中游离青蒿素浓度在约第 10 天达到 5.0~5.3 mg/L 附近，随后仍发生变化[18]。制剂质量浓度与游离活性成分浓度表征不同的剂量信息，累积释放量也不能替代各时点的实际浓度。因此，缓释材料的持续作用应结合释放曲线、藻细胞恢复情况及处理后的有效暴露进行判断。

5.2. 材料制备与环境条件

植物提取物的可比性首先取决于原料来源及制备条件。艾草分级组分与大藻不同溶剂提取物均表现出抑藻活性差异[6] [7]，说明仅标注植物种名和投加浓度不足以描述处理物性质。取材部位、原料状态、提取溶剂、料液比、提取及保存条件会影响不同研究结果的解释；主要活性组分及其批次稳定性则关系到后续重复性和材料标准化。对粗提物而言，投加剂量是按原料还是提取物干重计算，应在研究报告中明确区分。

光照、温度及营养条件既可能影响藻细胞敏感性，也可能改变植物源物质的有效暴露。穗花狐尾藻

来源化合物的研究比较了不同光温条件下的抑藻表现，支持其效应具有环境依赖性[27]；氮限制连续培养研究则说明穗花狐尾藻提取物在特定营养背景及逐级暴露条件下能够持续产生效应[23]。后者的不同剂量与暴露历史相互关联，不能视为独立的平行剂量试验，更不能据此单独认定氮限制会增强抑藻效果。由此，分析环境因素时应区分直接设置的光温对照、特定营养背景下的观察以及连续暴露过程，以免将不同因素的作用混为一谈。

5.3. 生态安全与应用限制

植物源抑藻物质的天然属性并不意味着对其他水生生物无害。凤眼莲化感物质研究比较了铜绿微囊藻与斜生栅藻的生长响应[28]，青蒿素研究涉及铜绿微囊藻与小球藻的生理差异[29]，水培体系中的植物反应亦有报道[30]。这些结果说明抑藻物质的作用具有物种差异，但少数非靶标初级生产者的实验不能反映整个水体群落的敏感性。藻类组成发生改变后，浮游动物的食物来源及摄食关系也可能随之变化。进一步评价时，还应关注浮游动物的存活与繁殖、鱼类及其早期生活阶段的暴露，以及底栖生物通过沉降藻体和沉积物接触活性物质的可能性。目前上述消费者层面的作用缺少与本文材料直接对应的充分实验数据，不宜据此判断其生态毒性程度。

生态安全问题还涉及抑藻后的物质迁移及生态功能变化。藻细胞损伤可能使胞内有机物和 MCs 进入水相，影响微生物对有机质的利用，并改变水体中毒素的暴露途径；藻类群落及食物组成的改变，也可能进一步影响食物网中的能量传递。水毛茛水提物研究同时测定了细菌胞外酶活性[4]，为观察微生物过程提供了依据，但尚不足以评价群落组成及碳、氮、磷循环功能的长期变化。对于缓释制剂，还需考虑载体与活性成分的持续释放、吸附及转化产物残留。实际应用评价应将藻量降低、胞内外毒素变化和非靶标生物响应结合起来，而不能仅依据抑制率推断水生态系统的净获益。

6. 研究不足与展望

现有研究已从藻细胞生长、光合作用、氧化应激及膜损伤等方面揭示了植物源抑藻物质的多种生理效应，但能够在同一实验中同步获得毒素合成相关调控、胞内外含量及细胞状态证据的研究仍然有限。后续研究的重点应由单一指标的增加转向多指标的对应分析，并加强材料稳定性及复杂水体应用条件下的验证。

6.1. 毒素监测体系

现有毒素监测中，细胞数量、单位细胞 MCs 含量和胞内外分布往往未得到同步评价。*Tridax procumbens* 粗提物及分离组分处理后总 MCs 下降[31]，但仅凭已报告的总量结果仍不能区分藻量变化与单位细胞毒素水平变化的贡献；水毛茛研究中总 MCs 与单位细胞结果不同，则直接说明必要的细胞数量校正有助于结果解释[4]。较完整的监测应在同一采样时点获得藻细胞密度、IMC 和 EMC，并说明总 MCs 是直接测定还是由两部分求和得到；报告单位细胞含量时，还需明确计算所采用的细胞数量及毒素分区范围。

不同研究对 MCs 变体、检出限及 mcy 转录的测量范围同样不一。仅测 MC-LR 或 MC-RR 时，结论应限定于相应变体；EMC 低于方法检出限不得作为浓度为零的证据。对于研究毒素合成调控的实验，应尽量在相同采样时点获得 mcy 表达、分区毒素定量及单位细胞含量，并清楚报告检测方法、回收率、检出限和定量限。若观察到毒素浓度降低，还需通过无细胞对照、吸附回收或降解产物测定判断其可能原因，避免将生物量减少、胞内外重新分布或其他去除过程直接归为 MCs 降解。

6.2. 生理损伤与毒素响应

生理损伤与毒素变化的联系涉及多个可能并行的过程。光合功能下降可影响能量及还原力供应，氧

化还原稳态变化可能伴随膜脂过氧化与细胞通透性改变；这些生理变化均可能影响细胞维持代谢和保留胞内物质的能力。银杏酸研究除观察到氧化损伤外，还报道了光合作用相关基因 *psaB*、*psbD*、*rbcL* 及营养调控相关基因 *ntcA*、*phoU* 的转录变化[22]，为分析生化过程与基因调控提供了线索。另一方面，青蒿素处理出现细胞结构损伤、*mcy* 表达上调以及 IMC-LR 和 EMC-LR 增加[5]，银杏酸处理的毒素结局却不相同[22]。这说明膜损伤及转录响应尚不足以单独预测毒素浓度；碳氮代谢、胞内毒素储量和水相迁移的相对贡献仍有待区分。

现有研究的主要限制是，光合功能、氧化胁迫、细胞膜完整性与毒素变化往往未在相同时间序列内得到充分测定。若要判断 ROS 积累或膜损伤在毒素变化中的作用，需要在连续采样中同步获取藻细胞密度、膜完整性、*mcy* 表达及 IMC、EMC 定量结果，并结合适当的干预对照。转录组与代谢组可帮助筛选相关代谢过程，但只有将转录信息、毒素定量和细胞状态相互对应，才能进一步判断毒素浓度变化主要来自单位细胞含量改变、胞内外迁移，还是其他去除过程。对 MCs 在氧化胁迫下是否具有适应性作用的解释，也应以针对性的功能试验为依据。

6.3. 实际水体验证

实际水体中群体形态、营养盐、有机质、悬浮颗粒及其他生物相互作用，均可能改变植物源活性物质的暴露及藻细胞响应。与单藻培养相比，复杂水体中的有效剂量和效应维持时间更难确定。国内抑藻剂应用及湖库水华控制研究已讨论了技术适用条件和生态风险[32] [33]，但这些综合性研究不能替代某一种植物源材料的现场安全性与作用效果验证。因此，实验室获得的高抑制率应被视为特定条件下的效应证据，而非直接可用的实际水体投加依据。

实际水体验证宜从天然水样与多物种培养体系逐步推进，同时考察不同条件下的抑藻持续性。除细胞密度、IMC、EMC 和主要 MCs 变体外，还应记录处理后藻细胞恢复、活性成分及载体残留，并监测代表性消费者和微生物过程。特别需要区分植物源物质的直接暴露效应与藻类群落变化引起的间接影响。对于鱼类早期发育、底栖生物及长期养分循环，目前仍缺乏足以支持普遍推断的证据。植物粗提物与缓释制剂还应评价成分或释放特征的批次稳定性，以明确不同水体条件下的适用范围。

7. 结论

植物提取物、植物源活性单体和缓释制剂均可在特定条件下抑制铜绿微囊藻。生长与光合功能受抑、氧化还原状态改变以及细胞结构与代谢异常是较为常见的生理响应，但不同物质的作用环节和时间过程存在差异。微囊藻毒素变化与生长抑制并不必然同步，IMC、EMC、主要变体及 *mcy* 表达从不同层面反映毒素响应，单一指标难以充分描述毒素风险。提高材料的应用可比性及生态安全性，仍需统一剂量表征、加强生理和毒素同步监测，并开展复杂水体及非靶标生物验证。

参考文献

[1] Harke, M.J., Steffen, M.M., Gobler, C.J., Otten, T.G., Wilhelm, S.W., Wood, S.A., *et al*. (2016) A Review of the Global Ecology, Genomics, and Biogeography of the Toxic Cyanobacterium, *Microcystis spp. Harmful Algae*, **54**, 4-20. https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.12.007

[2] 钱凯荣, 马增岭, 李仁辉. 植物化感作用研究进展——以抑制铜绿微囊藻生长为例[J]. 生物技术通报, 2021, 37(4): 177-193.

[3] 周丽, 付子轼, 陈桂发. 陆生植物化感抑制铜绿微囊藻作用效应及机制研究进展[J]. 应用生态学报, 2018, 29(5): 1715-1724.

[4] Tazart, Z., Manganelli, M., Scardala, S., Buratti, F.M., Nigro Di Gregorio, F., Douma, M., *et al*. (2021) Remediation Strategies to Control Toxic Cyanobacterial Blooms: Effects of Macrophyte Aqueous Extracts on *Microcystis aeruginosa*

(Growth, Toxin Production and Oxidative Stress Response) and on Bacterial Ectoenzymatic Activities. *Microorganisms*, **9**, Article 1782. https://doi.org/10.3390/microorganisms9081782

[5] Ni, L., Wu, H., Du, C., Li, X., Li, Y., Xu, C., *et al*. (2021) Effects of Allelochemical Artemisinin in *Artemisia annua* on *Microcystis aeruginosa*: Growth, Death Mode, and Microcystin-Lr Changes. *Environmental Science and Pollution Research*, **28**, 45253-45265. https://doi.org/10.1007/s11356-021-13793-x

[6] Dong, J., Li, P., Du, Y., Cao, L. and Yan, Z. (2025) Inhibitory Effects of *Artemisia argyi* Extracts on *Microcystis aeruginosa*: Anti-Algal Mechanisms and Main Allelochemicals. *Biology*, **14**, Article 1141. https://doi.org/10.3390/biology14091141

[7] Lourenção, A., Mecina, G.F., Cordeiro-Araújo, M.K., Bittencourt-Oliveira, M.C., Chia, M.A., Bronzel-Júnior, J.L., *et al*. (2021) Characterization of Allelochemicals from *Pistia stratiotes* Extracts and Their Effects on the Growth and Physiology of *Microcystis aeruginosa*. *Environmental Science and Pollution Research*, **28**, 57248-57259. https://doi.org/10.1007/s11356-021-14658-z

[8] 文竹, 闫浩, 施媚. 洋葱乳酸浸提液对铜绿微囊藻的抑制效应[J]. 卫生研究, 2018, 47(5): 822-826, 832.

[9] 刘璐, 李诚, 夏文彤. 鱼腥草对铜绿微囊藻的抑制作用[J]. 卫生研究, 2014, 43(3): 483-487.

[10] 贾惠雁, 陈永华, 陈明利. 5 种水生植物对铜绿微囊藻的抑制与生理影响研究[J]. 农业现代化研究, 2019, 40(6): 1056-1064.

[11] Li, M., Wang, Y., Xiao, J., Yan, X. and Liu, B. (2023) Allelopathic Inhibition Effects and Mechanism of Phenolic Acids to *Microcystis aeruginosa*. *Environmental Science and Pollution Research*, **30**, 45388-45397. https://doi.org/10.1007/s11356-022-24992-5

[12] Liu, J., Chang, Y., Sun, L., Du, F., Cui, J., Liu, X., *et al*. (2021) Abundant Allelochemicals and the Inhibitory Mechanism of the Phenolic Acids in Water Dropwort for the Control of *Microcystis aeruginosa* Blooms. *Plants*, **10**, Article 2653. https://doi.org/10.3390/plants10122653

[13] Zhao, Q., Jiang, R., Shi, Y., Shen, A., He, P. and Shao, L. (2023) Allelopathic Inhibition and Mechanism of Quercetin on *Microcystis aeruginosa*. *Plants*, **12**, Article 1808. https://doi.org/10.3390/plants12091808

[14] Wang, J., Shi, Y., Zhang, M., Li, Y., Liu, Q. and Xie, S. (2021) Allelopathically Inhibitory Effects of 5,4'-Dihydroxyflavone on the Growth, Antioxidant System and Photosynthesis of the Bloom-Forming Cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Applied Phycology*, **33**, 3843-3852. https://doi.org/10.1007/s10811-021-02576-z

[15] Huang, H., Xiao, X., Ghadouani, A., Wu, J., Nie, Z., Peng, C., *et al*. (2015) Effects of Natural Flavonoids on Photosynthetic Activity and Cell Integrity in *Microcystis aeruginosa*. *Toxins*, **7**, 66-80. https://doi.org/10.3390/toxins7010066

[16] 陈永玲, 彭桂莹, 韩玉珍. 植物源正辛酸的抑藻效应及其机制[J]. 卫生研究, 2016, 45(2): 189-193, 199.

[17] 卢小贵. 蜈蚣菊发酵液对铜绿微囊藻的化感作用[J]. 亚热带植物科学, 2025, 54(1): 29-36.

[18] Sang, W., Du, C., Liu, X., Ni, L., Li, S., Xu, J., *et al*. (2022) Effect of Artemisinin Sustained-Release Algaecide on the Growth of *Microcystis aeruginosa* and the Underlying Physiological Mechanisms. *RSC Advances*, **12**, 16094-16104. https://doi.org/10.1039/d2ra00065b

[19] Fan, Z., Wang, Y., Chen, C., Li, J., He, Y. and Xiao, H. (2022) Algal Inhibiting Effects of Salicylic Acid Sustained-Release Microspheres on Algae in Different Growth Cycles. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **19**, Article 6320. https://doi.org/10.3390/ijerph19106320

[20] Han, J., Yin, Y., Xu, D., Wang, H., Yu, S., Han, D., *et al*. (2021) Growth Inhibition and Oxidative Damage of *Microcystis aeruginosa* Induced by Aqueous Extract of Different Submerged Macrophytes. *Environmental Science and Pollution Research*, **28**, 53224-53238. https://doi.org/10.1007/s11356-021-14459-4

[21] 任媛媛, 刘成. 化感物质抑制藻类过度繁殖的机理及效能研究进展[J]. 净水技术, 2023, 42(3): 39-48.

[22] Zhang, C., Ling, F., Yi, Y., Zhang, H. and Wang, G. (2013) Algicidal Activity and Potential Mechanisms of Ginkgolic Acids Isolated from *Ginkgo biloba* Exocarp on *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Applied Phycology*, **26**, 323-332. https://doi.org/10.1007/s10811-013-0057-9

[23] Tazart, Z., Lazrak, K., El Bouaidi, W., Redouane, E.M., Tebaa, L., Douma, M., *et al*. (2024) Scaling up the Natural Mode of Action of Macrophyte Allelochemicals and Their Effect on Toxic Cyanobacteria Using a Nitrogen-Limited Chemostat. *Processes*, **12**, Article 1883. https://doi.org/10.3390/pr12091883

[24] Luo, Y., Dao, G., Zhou, G., Wang, Z., Xu, Z., Lu, X., *et al*. (2024) Effects of Low Concentration of Gallic Acid on the Growth and Microcystin Production of *Microcystis aeruginosa*. *Science of the Total Environment*, **916**, Article ID: 169765. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169765

[25] 闫浩, 张胜娟, 李诚. 水杨酸对铜绿微囊藻胞外多糖和微囊藻毒素含量的影响[J]. 卫生研究, 2014, 43(2): 290-295.

[26] Lao, A., Wu, H., Huang, X., Huang, K., Luo, X. and Zheng, Z. (2024) Sustained and Enhanced Inhibitory Effects of

Allelochemicals on *Microcystis aeruginosa* during Its Recruitment Stage. *Science of the Total Environment*, **946**, Article ID: 173904. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173904

[27] Nakai, S., Asaoka, S., Okuda, T. and Nishijima, W. (2014) Growth Inhibition of *Microcystis aeruginosa* by Allelopathic Compounds Originally Isolated from *Myriophyllum spicatum*: Temperature and Light Effects and Evidence of Possible Major Mechanisms. *Journal of Chemical Engineering of Japan*, **47**, 488-493. https://doi.org/10.1252/jcej.13we253

[28] 刘光涛, 周长芳, 孙利芳. 凤眼莲化感物质对铜绿微囊藻、斜生栅藻生长及细胞数相对比例的影响[J]. 环境科学学报, 2011, 31(10): 2303-2311.

[29] Sang, W., Du, C., Ni, L., Li, S., Hamad, A.A.A., Xu, C., *et al*. (2024) Physiological and Molecular Mechanisms of the Inhibitory Effects of Artemisinin on *Microcystis aeruginosa* and *Chlorella pyrenoidosa*. *Journal of Hazardous Materials*, **470**, Article ID: 134241. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.134241

[30] Gil, C.S., Duan, S., Kim, J.H. and Eom, S.H. (2021) Allelopathic Efficiency of Plant Extracts to Control Cyanobacteria in Hydroponic Culture. *Agronomy*, **11**, Article 2350. https://doi.org/10.3390/agronomy11112350

[31] Mecina, G.F., Chia, M.A., Cordeiro-Araújo, M.K., Bittencourt-Oliveira, M.D.C., Varela, R.M., Torres, A., *et al*. (2019) Effect of Flavonoids Isolated from *Tridax procumbens* on the Growth and Toxin Production of *Microcystis aeruginos*. *Aquatic Toxicology*, **211**, 81-91. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.03.011

[32] 王渝超, 陈皑, 冀雨佳. 抑藻剂对富营养化水体有害藻类去除的研究及应用进展[J/OL]. 水生态学杂志: 1-16. https://doi.org/10.15928/j.1674-3075.202502280002, 2025-07-15.

[33] 曹晶, 袁静, 赵丽, 等. 湖库蓝藻水华控制技术发展、应用及展望[J]. 环境工程技术学报, 2024, 14(2): 487-500.