

doi: 10.12452/j.fxcsxb.26031701

PLA微塑料与镉联合胁迫对土壤全量C、N、P生态化学计量及稳态的影响

黄尧皓¹, 李府鹏^{1,2}, 仇世晨³, 张珍明^{1,2*}, 洪江⁴, 颜秋晓^{1,5}

(1. 贵州大学 资源与环境工程学院, 贵州 贵阳 550025; 2. 贵州省新污染物防控与治理全省重点实验室, 贵州 贵阳 550025; 3. 西宁植物园, 青海 西宁 810012; 4. 贵州科学院, 贵州 贵阳 550025; 5. 贵州省天然产物研究中心, 贵州 贵阳 550025)

摘要: 为探究聚乳酸(PLA)微塑料与镉(Cd)复合污染对土壤碳、氮、磷循环及微生物养分限制的影响, 该研究开展盆栽试验, 设置不同浓度PLA与Cd的单一及复合处理, 并于培养30 d和60 d测定土壤理化性质, 碳、氮、磷含量及相关胞外酶活性, 结合酶化学计量矢量模型分析微生物养分限制动态。结果表明, PLA引发了土壤显著的时间依赖性酸化, 复合处理下的酸化趋势持续。PLA作为外源碳显著提升了土壤有机碳(SOC)含量, 30 d时增幅为5.26%~26.32%, 60 d复合处理下SOC增幅更是高达148.87%~267.50%。单一处理对全氮(TN)无显著影响, 但复合处理使TN显著增加20.00%~27.15%, 全磷(TP)在复合处理下的增幅也进一步扩大; 同时PLA使C/N和C/P随浓度升高持续增大, 60 d复合处理下最高分别达6.97和18.40。酶活性方面, Cd长期抑制碳氮获取酶, 而PLA诱导脂肪酶高表达, 60 d高浓度复合处理较对照提升315.50%。矢量模型表明, 微生物普遍受氮限制, 60 d复合处理下达极高水平; 而高浓度PLA在培养后期持续供碳, 使碳限制得到有效缓解。

关键词: PLA微塑料; 镉; 化学计量; 稳态; 全量C、N、P

中图分类号: O614.242 **文献标识码:** A **文章编号:** 1004-4957(2026)07-0001-07

Effect of PLA Microplastics Combined with Cd Stress on Soil Total C, N, P Ecological Stoichiometry and Homeostasis

HUANG Yao-hao¹, LI Fu-peng^{1,2}, QIU Shi-chen³, ZHANG Zhen-ming^{1,2*},
HONG Jiang⁴, YAN Qiu-xiao^{1,5}

(1. College of Resources and Environmental Engineering, Guizhou University, Guiyang 550025, China; 2. Guizhou Provincial Key Laboratory for Prevention and Control of Emerging Contaminants, Guiyang 550025, China; 3. Xining Botanical Garden, Xining 810012, China; 4. Guizhou Academy of Sciences, Guiyang 550025, China; 5. Natural Products Research Center of Guizhou Province, Guiyang 550025, China)

Abstract: To investigate the effects of combined pollution from poly(lactic acid)(PLA) microplastics and cadmium(Cd) on soil carbon, nitrogen and phosphorus cycles and microbial nutrient limitation, this study conducted pot experiments, setting up single and combined treatments with different concentrations of PLA and Cd. Soil physicochemical properties, carbon, nitrogen and phosphorus contents, and relevant extracellular enzyme activities were measured after 30 and 60 days of cultivation. The dynamics of microbial nutrient limitation were analysed using an enzyme stoichiometric vector model. The results indicate that PLA induced significant time-dependent acidification of the soil, with this trend persisting under combined treatments. As an exogenous carbon source, PLA significantly increased soil organic carbon(SOC), with increases ranging from 5.26% to 26.32% at 30 days; under combined treatments at 60 days, SOC increases reached as high as 148.87% to 267.50%. Single treatments had no significant effect on total nitrogen(TN), but combined treatments resulted in a significant increase in TN of 20.00%~27.15%; the increase in total phosphorus

收稿日期: 2026-03-17; 修回日期: 2026-05-18

基金项目: 国家自然科学基金项目(42367031); 贵州省基础研究项目黔科合基础(MS[2026]391); 中国博士后科学基金“地区专项支持计划”(2025MD784102); 喀斯特森林土壤微生物多样性及固碳微生物筛选关键技术研究; 贵州省科技支撑项目(黔科合支撑[2023]一般141)

* 通讯作者: 张珍明, 博士, 教授, 研究方向: 农业环境污染防治与生态恢复, E-mail: zhangzm@gzu.edu.cn

(TP) was also further amplified under combined treatments. Concurrently, PLA caused the C/N and C/P ratios to increase continuously with rising concentration, reaching maximum values of 6.97 and 18.40, respectively, in the 60-day combined treatment. Regarding enzyme activity, Cd chronically inhibited carbon and nitrogen acquisition enzymes, whilst PLA induced high expression of lipase, with the high-concentration composite treatment at 60 days showing a 315.50% increase compared to the control. Vector modelling indicated that microorganisms were generally nitrogen-limited, reaching extremely high levels under the 60-day composite treatment; however, high-concentration PLA provided a continuous carbon supply during the later stages of cultivation, effectively alleviating carbon limitation.

Key words: PLA microplastics; cadmium; stoichiometry; steady state; total C, N, P

聚乳酸(PLA)作为典型的可生物降解微塑料, 因其在一次性餐具、农业覆膜等领域的广泛应用而大量进入土壤环境。与不可降解微塑料不同, PLA 在土壤中可逐渐降解并释放中间产物, 可能对土壤理化性质和微生物代谢活动产生更为复杂的影响^[1-2], 进而影响土壤 C、N、P 循环及其对酶活性和植物生长的调控效应^[3]。重金属镉(Cd)作为农田土壤中常见的污染元素, 其生物毒性及环境行为已得到广泛研究^[4-5]。然而 PLA 微塑料与 Cd 的复合污染效应尚缺乏系统认识^[6], 特别是对于二者联合胁迫如何影响土壤 C、N、P 循环过程及微生物养分限制状态的相关研究仍较为薄弱。土壤 C、N、P 含量及其比值不仅反映养分的供给状况, 还能指示有机质分解程度和养分限制特征, 为揭示土壤养分循环和元素平衡机制提供了重要视角。在此基础上, 以土壤胞外酶直接体现微生物的代谢活动, 其活性比值(酶化学计量)可进一步揭示微生物对 C、N、P 获取的资源分配策略。近年来发展的矢量模型分析通过整合 C、N、P 获取酶的相对投入, 能够定量评估微生物面临的碳限制强度及氮/磷限制倾向, 为深入理解养分循环的微生物调控机制提供了有效工具。

目前关于 PLA 微塑料的研究多集中于其自身的环境行为, 但当重金属与微塑料共同存在时, 两者对土壤化学计量特征的影响不是简单的加和, 而是呈现协同或拮抗等非线性效应。复合污染对土壤理化性质、微生物群落结构与多样性、酶活性和重金属形态均会产生显著影响, 这些因素的改变最终作用于碳氮磷的周转与化学计量平衡^[7-8]。PLA 降解过程释放的有机碳可能改变土壤碳库组成, 进而影响氮、磷的生物有效性^[9-10], Cd 的毒性胁迫则可能干扰微生物代谢活性, 但两者复合作用下微生物的养分获取策略尚不明确^[11-12]。

基于此, 本研究通过设置不同浓度 PLA 与 Cd 的单一及复合处理, 测定土壤理化性质, C、N、P 含量及相关胞外酶活性, 结合酶化学计量矢量模型, 分析了 PLA-Cd 联合胁迫下土壤化学计量特征的变化规律及微生物养分限制的动态响应, 以期可为降解微塑料与重金属复合污染的生态风险评估提供理论依据。

1 实验部分

1.1 供试材料

土壤采于中国四川省广安市邻水县的农耕土壤(106°55'1.22" E, 30°21'33.11" N), 该地属亚热带湿润季风气候, 年均降水量为 872 mm, 耕地土壤属黄壤, 主要种植玉米, 土壤无微塑料和重金属污染(表 1)。用于试验的微塑料为聚乳酸微塑料(PLA), 属于可降解微塑料(BMPs), 购自广东东莞樟木头萱萱塑胶原料经营部, 所购微塑料经钢筛筛选使粒径约为 150 μm。使用 Cd(NO₃)₂(分析纯, 自天津市科密欧化学试剂有限公司)为 Cd 背景值进行后续盆栽试验。

表 1 供试土壤理化性质

Table 1 Physicochemical properties of the test soil

Cd/(mg·kg ⁻¹)	pH	SOM/%	Total nutrients/(g·kg ⁻¹)			Fast-acting nutrients/(mg·kg ⁻¹)		
			N	P	K	N	P	K
No detected	6.69	1.2	1.8	0.65	6.03	86.34	5.11	282.3

1.2 试验设计

将 BMPs 置于 3% H₂O₂ 中浸泡 30 min 进行消毒处理, 用超纯水清洗数次去除残留在 BMPs 表面的

H₂O₂, 随后在超纯水中浸泡4 h, 沥干备用。参考已有研究的微塑料添加浓度^[13-14], 将微塑料以0.5%、1.0%、1.5%的质量含量分别添加至进行/未进行镉处理的土壤中混合均匀。保持土壤湿润, 培育两周后进行青菜幼苗移栽, 每盆移栽长势较为均一的2~3颗幼苗, 并按照正常栽培措施进行管理。分别在青菜培育满30、60 d时采集土壤样品, 将采集的土壤样品风干, 过不锈钢筛网后装入自封袋并编号备用。PLA或Cd的添加情况如表2所示, 每个处理设置3次重复。

表2 实验设计编号及污染物添加情况
Table 2 Experimental design number and pollutant addition

No.	PLA addition amount/%	Cd addition amount/(mg·kg ⁻¹)	Remarks
CK	-	-	空白对照
Cd	-	2.0	添加Cd
LPLA	0.5	-	添加低浓度PLA
MPLA	1.0	-	添加中浓度PLA
HPLA	1.5	-	添加高浓度PLA
LPLA-Cd	0.5	2.0	添加Cd和低浓度PLA
MPLA-Cd	1.0	2.0	添加Cd和中浓度PLA
HPLA-Cd	1.5	2.0	添加Cd和高浓度PLA

1.3 样品处理及指标检测

土壤pH值采用电极电位法(1:2.5土水比)测定; 土壤有机碳(SOC)采用重铬酸钾氧化-分光光度计法测定; 全氮(TN)采用凯氏定氮法; 全磷(TP)用氢氧化钠熔融-钼锑钨比色法; 全钾(TK)经HF-HClO₄消解后用火焰原子吸收光谱法测定; 碱解氮(AN)采用碱解扩散法; 有效磷(AP)采用NaHCO₃浸提-钼锑钨比色法; 速效钾(AK)用乙酸铵浸提-火焰原子吸收光谱法测定。土壤总蛋白酶活性采用偶氮酪蛋白为底物的微板法测定, 以每克土样每小时吸光值变化1个单位为1个偶氮酪蛋白单位(偶氮酪蛋白单位·h⁻¹·g⁻¹)。土壤脲酶活性采用靛酚蓝比色法测定, 以每小时每克土样产生的NH₃-N质量表示(nmol·h⁻¹·g⁻¹)。葡萄糖苷酶(LPS)以对硝基苯-β-D-吡喃葡萄糖苷为底物, 磷酸酶(NP)以磷酸对硝基苯酯为底物, 脂肪酶(DHA)以对硝基苯酚酯为底物, 均在405 nm处测定释放的PNP, 以每小时每克土样产生1 nmol PNP为1个酶活单位(nmol·h⁻¹·g⁻¹)。所有酶活性测定均设置对照, 并根据相应标准曲线进行计算。

1.4 数据处理

为系统量化复合胁迫下微生物的资源分配与养分限制状态, 本研究基于生态化学计量学理论, 选取5种代表性碳、氮、磷获取酶^[15-17], 这些酶分别参与土壤中的有机碳分解(葡萄糖苷酶、脂肪酶)、氮素矿化(总蛋白酶、脲酶)及有机磷水解(中性磷酸酶), 是国内外土壤生态化学计量研究中广泛采用的指标, 能够有效反映土壤碳、氮、磷循环的关键过程^[18]。土壤化学计量比直接由相应养分含量计算而得, 用C/N、C/P、N/P表示。由于脂肪酶的活性单位与其他酶不统一, 为消除不同酶活性单位的影响, 对所有酶活性数据进行自然对数转换。将脂肪酶和葡萄糖苷酶活性的对数平均值作为C获取酶活性(C_酶), 总蛋白酶和脲酶活性的对数平均值作为N获取酶活性(N_酶), 中性磷酸酶活性的对数作为P获取酶活性(P_酶)。计算C、N、P获取酶比值以获得酶化学计量比, 分别用EEA C/N、EEA C/P、EEA N/P表示。随后, 通过矢量模型分析计算矢量长度(VL)和矢量角(VA), 量化微生物的相对碳限制和相对氮/磷限制。计算公式如下:

$$VL = \sqrt{(\ln C_{酶} - \ln N_{酶})^2 + (\ln C_{酶} - \ln P_{酶})^2} \quad (1)$$

$$VA = \text{ATAN2}[(\ln C_{酶} - \ln N_{酶}), (\ln C_{酶} - \ln P_{酶})] \times 180/\pi \quad (2)$$

矢量长度表示微生物受到的碳(C)限制强度, 数值越大表明碳限制越严重; 矢量角则以45°为界, 小于45°表示受氮(N)限制, 大于45°则表示受磷(P)限制。

1.5 统计分析

为确保数据的质量和准确性, 实验过程中尽可能避免其他塑料制品的使用以降低外源MPs的输入。实验数据使用Microsoft Office Excel 2024进行统计和处理, 结果以平均值±标准差表示。所有定量数据使用IBM SPSS 26.0中的单因素方差分析(ANOVA)进行分析后再进行Duncan's事后检验以确定不同处理组在p<0.05时的显著性差异, 当方差齐性检验不满足时, 采用Kruskal-Wallis非参数检验。所有图形使用Origin 2021进行绘制。

2 结果与讨论

2.1 PLA-Cd对土壤酸碱度的影响

供试土壤初始pH>7.0, PLA添加对其酸碱度产生明显影响且具有时间依赖性(图1)。培养30 d时,低、中浓度PLA单独处理使pH值略有下降,可能是因PLA降解初期释放的低分子有机酸所致;高浓度PLA处理时pH值小幅回升,可能与有机质输入增强了土壤缓冲性能有关,这与已有研究结果相同^[19]。PLA与Cd复合处理的pH值显著高于单一Cd处理,且随着PLA添加量升高,提示Cd可能改变了PLA短期降解过程并影响阳离子平衡,产生短暂碱化趋势^[12]。培养60 d时,所有含PLA的处理均表现出明显的酸化效应,且复合处理下pH值随PLA浓度增加持续下降,表明PLA长期降解累积释放有机酸是主导因素^[20-21],同时Cd不会改变其长期降解导致土壤酸化的基本趋势。

2.2 PLA-Cd对土壤C、N、P化学计量的影响

PLA的添加显著影响土壤C、N、P的积累,与Cd复合后效应更突出(图2)。培养30 d时,所有PLA处理SOC含量上升5.26%~26.32%,复合处理增幅更高,可能是因为Cd胁迫促进了微生物残体积累。60 d时,CK和Cd处理SOC较30 d下降,而PLA添加处理SOC却大幅上升100.00%~182.05%,复合处理增幅高达148.87%~267.50%,这归因于PLA持续降解及Cd对矿化作用的抑制。TN方面,单独添加PLA或Cd对TN无显著影响(-9.68%~22.52%),但复合处理使TN显著增加20.00%~27.15%,可能是由于PLA富集固氮微生物(如*nifH*基因)及Cd抑制氮矿化的协同作用^[22]。TP在单独或复合处理下均呈上升趋势(2%~37%),复合处理增幅进一步扩大,反映PLA-Cd联合扰动磷循环^[17]。C/N、C/P随PLA浓度升高持续增大,60 d复合处理最高分别达6.97和18.40,显示氮、磷逐渐成为限制因子;N/P波动较大且与PLA浓度无显著相关,表明复合污染加剧了氮磷循环的解耦^[12, 20]。

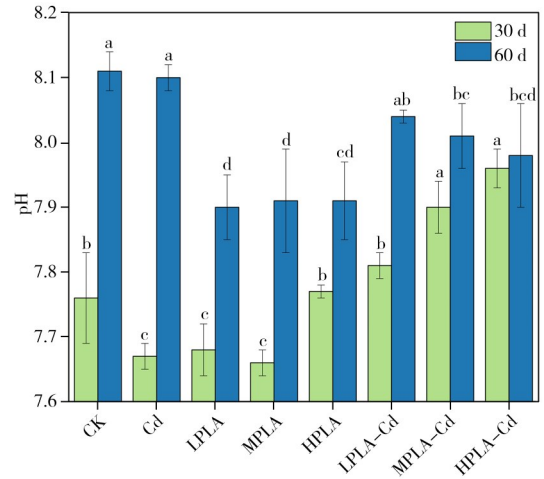


图1 不同处理对土壤酸碱度的影响

Fig. 1 Effects of different treatments on soil pH different lowercase letters indicate significant differences among treatments, $p < 0.05$ (不同的小写字母表示各处理之间存在显著差异, $p < 0.05$)

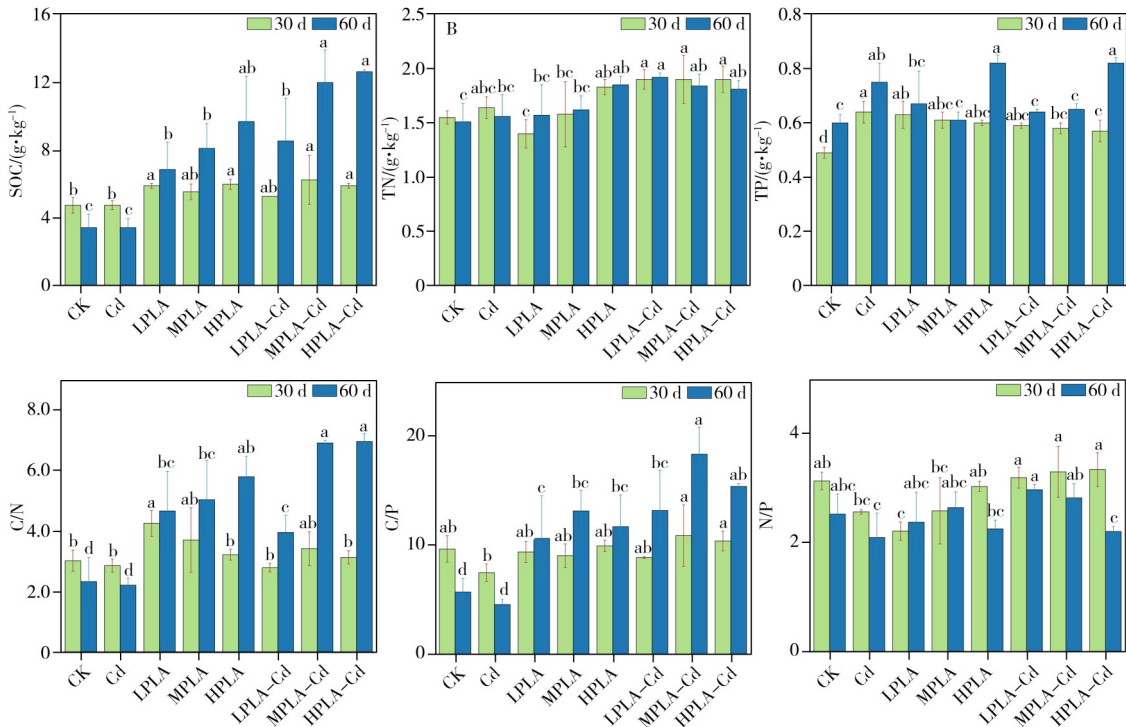


图2 不同处理对土壤C、N、P化学计量的影响

Fig. 2 Effects of different treatments on soil C, N, and P stoichiometry

different lowercase letters indicate significant differences among treatments, $p < 0.05$ (不同的小写字母表示各处理之间存在显著差异, $p < 0.05$)

2.3 PLA-Cd对酶生态化学计量的影响

不同处理下酶活性及化学计量比的变化见图3。培养30 d时,单一Cd显著抑制葡萄糖苷酶、总蛋白酶(PT)和脲酶活性(降幅26.70%~41.90%),脂肪酶与中性磷酸酶的活性下降不显著。单独PLA处理中,脂肪酶、葡萄糖苷酶及中性磷酸酶活性显著升高,HPLA增幅最大;总氮获取酶仅LPLA显著提高了脲酶活性。Cd污染下添加PLA后,蛋白酶、脲酶(UE)及中性磷酸酶的活性显著高于单一Cd处理,表明低浓度PLA可缓解Cd毒性^[23];脂肪酶与葡萄糖苷酶仍占优势,说明中高浓度PLA的碳刺激效应在Cd存在时仍为主导。培养60 d时,CK组的酶活性高于30 d。单一Cd仍显著抑制葡萄糖苷酶和脲酶活性(降幅38.70%和60.30%)。单独PLA处理中仅HPLA维持较高酶活性,LPLA与MPLA回落至CK水平。复合处理组中,脂肪酶活性随PLA浓度显著递增,HPLA-Cd较CK提高315.50%;但葡萄糖苷酶、总蛋白酶与脲酶活性表现较低,甚至低于单一Cd处理,这表明长期Cd胁迫下,PLA碳输入主要激发脂肪酶,而对其他碳、氮获取酶的促进效应被重金属毒性抵消^[24-25]。

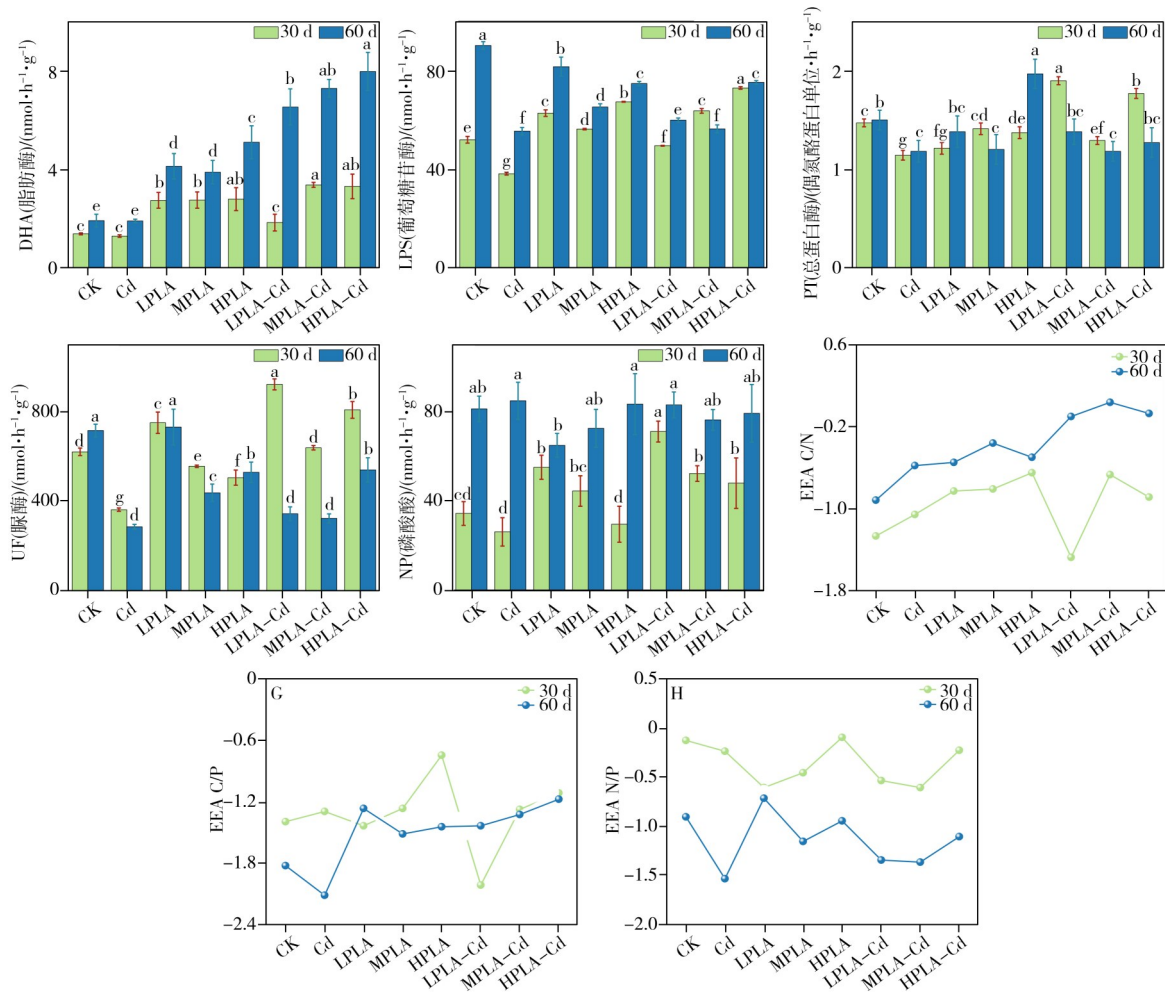


图3 不同处理对土壤酶化学计量的影响

Fig. 3 Effects of different treatments on soil enzyme stoichiometry

different lowercase letters indicate significant differences among treatments, $p < 0.05$ (不同的小写字母表示各处理之间存在显著差异, $p < 0.05$)

2.4 PLA-Cd联合胁迫对土壤养分的限制

基于酶化学计量矢量模型(图4),各处理矢量角均小于 45° ,表明微生物普遍受氮限制。培养30 d时,CK矢量角 42.56° ,氮磷需求相对均衡;Cd处理降至 39.86° ,氮限制略有增强。单独PLA处理中,LPLA和MPLA角度分别降至 30.29° 和 32.81° ,氮限制显著加重,反映外源碳刺激微生物活性加剧了氮竞争;HPLA角度为 43.03° ,与CK持平,表明高浓度PLA可能缓解了氮限制。PLA与Cd的复合处理中,MPLA-Cd角度最小(27.96°),氮限制最突出。矢量长度方面,CK为1.89,Cd处理略降至1.68,碳限制稍有缓解。单独PLA处理矢量长度均低于CK,HPLA最小,碳限制显著减弱。LPLA-Cd碳限制

最强,可能因低浓度PLA碳源不足以抵消Cd胁迫的代谢消耗;中、高浓度复合处理的碳限制缓解程度接近单一PLA。

培养60 d时:各处理角度均收窄至27°以下,氮限制更突出。CK角度26.73°,反映养分自然消耗;Cd处理降至15.34°,表明长期胁迫持续推高微生物的氮需求^[17]。单独PLA处理的角度为13.46°~23.56°,均低于CK,证实PLA矿化加剧了氮竞争^[26]。PLA-Cd处理角度随PLA浓度升高趋近于0°,氮限制达极高水平。矢量长度方面,CK和Cd分别为2.04和2.19,较30 d增加,碳限制增强,可能与后期活性有机碳减少有关^[27]。单独PLA处理长度1.38~1.56,碳限制获缓解。复合处理长度随PLA浓度增加而递减,HPLA-Cd最低(1.17),碳限制进一步减弱,表明高浓度PLA持续供碳有效缓解了Cd胁迫下的碳限制。

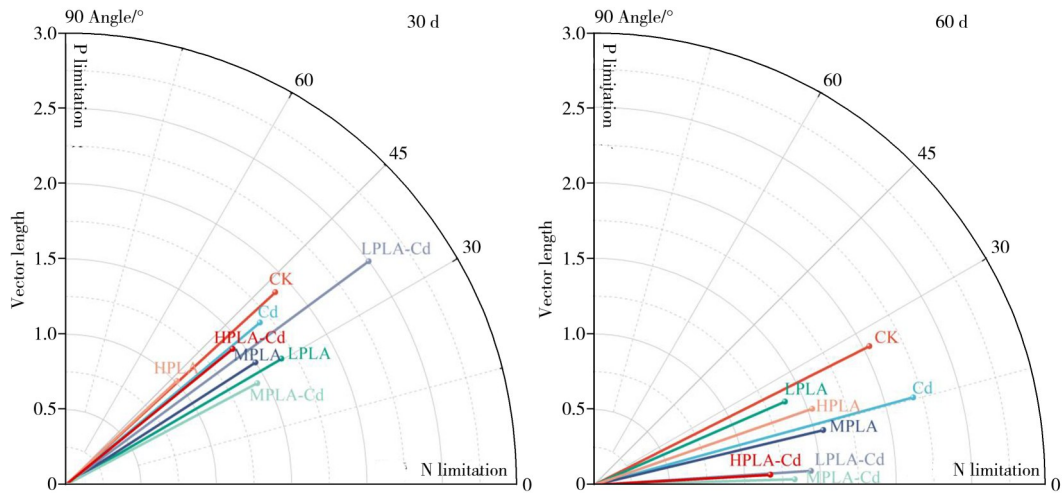


图4 不同处理下土壤矢量角和矢量长度的变化

Fig. 4 Changes in soil vector angle and vector length under different treatments

2.5 土壤生态化学计量稳态的影响因素分析

相关性分析表明(图5),培养30 d时,EEA C/N与SOC极显著正相关($r=0.68$),EEA C/P、EEA N/P与各因子无显著相关性。矢量长度与SOC、DHA、LPS极显著负相关($r=-0.60\sim-0.72$),与NP显著正相关($r=0.41$),表明碳限制主要受SOC调控,有机碳越充足、代谢活性(DHA)及脂肪酶(LPS)越高,碳限制则越弱;而NP与碳限制的正相关提示磷获取投入与碳限制存在协同变化。矢量角与DHA、LPS极显著负相关($r=-0.61$ 、 -0.72),与NP显著负相关($r=-0.41$),说明代谢活性及碳获取能力提升时,微生物由磷限制转向氮限制,磷需求相对满足时氮限制更突出^[28]。

培养60 d时,EEA C/N与SOC、TN极显著正相关($r=0.79$ 、 0.65),表明碳氮获取策略趋于协同^[29-30]。EEA C/P与SOC极显著正相关($r=0.69$),与pH值极显著负相关($r=-0.53$),反映有机碳积累促进了磷获取需求,而碱性则降低了磷有效性,需投入更多磷酸酶。矢量角与TN极显著负相关($r=-0.58$),矢量长度与TN显著负相关($r=-0.45$),氮素供应对养分限制的调控增强。矢量长度与pH值由负相关转为显著正相关($r=0.43$),碱性环境加重了碳限制。矢量角和长度均与DHA极显著负相关($r=-0.76$ 、 -0.86),说明高代谢活性可缓解碳及氮磷限制^[31];但矢量角与碳、氮获取酶(LPS、PT、UE)显著正相关,表明培养后期碳氮获取投入增加时,磷限制反而加剧。

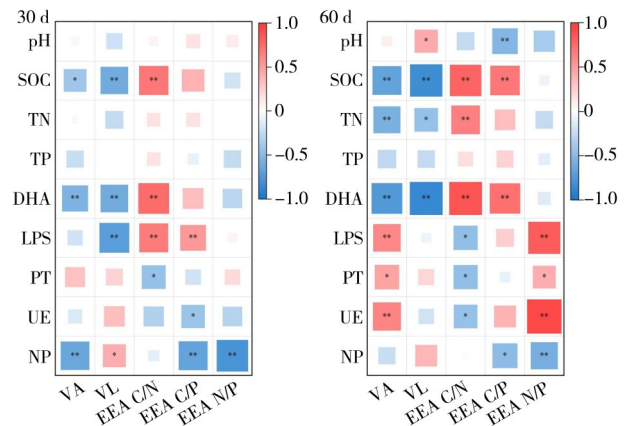


图5 土壤生态化学计量与环境因子的相关性分析

Fig. 5 Correlation analysis between soil ecological stoichiometry and environmental factors

* indicates significant correlation at $p<0.05$ level, ** indicates extremely significant correlation at $p<0.01$ level (*表示在 $p<0.05$ 水平存在显著相关性, **表示 $p<0.01$ 水平存在极显著相关性)

3 结 论

本研究通过分析PLA微塑料与镉联合胁迫下土壤的理化性质、C、N、P含量及相关胞外酶活性,明确了微塑料与镉联合胁迫对土壤生态化学计量及稳态的影响,结果表明:PLA微塑料对土壤pH值的影响呈明显的时间依赖性,外源碳输入与重金属交互重塑了碳、氮、磷的平衡关系,微生物普遍受氮限制且随培养时间延长而加剧;外源碳的输入在Cd背景下极大放大了微生物的氮需求,PLA的持续供碳有效缓解了Cd胁迫下的碳限制。PLA-Cd复合污染通过改变碱性微环境、大幅促进碳氮磷累积,并驱动微生物优先表达特异性酶以应对重金属毒性与养分失衡,进而系统性影响土壤生态化学计量稳态。

参考文献:

- [1] Xu W Q, Liu Y S, Hu M, Yu H Y, Bao L J. *J. Instrum. Anal.* (徐文卿, 刘雨森, 胡敏, 于焕云, 鲍恋君. 分析测试学报), **2024**, 43(8): 1220-1226.
- [2] Dong H X, Zhang S X, Fu Y M, He P, Zhu B, Li L J. *Soil Biol. Biochem.*, **2026**, 219: 110185.
- [3] Wu X L, Chen J F, Su Y Y, Zhang Z M, Wang J. *Resour. Conserv. Recycl.*, **2026**, 228: 108788.
- [4] Wang J, Wang S J. *J. Guizhou Norm. Univ.: Nat. Sci.* (王济, 王世杰. 贵州师范大学学报: 自然科学版), **2005**, 23(2): 113-120.
- [5] Liao Y L, Gan C D, Zhao X, Du X Y, Yang J Y. *Environ. Sci. Processes Impacts*, **2025**, 27(7): 2049-2062.
- [6] Li F P, Yang X Y, Zhang Z M, Jiang Y C, Gong Y F. *Environ. Technol. Innov.*, **2024**, 35: 103637.
- [7] Yang Y M, Yang W Q, Liu Q L, Dang Q L, Liu Y, Su J. *J. Guizhou Norm. Univ.: Nat. Sci.* (杨延梅, 杨雯清, 刘泉利, 党秋玲, 刘玥, 苏婧. 贵州师范大学学报: 自然科学版), **2025**, 43(4): 29-40.
- [8] Xu L, Xie W J, Dai H P, Wei S H, Skuza L, Li J A, Shi C L, Zhang L C. *Chemosphere*, **2024**, 358: 142107.
- [9] Dong H X, He P, Liu M H, Kuzyakov Y, Li L J. *Eur. J. Soil Sci.*, **2025**, 76(4): e70170.
- [10] Ruan Y X, Lin L B, Lin Y Y, Zhang Y R, Chen J F, Qian Q R. *Water, Air, Soil Pollut.*, **2025**, 236(15): 972.
- [11] Zhang Z M, Chen L Y, Li F P, Jin F R, Yang X Y. *J. Guizhou Norm. Univ.: Nat. Sci.* (张珍明, 陈凌云, 李府鹏, 靳芙蓉, 杨秀源. 贵州师范大学学报: 自然科学版), **2026**, 44(2): 1-9.
- [12] Xu L, Yu C F, Zhang Q J, Yan X X, Wei S H, Xie W J, Skuza L, Jing Y Q, Sun Y H, Wang S Y, Shi A L, Dai H P. *Environ. Res.*, **2026**, 288(Pt 1): 123194.
- [13] Yang G M, Li J, Long J, Liao H K, Ran T S, Zhao Y X. *J. Agro-Environ. Sci.* (杨国梅, 李娟, 龙健, 廖洪凯, 冉泰山, 赵雨鑫. 农业环境科学学报), **2023**, 42(80): 1695-1702.
- [14] Chen C C, Zheng N, Zhu H C, An Q R, Li X Q, Peng L Y, Xiu Z F. *J. Hazard. Mater.*, **2025**, 493: 138391.
- [15] Jiang X L, Yang X Y, Xu X. *J. Xihua Norm. Univ.: Nat. Sci.* (江欣莲, 杨心怡, 胥晓. 西华师范大学学报: 自然科学版), **2026**, <https://link.cnki.net/urlid/51.1699.N.20260408.1932.007>.
- [16] Shi F Y, Fang H J, Cheng S L, Guo Y F, Wang H, Chen L, Pu H G, Liu B Q. *J. Hazard. Mater.*, **2025**, 496: 139298.
- [17] Zhang C M, Zhao Z Y, Zhou F W, Shi C Z, Zhai X M, Sha Z M, Chu Q N, Liu H L, Liu S Q, Pan Z Z, Wang X F, Pan X C, Fang M L, Rillig M C, Wang Z M. *Environ. Sci. Technol.*, **2026**, 60(1): 1229-1240.
- [18] Li T, Xu Z M, Liu H H, Liu S L, Li W, Liu Y H, Li G R, Ma X F. *Environ. Sci. Technol.*, **2025**, 59(29): 15319-15328.
- [19] Wang B B, Wang P H, Zhao S B, Shi H H, Zhu Y R, Teng Y, Jiang G Y, Liu S L. *Environ. Pollut.*, **2023**, 333: 121960.
- [20] Goto T, Kishita M, Sun Y, Sako T, Okajima I. *Polymers*, **2020**, 12(11): 2434.
- [21] Wu Y, Wang Z H, Yu Y X, Liu X H, Wang D N, Wang J, Li Y Y, Zhu B, Whalen J K, Yao H Y. *Appl. Soil Ecol.*, **2025**, 206: 105911.
- [22] Zhang Y, Dou M, Hao S Z, Li P, Zhou Y Z, Liang Z J. *Environ. Sci.* (张彦, 窦明, 郝松泽, 李平, 周雨泽, 梁志杰. 环境科学), **2025**, 46(8): 5345-5359.
- [23] Li G Q, Cai L, Liu Y N. *Sci. Total Environ.*, **2023**, 892: 164589.
- [24] Hu Y J, Wu J, Yang G, Xu M. *J. Agro-Environ. Sci.* (胡榆杰, 伍钧, 杨刚, 徐敏. 农业环境科学学报), **2023**, 42(8): 1721-1728.
- [25] Xu M H, Xiao W D, Wei H M, Ye X Z. *Chin. J. Soil Sci.* (徐明慧, 肖文丹, 魏华茂, 叶雪珠. 土壤通报), **2026**, 57(1): 238-249.
- [26] Wang X, Wang J R, Hou L, Wang Y X, Li X L, Liang Q B. *J. Agro-Environ. Sci.* (王鑫, 王金蕊, 侯磊, 王艳霞, 李晓琳, 梁启斌. 农业环境科学学报), **2025**, 44(6): 1524-1534.
- [27] Zhang X W, Han X Z, Yu W T, Wang P, Cheng W X. *PLOS One*, **2017**, 12(9): e0184978.
- [28] Wang C J, Wang Q Q, Xu H, Gao H J, Zhu P, Xu M G, Zhang W J. *Acta Ecol. Sin.* (王传杰, 王齐齐, 徐虎, 高洪军, 朱平, 徐明岗, 张文菊. 生态学报), **2018**, 38(11): 3848-3858.
- [29] Zhu J, Liu D, Wang S, Huang Z S, Liang J H. *J. Guangxi Norm. Univ.: Nat. Sci. Ed.* (朱婧, 刘鼎, 王珊, 黄祚水, 梁建宏. 广西师范大学学报: 自然科学版), **2022**, 40(5): 376-387.
- [30] Jiao Y P, Meng X T, Qi P, Li Y N, Zhang X Y, Lu H D, Shi J L, Tian X H. *Geoderma*, **2025**, 459: 117384.
- [31] Dan J Q Z, Zhu J T, Liu H B, Gao J Q. *Acta Ecol. Sin.* (丹吉曲珍, 朱佳涛, 刘华兵, 高俊琴. 生态学报), **2026**, 46(3): 1149-1158.