任文,李嗣艺,李中阳,等. 生物特征及物种组合对重金属污染修复的影响[J]. 环境科学与技术,2024,47(S1):59-69. Ren Wen, Li Siyi, Li Zhongyang, et al. Impacts of biological characteristics and species combinations of organisms on the remediation of heavy metal pollution[J]. Environmental Science & Technology,2024,47(S1):59-69.

生物特征及物种组合对重金属污染修复的影响

任文[1,2], 李嗣艺[1], 李中阳[1], 孙玖明[1,3],
王广帅[1,2], 刘源[1*]

(1.中国农业科学院农田灌溉研究所,河南 新乡 453002;
2.河南商丘农田生态系统国家野外科学观测研究站,国家农业环境商丘观测实验站,
国家农业绿色发展长期固定观测商丘试验站,河南 商丘 476000;
3.河南大学农学院,河南 开封 475004)

摘 要:生物修复具有成本低廉、不易产生二次污染及便于回收的特点,常被用于重金属污染程度较低区域的修复工作中。文章总结了各类植物应对重金属胁迫的特殊机制,介绍了植物生物特征对修复效果的影响,然后阐述了重金属在食物链中的传递特性及其对动物活动习性的影响,分析了可用于重金属修复的动物种类及其对构建平衡网络结构的意义,最后还汇总了微生物对重金属污染的适应机制及应对策略。在上述内容的基础上,总结了植物组合、植物与动物组合及植物与微生物组合中,物种间作用关系对重金属修复的影响。该综述表明了合理搭配物种可以扩大物种适用区间,增强物种抗胁迫能力,同时提升重金属修复效率,但如何有效协调不同物种间作用关系及充分发挥各物种特征是生物组合修复的重要研究方向。

关键词:生物特性; 重金属修复; 生物组合; 种间作用关系; 生物修复; 生物多样性
中图分类号:X703 **文献标志码**:A **doi**:10.19672/j.cnki.1003-6504.1853.23.338 **文章编号**:1003-6504(2024)S1-0059-11

Impacts of Biological Characteristics and Species Combinations of Organisms on the Remediation of Heavy Metal Pollution

REN Wen[1,2], LI Siyi[1], LI Zhongyang[1], SUN Jiuming[1,3],
WANG Guangshuai[1,2], LIU Yuan[1*]

(1. Institute of Farmland Irrigation of CAAS, Xinxiang 453002, China;
2. Shangqiu Station of National Field Agro-ecosystem Experimental Network, National Agricultural Experimental Station for Agricultural Environment, National Long-term Experimental Station for Agricultural Green Development, Shangqiu 476000, China;
3. College of Agriculture, Henan University, Kaifeng 475004, China)

Abstract: Given bioremediation is of low cost, not easy to produce secondary pollution, and easy to recover, it is often used in remediation in areas slightly polluted with heavy metal. The article summarizes the special mechanisms of various plants to cope with heavy metal stress. It not only focuses on the impact of plant characteristics on the remediation effect, elaborates on heavy metal transmission characteristics in food chains and their impacts on animal behaviours, analyses the types of animals that can be used for heavy metal remediation and their significance in building a balanced network, but also summarized the adaptation mechanisms and response strategies of microorganisms to heavy metal pollution. Based on the above content, the impact of species interactions in plant combinations, plant-animal combinations, and plant-microbial combinations on heavy metal remediation was innovatively summarized. This review indicates that a reasonable species combination can expand the species' applicable range, enhance their resistance to stress, and improve heavy metal remediation efficiency. However, how to effectively coordinate the interaction among different species and fully utilize the characteristics of each species is an important research direction for bioremediation with different organism combinations.

《环境科学与技术》编辑部:(网址)http://fjks.chinajournal.net.cn(电话)027-87643502(电子信箱)hjkxyjs@vip.126.com
收稿日期:2023-11-22;修回2024-01-02
基金项目:国家重点研发计划项目(2021YFD1700900);中国农业科学院农科英才特殊支持计划(NKYCQN-2021-028);中国农业科学院科技创新工程;中央级公益性科研院所基本科研业务费专项(IFI2024-24)
作者简介:任文(1994-),男,研究实习员,硕士,从事农田环境方向的研究工作,(电子信箱)renwen0116@foxmail.com;*通讯作者,女,副研究员,博士,主要从事非常规水资源安全利用和污染物环境形为研究,(电子信箱) liuyuanfiri88@163.com。

Key words: biological characteristics; heavy metal remediation; biological assemblage; interspecific interaction relationship; bioremediation; species diversity

重金属污染物来源可分为采矿、污水灌溉、废气排放及沉降、工业生产、种植业及养殖业等，而污染物分布特点及污染程度与扩散距离、风力风向、地形及污染物粒径等因素密切相关[1]。根据《全国土壤污染状况调查公报》调查结果显示，镉、汞、砷、铜、铅、铬、锌、镍8种重金属污染问题在我国土壤及水体中表现突出，故根据污染程度及污染物种类选择合适的修复方法尤为关键[2]。与传统修复方法（淋洗法、挖掘掩埋及化学氧化-还原法等）相比，生物修复更适于污染程度较低的区域，因其具有修复成本低廉、不易产生二次污染及便于回收的特点，而适于大面积推广。但生物修复过程漫长且修复效率与污染物类别、污染程度、生物种类及选用的人工措施等有关。

在进行生物修复时，应针对当地气候条件、污染物类别选择合适的生物进行修复。生物可以通过改变自身生物特征来应对各类环境污染，其基本特征一般包括但不局限于生物应激性、新陈代谢、摄取营养物质、生长发育、生殖能力、遗传变异、生物适应性及生物表型可塑性等现象或过程[3]。这些基本特征可以指示出生物对重金属胁迫环境的适应能力，同时还会间接影响生物对重金属的吸收作用。目前关于生物特征与重金属污染修复效果的关系已展开了多角度的深入研究，如重金属对生物的毒害及生物对其毒害的解毒机制[4]、重金属胁迫对生物种群结构的影响[5]、生物种类对重金属污染修复效率的影响[6]、重金属胁迫对生物适应性及表型可塑性的影响[7]。在改善生物生存环境的同时积极构建稳定、完善的生物群落结构以充分发挥生物特征优势是提升重金属修复效率的关键所在[8]，也是近年来研究热点之一。

目前，在重金属研究中常见的生物组合可分为植物与植物组合、植物与动物组合及植物与微生物组合，但已有研究对重金属胁迫下群落种间作用关系变化的认识及总结不足，且未能将生物特性、物种组合及构建完整生态网络结构与污染区域内物质、能量循环流动关系统一起来。为此，本文拟从生物特征及重金属胁迫下种间作用关系对生物特征及修复效果影响的相关研究进行讨论，以期为生物组合修复提供一定理论依据及技术支持。

1 生物特征对重金属胁迫的响应

1.1 植物生物特征对重金属胁迫的响应

在重金属污染的环境中，植物如无合理的应对机制通常会导致植物生存能力降低甚至死亡（表1）。植物可以通过调节生理特征（尤其是抗氧化机制）、摄取营养物质及改变自身形态特征等方式来提升适应性或吸收能力。植物对环境中重金属的适应性及富集能力会随植物生长阶段的不同而发生改变，应选取合适的时期对植物加以利用。此外，繁殖器官内重金属浓度会改变昆虫授粉行为而影响植物的繁殖过程，改良植物基因型同样是提高植物适应及吸收能力的潜在途径之一。

表1 植物生物特征对重金属胁迫的响应的研究案例

生物特征	研究案例
调整生理特征	植物可以通过根系分泌有机酸、氨基酸及可溶性糖来缓解重金属的毒害作用，也可通过提高体内各类抗氧化酶含量及活性来抵抗不利的环境条件[9]，如植物可以通过提高CAT、POD含量来增强自身对环境的适应性[10]，而过量的MDA则会对植物的生长产生抑制作用[11]。
摄取营养物质	有机肥料可以增强重金属胁迫下波状栝叶（*Atriplex undulata*）的光合特性，提高其叶片中脯氨酸含量并降低MDA含量[12]。随着Cd浓度（0~200 mg·kg^{-1}）增大，紫花苜蓿（*Medicago sativa*）地上部和地下部重金属含量逐渐增大[13]。
植物生长阶段	花期时Cd (900 μmol·L^{-1})、Pd (1 500 μmol·L^{-1}) 分别使芥菜（*Brassica juncea*）蛋白质含量降低到95%及44%[14]；在第二次刈割时紫花苜蓿体内Cd含量要高于第一次及第三次刈割，同时刈割会降低其MDA含量[15]。
繁殖过程	富含重金属的植物花蜜会减少传粉昆虫的觅食时间及采食花蜜量对植物的繁殖过程产生有利影响[16]。
遗传变异特性	不同基因型小麦器官对镉的吸收能力存在明显差异[17]。
植物表型可塑性	Cd胁迫（琼脂中浓度为0.45 μg·g^{-1}）会抑制拟南芥（*Arabidopsis thaliana*）幼苗根系根毛的生长，而Hg（0.32 μg·g^{-1}）和Pb（20.05 μg·g^{-1}）胁迫下则表现为促进作用[18]。Lambrechts等[19]在研究中发现，Cd和Zn会降低多年生黑麦草（*Lolium perenne*；营养液梯度：Cd：0~25 μmol·L^{-1}和Zn：0~1 000 μmol·L^{-1}）和白三叶（*Trifolium repens*；营养液梯度：Cd：0~10 μmol·L^{-1}和Zn：0~100 μmol·L^{-1}）的根系深度，同时引起外皮层和软细胞组织发生木质化。植物可以通过改变形态特征结构来更好地适应重金属胁迫环境，如花生（*Arachis hypogaea*）会通过缩小叶面积、增加叶片厚度、提升气孔数量及缩小上表层气孔直径来应对高浓度的Cd（50~200 mg·kg^{-1}）、Cu（200~800 mg·kg^{-1}）及Zn（200~800 mg·kg^{-1}）胁迫[7]。植物还可以通过控制自身形态来影响其对重金属的吸收作用，如莲藕（*Nelumbo nucifera*）膨大剂对Pb、Cd的吸收作用强于匍匐茎[20]。

1.2　动物生物特征及食物链传递特性对重金属胁迫的响应

动物生存能力由其生物特征决定（表2）。环境中污染物浓度会影响动物的运动模式，动物可以通过迁移到新的生存环境来减弱或规避重金属的毒害作用，且动物体内重金属含量与其栖息环境中重金属的背景值密切相关。目前，对动物活动规律对重金属修复的影响认识依旧不足，严重阻碍了动物在修复场景中的应用。动物可以通过调整生理特征、改变形态结构（组织或器官）来提升其对环境的适应性，但动物适应性与环境中污染物浓度及接触时间密切相关。另外，动物对环境的适应能力与器官的解毒能力密切相关（例如肝脏可以通过抗氧化酶系统来抑制重金属的毒害作用），但过量的重金属则会破坏动物器官组织。环境中过量的重金属元素还会降低动物的繁殖能力，但不同种类的重金属对动物繁殖能力影响存在差异性。

表2　动物生物特征对重金属胁迫的响应的研究案例

生物特征	研究案例
运动模式	生活在底层的动物组织中重金属含量高于生活在上层的鱼类[21]。表层活动的蚯蚓品种体内Cd浓度明显高于深层洞穴活动的品种[22]。当环境中Pb^{2+}（0~150 mg·kg^{-1}）、Cd^{2+}（0~35 mg·kg^{-1}）浓度增加时，蚯蚓洞穴最大深度及总长度均显著降低[23]，随着土壤污染程度的增加，土壤动物表聚性降低[24]。
物种特性	蚌（*Unio douglasiae*；*Hyriopsis cumingii*；*Lamprotula leai*；*Cristaria plicata*）易富集Mn和Cd，而螺（*Bellamya aeruginosa*；*Parafossarulus eximius*）则易富集Cu和Zn[25]。
调节生理特征	在Ni（3~3 000 μg·L^{-1}）和Cr（0.5~50 μg·L^{-1}）胁迫下，贻贝（*Mytilus galloprovincialis*）会通过提高谷胱甘肽过氧化物酶的含量来增强自身的适应性[26]。
形态结构（组织或器官）的改变	高浓度的Cd会破坏赤子爱胜蚯蚓（*Eisenia fetida*；Cd>7.28 mg·kg^{-1}）及加州腔蚓（*Metaphire californica*；Cd>5.16 mg·kg^{-1}）体表角质层结构[27]。
器官富集能力	花背蟾蜍（*Bufo raddei*）肝脏对Cu和Cr的富集能力强于肌肉组织[4]。甲基汞在黑鲷（*Acanthopagrus schlegelii*）、鲈鱼（*Perca fluviatilis*）和红鲬（*Lutjanus campechanus*）器官中富集规律表现为肌肉>肝脏>其他器官[28]。
适应性差异	蚯蚓对Cd、Cr的半致死浓度分别为810 mg·kg^{-1}（14 d），582 mg·kg^{-1}（14 d），且在接触污染物的第14天会明显抑制蚯蚓的生存能力[29]。
繁殖特性	Cu和Zn对*Galeolaria caespitosa*精子毒性相差3倍[30]，同时重金属还会导致DNA的氧化损伤[31]。

促进生态系统内物质流动是提高重金属富集效率的有效途径之一，重金属元素会随食物链的延长而不断积累，例如肉食性和杂食性鱼类体内重金属含量高于草食性鱼类[32]。食物链的传递作用会随食物链层数增加而变强，但这种趋势并未体现在所有食物链中，如在对小球藻（*Chlorella*）及菲律宾蛤仔（*Ruditapes philippinarum*）的研究中，Cu、Pb、Cd并未随食物链而发生富集作用[33]。再如某些水生植物重金属含量超过多种水生动物体内重金属含量[34]，因此选择合适的食物链可能是实现重金属回收的潜在途径之一。低等动物具有惊人的繁殖效率—如蝗虫（*Locusta migratoria*）、耳萝卜螺（*Radix auricularia*，在淮河水系中最高密度可达到468只/m^2[35]）等，有研究表明中华稻蝗（*Oxya chinensis*）对通过食物链进入体内的重金属具有一定的累积性且体内存在的抗氧化机制可以有效降低重金属的毒害作用[36]，借助诱捕技术捕获低等动物可以避免动物尸体分解造成二次危害（死亡蚯蚓会提高酸性土壤中Pb、Zn含量[37]）且丰富了重金属回收途径。

1.3　微生物生物特征对重金属胁迫的响应

当环境中重金属污染污染程度较高时微生物群落多样性会显著降低[38]，其繁殖特性同样会受到影响。主要被用于重金属修复的微生物包括植物内生菌、丛枝菌根、大型真菌，其中内生菌及丛枝菌根通过与植物形成共生体或共生结构以增强自身的生存能力，因此内生菌及丛枝菌根的适应性还与宿主对环境的适应能力有关。微生物的某些生物特性（如分泌有机物）除会减弱环境对自身或共生体的影响，还会间接提高其对环境的修复效率。丛枝菌根真菌（AMF）能与多数植物根系形成菌根结构进而帮助植物扩大根系范围，提高植物在重金属污染土壤中的耐受能力及修复效果。丛枝菌根可以促进植物对重金属元素的吸收，但当选择宿主适应能力较差时会影响宿主生长。但部分丛枝菌根可以通过自身分泌或刺激植物根系分泌有机物来螯合重金属[39]、调节植物抗氧化酶系统[40]、吸附部分重金属[39]或通过对其他元素的吸收（“生长稀释”效应）[41]来减轻重金属元素对植物的危害作用，进而增强共生体系对环境的适应性。普通真菌及大型真菌具有生长速度快，适应性强等特点，其富集特性与物种特性、形态、部位、生长阶段及环境因素均密切相关，且可通过分泌有机物及吸附特性来提升其对环境的适应能力及重金属修复效果（表3）。

2　生物组合对重金属污染修复的作用及效果

重金属胁迫下，生物（植物、动物及微生物）与环境间的作用关系及各类生态过程势必发生改变，最终导致生物多样性呈下降趋势。因此，如何引入适于当地生态网络结构且有助于环境条件恢复的生物显得

表3 微生物生物特征对重金属胁迫的响应的研究案例

生物特征	研究案例
繁殖特性	高浓度污染会导致丛枝菌根孢子密度显著降低[42]。
抗性能力	超富集植物体内分离的内生菌对重金属胁迫表现出较强的抗性[43]。
富集能力	筛选分离的红苍白草螺菌(*Herbaspirillum rubrisubalbicans*)可以增强龙葵对Cd的吸收[2]。丛枝菌根会致使蚕豆(*Vicia faba*)摄入过量重金属而导致其DNA结构破坏[44]。大型真菌菌盖浓度最大而菌柄最小[45]。
生长阶段	大型真菌菌丝体阶段富集能力大于子实体[46]。
分泌有机物	部分菊科植物(如羽芒菊,*Tridax procumbens*)根部分离出耐性较强的内生菌株具有产生次级代谢产物、吲哚乙酸、铁载体、1-氨基环丙烷-1-羧酸脱氨酶、生物表面活性剂和活化磷酸盐的能力,进而可以促进植物生长、提高植物抗逆性[47]。某些真菌可以在重金属胁迫下分泌酸性有机物,使得土壤中重金属元素更易发生迁移[48]。多数真菌还可以通过体内存在的金属硫蛋白(MT)与重金属形成螯合物[49]、产生抗氧化酶(SOD、CAT、POD)及抗氧化剂(GSH[50])来提高对重金属环境的适应性。
吸附特性	丝状真菌(毛霉[51](Pb^{2+}、Ni^{2+}、Cd^{2+}、Zn^{2+})、曲霉[52](Cd^{2+}、Ni^{2+}))可以通过吸附特性来提升其对环境的适应能力及重金属修复效果。

尤为重要。目前,生物修复依然以植物为主体,动物及微生物通过间接增强植物生存能力的方式来提高重金属修复效率(表4)。不同生物间关系复杂多变,而这种关系最终会体现在它们的生物特征上,如何根据种间关系及生物特征构建稳定、平衡的生物群落结构依旧是实际场景应用过程中的难点及关键所在(图1)。

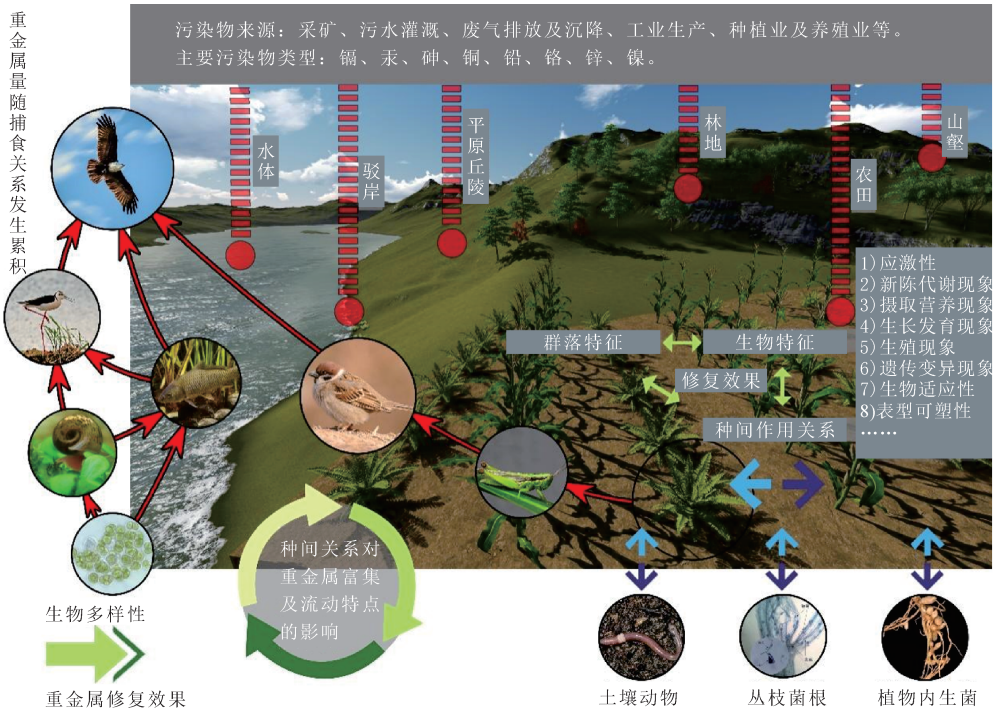


图1 生物特征及种间作用关系在重金属污染修复中的适用性(丛枝菌根图片引自文献[53])

2.1 植物与植物组合对生物特征变化及重金属污染修复的影响

合理的植物组合可以提高对环境内资源的利用效率、弥补植物生长特性上的不足、提高植物对环境的适应能力,最终增强重金属的修复效果。例如,与枇杷(*Eriobotrya japonica*)-茶(*Camellia sinensis*)间作相比,杨梅(*Morella rubra*)-茶、柑橘(*Citrus reticulata*)-茶间作可以降低0~30 cm土层中重金属浓度[54]。常用于重金属修复的超累积植物具有生长慢、生物量小的缺点且经济价值低,严重限制了植物的应用场景,结合其他植物进行修复可以较好解决上述问题。但选择的植物种类会影响重金属修复效果,如玉米(*Zea mays*)-龙葵(*Solanum nigrum*,镉超富集植物)间作生物量高于玉米-大叶井口边草(*Pteris nervosa*,砷超富集植物)及玉米-龙葵-大叶井口边草间作,且龙葵显著提高了玉米对Pb、Cd及As的积累量[55]。上述研究还表明,植物种类的增加并不一定会提升修复效率。判断植物组合合理与否的重要条件是群落内物种能否长期稳定共存。群落的稳定性主要由种间关系、胁迫及干扰因素(如气候变化、收获频次、病虫害、人为影响等)有关。物种间关系可以分为中性作用关系、正相互作用关系与负相互作用关系,其中负相互作用关系在植物组合

表4　生物组合修复案例

组合类型	生物种类	污染物类型	主要结果或结论	参考文献
植物组合	玉米(*Zea mays*)$^{+}$–龙葵*(*Solanum nigru*，锌、镉)	Pb、Cd、As	玉米生物量增加，其地上部Pb、Cd、As含量分别为4.85、0.61、0.36 mg·kg^{-1}。	[55]
	玉米(*Zea mays*)$^{-}$–大叶井口边草*(*Pteris nervosa*，铜、砷)	Pb、Cd、As	玉米生物量减少，其地上部Pb、Cd、As含量分别为4.36、0.58、0.68 mg·kg^{-1}。	[55]
	玉米(*Zea mays*)$^{-}$–龙葵*(*Solanum nigru*)–大叶井口边草*(*Pteris nervosa*)	Pb、Cd、As	玉米生物量减少，其地上部Pb、Cd、As含量分别为7.39、0.49、0.60 mg·kg^{-1}。	[55]
	孟宗竹(*Bambusoideae*)–伴矿景天*(*Sedum plumbizincicola*，镉、锌)	Cu、Zn、Pb	间作增加了细菌α–多样性指数，土壤中重金属去除效率提高。	[56]
	油菜*(*Brassica napus*，锌)$^{+}$–东南景天*(*Sedum alfredii*)	Cd	油菜Cd累积量比单作提高了370%，间作明显改变了油菜根际微生物组成。	[57]
	印度芥菜*(*Brassia juncea*，铯、铅、镉)$^{+}$–东南景天*(*Sedum alfredii*)	Cd	油菜Cd累积量比单作提高了27.8%。	[57]
	苎麻(*Boehmeria nivea*)–蜈蚣草*(*Pteris vittate*，锌、铅)$^{-}$	Pb、As	提高间作系统种植密度，会增加Pb的提取效率。	[58]
	龙葵*(*Solanum nigru*)–黑麦草(*Lolium perenne*)/苋菜(*Amaranthus tricolor*)/玉米(*Zea mays*)	Cd	植物器官内Cd浓度会随环境中Cd浓度的增加而增加。	[59]
	白三叶(*Trifolium repens*)–高羊茅(*Festuca elata*)	Cu	两种植物1∶1混播适用于Cu浓度小于250 mg·kg^{-1}的污染区域。	[60]
	蜈蚣草*(*Pteris vittata*)–芦竹(*Arundo donax*)–桑(*Morus alba*)–构树(*Broussonetia papyrifera*)	As、Cd、Pb、Zn、Cu	树草间作可以减轻重金属对土壤酶活性及对微生物群落的毒性。	[61]
	苎麻(*Boehmeria nivea*)–蜈蚣草*(*Pteris vittata*)$^{-}$	Pb、As	高密度间作两种植物可以有效降低土壤中Pb含量。	[58]
	小麦(*Triticum aestivum*)–伴矿景天*(*Sedum plumbizincicola*)	Cd、Zn	施用钾肥可以提高间作体系对重金属污染的修复效果。	[62]
	伴矿景天*(*Sedum plumbizincicola*)–辣椒(*Capsicum annuum*)	Cd	交叉式间作和混合式间作对Cd的修复效果优于条带式间作。	[63]
植物–动物组合	油菜*(*Brassica rapa*，锌)–蚯蚓(不明)	Cd	蚯蚓可以促进土壤中Cd向油菜转移，且蚯蚓体内Cd浓度与环境中Cd浓度为正相关。	[64]
	甜高粱(*Sorghum bicolor*)$^{+}$–杜拉蚓(*Drawida*)	Cd	蚯蚓可以提高土壤中有效Cd的含量。	[65]
	黑麦草(*Lolium multiflorum*)$^{+}$–蚯蚓(*Pheretima*)–接种菌根(*Inoculum Endorize*–Mix2)	Cd	蚯蚓可以提高菌根侵染率及土壤中Cd含量，而菌根仅在低浓度Cd下有促进作用。	[66]
	白三叶(*Trifolium repens*)–黑麦草(*Lolium multiflorum*)–蚯蚓(不明)	Cd、Cu、Pb	Cd、Cu、Pb修复效果较两个物种简单叠加效果提高了11.5%、7.2%、5.0%。	[67]
	黑麦草(*Lolium multiflorum*)–环毛蚓(*Pheretima*)	Zn	蚯蚓可以提高土壤细菌和放线菌群落数及各类酶的活性。	[68]
植物–微生物组合	蜈蚣草*(*Pteris vittata*)–土壤细菌	As	蜈蚣草增加了土壤中铁还原菌、硫还原菌、固碳细菌及固氮细菌的丰富度。	[69]
	龙葵*(*Solanum nigrum*)–内生菌	Cu、Cd、Pb	分离的内生菌适用于低浓度重金属修复。	[43]
	平菇(*Tridax procumbens*)–内生菌	Cu、Zn、Pb、As	分离的内生菌对Cu(750 mg·kg^{-1})表现出较高的耐性，其次为Zn(500 mg·kg^{-1})。	[47]
	东南景天*(*Sedum alfredii*，锌、镉、铅)–蕹菜(*Ipomoea aquatica*)–AM真菌(*Glomus versiforme*)	Cd	接种真菌降低了蕹菜地上部及土壤中Cd含量。	[70]
	矮桃(*Lysimachia clethroides*)/一年蓬(*Erigeron annuus*)–根际微生物群落	铅锌尾矿	植物种类会影响根际微生物群落组成。	[71]
	商陆科植物(*Phytolacca americana*)/列当科植物(*Rehmannia glutinosa*)/紫苏(*Perilla frutescens*)/山鸡椒(*Litsea cubeba*)/土荆芥(*Dysphania ambrosioides*)–AM真菌	矿区	各类植物优势丛枝菌根真菌不同。	[72]
	玉米(*Zea mays*)–丛枝菌根真菌(*Glomus mosseae*)	Zn、Cd、Mn	菌根真菌侵染改变了根系的吸附特性。	[39]
	苎麻(*Boehmeria nivea*)$^{+}$–摩西球囊霉(*Glomus mosseae*)	Cu、Zn、As、Cd、Sb	接种AM真菌组苎麻地上部Zn和Cd含量分别提高50.3%和100.0%，体内各类抗氧化酶含量提高。	[40]

注：生物种类栏目中*表示富集某种重金属的超累积植物；拉丁文后中文表示植物可以富集的元素种类；$^{+}$表示生物量增加，$^{-}$表示生物量减少。

中最为常见，通常指不同植物对资源(包括光照、养分、水分及生存例如空间)的竞争，而生物特性会影响植物对上述资源的获取能力及重金属吸收能力进而影响群落结构演替过程。例如，在对Cd污染的修复中，间作系统中印度芥菜(*Brassica juncea*)生物量会降低0.4%~11.8%，地上部Cd含量提高14.5%；而苜蓿(*Medicago sativa*)生物量则提高55.3%~70.0%，地上部Cd含量降低57.1%。虽然已有研究证实群落密度

会影响植物种间关系及生物量[73]，但目前研究较少关注到重金属胁迫下群落密度对二者的影响，需通过进一步研究确定不同重金属胁迫环境中修复群落的最佳密度。此外，在重金属胁迫下，生物特性会因为植物间的作用关系而发生改变，例如，间作皇竹草(*Pennisetum sinese*)、黑麦草(*Lolium perenne*)和龙须草(*Juncus effusus*)有利于其对重金属(Pb、Cd、Cu)的吸收，但会导致叶片光合特性下降[70]。此外，种间关系会改变植物富集特性，例如东南景天(*Sedum alfredii*)会减少蕹菜(*Ipomoea aquatica*)对Cd的吸收作用[74]；玉米(*Zea mays*)会提高大叶井口边草(*Pteris cretica*)地上部对As、Cd的吸收，而降低对Pb的吸收[75]。种间关系表现相似，但生物特性会改变植物吸收能力，例如象草(*Pennisetum purpureum*)-苦楝(*Melia azedarach*)及象草-构树(*Broussonetia papyrifera*)间作有利于苦楝及构树生物量增加，间作提高了苦楝地上部Cd和Pb累积量，但构树地上部的吸收却受到抑制[76]。当多种植物组合种植时，器官内重金属含量会发生相应改变[77]，而器官的分布范围(如根系[78])会影响植物对资源的利用效率。因此，器官生长发育特性同样可以用来分析选择的植物是否合理。在使用植物群落进行修复时，植物适应性会影响群落的修复效率，例如，由白三叶(*Trifolium repens*)和高羊茅(*Festuca elata*)组成的混播群落在Cu^{2+}浓度<250 mg/kg时修复效率最高[60]，当环境无法满足植物生存基本条件时，应结合其他修复方法使环境污染程度降低到适于植物生长的浓度范围，如施用低分子量有机酸[10]、生物碳及作物秸秆[79]等。合理的种植模式可以同时兼顾到农业生产和土壤修复，如小麦与伴矿景天间作可以减少土壤重金属含量，同时降低小麦及后续种植作物体内重金属含量[80]。

2.2 植物与动物组合对生物特征变化及重金属污染修复的影响

生态系统中动物的存在有利于增强生态系统内的物质、能量流动，提高群落内有机质的生产效率。动物可用于监测环境受污染的程度，其体内重金属含量通常可以较好地反映出环境受污染的程度[81]。环境中多数动物数量随污染程度增加而表现为下降趋势[5]，且动物空间分布同样与污染程度有关。例如，随着土壤污染程度的增加，土壤动物表聚性降低[30]。动物适应性与重金属种类表现出较强关联性，如底栖动物数量与水体中Hg和Pb含量表现为正相关[82]，土壤中弹尾目对Pb、As污染的响应较明显，蜱螨目对As和Cd响应明显，而小节肢类对3种重金属均无明显响应[83]。

动物数量会间接影响环境及植物体内重金属含量，如蚯蚓数量与土壤及植物体内Cd含量表现为正相关[64]，也进一步说明环境中动物群落结构的稳定性可以提高重金属修复效率。动物还会促进植物生长及提高植物重金属的吸收作用，如蚯蚓会促进甜高粱和黑麦草对Cd的吸收[65,66]，而其对植物生长促进作用的主要原因为蚯蚓存在会改变土壤中微生物群落组成[84]。此外，动物活动习性会影响修复范围，采用蚯蚓进行修复时常导致表层土壤重金属含量明显高于其他层次土壤[67]。

2.3 植物与微生物组合对生物特征变化及重金属污染修复的影响

植物与微生物组合可以提高重金属修复效率，二者间通常表现为正相互关系。植物可以提高微生物群落生存能力及多样性，植物根系分泌物中的有机碳可以促进土壤中微生物群落的形成，进而提高重金属的修复效率。某些根系分泌物可以增加土壤中重金属的有效性，但该过程是否会对共生微生物群落生存产生影响是在群落组建时应考虑的问题，其原因为污染程度增加时微生物群落多样性会显著降低[38]。但在重金属刺激下，根系分泌的各类有机物对微生物群落的作用模式仍待探究[69]。有研究表明，植物与重金属类型会限定适于生存的微生物群落，因此植物更加具有主导优势[85]，这也进一步解释了为什么植物根系土壤中通常可以筛选出耐性优良的菌类[86]。与正常环境下生长的东南景天(*Sedum alfredii*)相比，重金属胁迫下东南景天根际生物群落会以*Streptomyces*和*Kribbella*为主[87]。增加群落中植物多样性对微生物丰富度提升具有明显效果，乔木(*Morus alba*;*Broussonetia papyrifera*)与草本植物(*Pteris vittata*;*Arundo donax*)间作可以提高污染土壤中酶活性、细菌和丛枝菌根多样性[61]。但微生物种群可能与植物夺取养分而形成竞争效应，进而降低群落生产力，从而影响重金属的修复效率[88]。而微生物同样会提高植物适应性及生长能力，如内生菌可以通过影响植物分泌生长素、改善植物营养状况及增强植物抗逆性来促进植物生长，而其活化的土壤重金属(受其分泌产生的低分子有机物、有机酸、铁载体[89,90]等影响)及其与植物根系形成共生结构(如形成根瘤[91])可以促进植物对重金属的吸收；根际微生物与根系间的距离决定了植物对重金属元素的作用(吸收作用的阈值通常小于几毫米)[92]；微生物与植物形成共生结构同样可以提高植物的生存能力，如菌根可以激活植物防御系统，以保护根系免受重金属的影响[93]；接种外生菌根真菌可以降低油松(*Pinus tabulaeformis*)茎叶和根部Cd、Cu含量。因此，合理的群落结构可以提升不同物种对环境的适应性及应用范

围。植物与微生物的长期关系同样需要考虑,如有研究表明随着铜尾矿修复年限增加,内生菌对植物的感染率增加,且土壤优势真菌类型发生转变[94]。

此外,完善群落结构及提升生态系统多样性被证明可以进一步提高生物生存能力及重金属的修复效率,如蚯蚓活动可以提高土壤中微生物及酶的活性[68],且可提高AM真菌的侵染率,进而提高土壤修复效率[95]。间作植物根际有益微生物群体的形成还会减少植物病害的发生[96]。

3　总结与展望

不同生物对重金属污染的适应性存在明显差异,且与污染物类型、污染程度、接触时间及生存环境条件等有关,而生物特征是影响生物生存能力的重要因素之一。充分发挥生物特征优势或有效的管理措施可以提高生物对重金属胁迫的适应能力,甚至强化生物对环境的修复能力。但目前研究对物种资源的认知程度及利用水平依然不足,可用于重金属修复的动物、植物及微生物无法很好应对各类修复场景,因此积极扩充可用于重金属修复的生物种类对于构建平衡的群落结构具有重要意义。此外,生物不利特性是限制生物修复重要因素,通过进一步强化生物优势特征或筛选适应能力更强的生物是未来提高重金属修复效率重要途径之一。多数研究证实,合理的生物组合可以充分发挥不同物种的生物特征,提高资源利用效率,进而强化修复效果。而群落种内关系、种间关系及经济效益是评断群落构建是否合理的重要指标,对维持群落稳定性及生产特性具有重要意义。此外,生物组合修复具有修复成本低,可以避免二次污染的特点,研究生物种间关系对适应性的影响可以进一步优化生物修复理论体系并增强生物修复的适用范围,今后应积极探究生物作用关系对生物适应能力的影响及其内在机制。

[参考文献]

[1] Schulin R, Curchod F, Mondeshka M, et al. Heavy metal contamination along a soil transect in the vicinity of the iron smelter of Kremikovtzi (*Bulgaria*)[J]. Geoderma, 2007,140(1/2):52-61.

[2] 庞杰,刘月敏,黄永春,等. 1株草螺属植物内生菌R-13的分离鉴定及对龙葵吸收土壤镉的影响[J]. 环境科学, 2021,42(9):4471-4480.
Pang Jie, Liu Yuemin, Huang Yongchun, et al. Isolation and identification of an endophytic strain R-13 from the genus *Crotalaria* and its effect on soil cadmium uptake by *Solanum nigrum* L.[J]. Environmental Science, 2021,42(9):4471-4480.

[3] 人民教育出版社, 课程教材研究所, 生物课程教材研究开发中心. 生物学-七年级上册[M]. 北京:人民教育出版社, 2012.
People's Education Press. Biology-the first volume of grade seven[M]. Beijing:People's Education Press, 2012.

[4] 韩瑞杰,任逸晨,黄涛,等. 包头市三类湿地中重金属污染程度及生物富集研究[J]. 环境工程, 2019,37(1):29-34.
Han Ruijie, Ren Yichen, Huang Tao, et al. Study on pollution degree and bio-concentration of heavy metals in three types of wetlands in Baotou, China[J]. Environmental Engineering, 2019,37(1):29-34.

[5] 邢树文,许佳敏,黄彬,等. 钨尾矿重金属污染对茶园土壤动物群落结构及多样性的影响[J]. 生态环境学报, 2021,30(9):1903-1915.
Xing Shuwen, Xu Jiamin, Huang Bin, et al. Effect of heavy metal pollution on the community structure and diversity of soil animals in tea garden located in a tungsten mining area [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2021,30(9):1903-1915.

[6] Ladislas S, El-Mufleh A, Gérente C, et al. Potential of aquatic macrophytes as bioindicators of heavy metal pollution in urban stormwater runoff[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2012,223(2):877-888.

[7] Shi G R, Cai Q S. Leaf plasticity in peanut (*Arachis hypogaea* L.) in response to heavy metal stress[J]. Environmental and Experimental Botany, 2009,67(1):112-117.

[8] 马康,史璇,尤晓光,等. 河流岸带湿地沉积物重金属分布对植被物种多样性和底栖动物群落特征的影响[J]. 生态学报, 2021,41(5):2001-2010.
Ma Kang, Shi Xuan, You Xiaoguang, et al. Effects of heavy metal distribution on vegetation species diversity and benthic community characteristics in wetland sediments along river banks[J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(5): 2001-2010.

[9] Georgiadou E C, Kowalska E, Patla K, et al. Influence of heavy metals (Ni, Cu, and Zn) on nitro-oxidative stress responses, proteome regulation and allergen production in basil (*Ocimum basilicum* L.) plants[J]. Frontiers in Plant Science, 2018,9:862.

[10] Cai X Y, Fu J Y, Li X, et al. Low-molecular-weight organic acid-mediated tolerance and Pb accumulation in centipedegrass under Pb stress[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2022,241:113755.

[11] 朱诗苗,宋杭霖,张丽,等. 铅胁迫对烟草生长及生理生化指标的影响[J]. 植物生理学报, 2018,54(3):465-472.
Zhu Shimiao, Song Hanglin, Zhang Li, et al. Effects of lead stress on tobacco growth and physiological and biochemical indexes[J]. Plant Physiology Journal, 2018,54(3):465-472.

[12] Li J J, Chang Y J, Al-Huqail A A, et al. Effect of manure and compost on the phytostabilization potential of heavy

metals by the halophytic plant wavy-leaved saltbush[J]. Plants, 2021,10(10):2176.

[13] 孙宁骁,宋桂龙. 紫花苜蓿对镉胁迫的生理响应及积累特性[J]. 草业科学, 2015,32(4):581-585.
Sun Ningxiao, Song Guilong. Physiological response and accumulation characteristics of alfalfa to cadmium stress[J]. Pratacultural Science, 2015,32(4):581-585.

[14] John R, Ahmad P, Gadgil K, et al. Heavy metal toxicity: effect on plant growth, biochemical parameters and metal accumulation by *Brassica juncea* L. [J]. International Journal of Plant Production, 2009,3(3):65-76.

[15] 李娜,孙宁骁,宋桂龙,等. 刈割次数对紫花苜蓿镉吸收影响及生理响应[J]. 草业学报, 2017,26(5):109-117.
Li Na, Sun Ningxiao, Song Guilong, et al. Effects of cutting frequency on cadmium uptake and physiological responses of *Medicago sativa* under cadmium stress[J]. Acta Prataculturae Sinica, 2017,26(5):109-117.

[16] Xun E N, Zhang Y W, Zhao J M, et al. Heavy metals in nectar modify behaviors of pollinators and nectar robbers: consequences for plant fitness[J]. Environmental Pollution, 2018, 242:1166-1175.

[17] 肖亚涛,吴海卿,李中阳,等. 不同基因型冬小麦镉累积的器官差异及生产适用性研究[J]. 灌溉排水学报, 2016,35(9): 61-64.
Xiao Yatao, Wu Haiqing, Li Zhongyang, et al. Study on organ differences and production applicability of cadmium accumulation in different genotypes of winter wheat[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2016,35(9):61-64.

[18] Sofo A, Khan N A, D'Ippolito I, et al. Subtoxic levels of some heavy metals cause differential root-shoot structure, morphology and auxins levels in *Arabidopsis thaliana*[J]. Plant Physiology and Biochemistry, 2022,173:68-75.

[19] Lambrechts T, Lequeue G, Lobet G, et al. Comparative analysis of Cd and Zn impacts on root distribution and morphology of *Lolium perenne* and *Trifolium repens*: implications for phytostabilization[J]. Plant and Soil, 2014,376(1): 229-244.

[20] 熊春晖,许晓光,卢永恩,等. 铅镉复合胁迫下莲藕对铅镉的富集及其生理变化[J]. 园艺学报, 2012,39(12):2385-2394.
Xiong Chunhui, Xu Xiaoguang, Lu Yong'en, et al. Enrichment of lead and cadmium by lotus root under combined stress of lead and cadmium and its physiological changes[J]. Acta Horticulturae Sinica, 2012,39(12):2385-2394.

[21] Bonsignore M, Salvagio Manta D, Mirto S, et al. Bioaccumulation of heavy metals in fish, crustaceans, molluscs and echinoderms from the Tuscany coast[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2018,162:554-562.

[22] Morgan J E, Morgan A J. Heavy metal concentrations in the tissues, ingesta and faeces of ecophysiologically different earthworm species[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1992, 24(12):1691-1697.

[23] 刘嫦娥,肖艳兰,谭佳欣,等. 铅及铅镉复合暴露对赤子爱胜蚓急性毒性效应及其掘穴行为响应[J]. 农业现代化研究, 2021,42(2):330-338.
Liu Chang'e, Xiao Yanlan, Tan Jiaxin, et al. Acute toxic effect of lead and lead-cadmium combined exposure on *Eisenia foetida* and its burrowing behavior response[J]. Research of Agricultural Modernization, 2021,42(2):330-338.

[24] 孙贤斌,李玉成. 淮南煤矿废弃地重金属污染对土壤动物群落的影响[J]. 生态学杂志, 2014,33(2):408-414.
Sun Xianbin, Li Yucheng. Effect of heavy metal pollution on soil animal community in Huainan coal mine wasteland [J]. Chinese Journal of Ecology, 2014,33(2):408-414.

[25] 张学儒,曾欢,张华,等. 鄱阳湖河湖交错区软体动物重金属富集与迁移特征分析[J]. 环境科学学报, 2022,42(9):452-463.

[26] Tsangaris C, Papathanassiou E, Nicolaidou A. Biochemical biomarkers and overall health status of mussels *Mytilus galloprovincialis* exposed to nickel and chromium[J]. Chemistry and Ecology, 2008,24(5):315-327.

[27] 张慧琦,王坤,岳士忠,等. 土壤镉污染对赤子爱胜蚓(*Eisenia fetida*)和加州腔蚓(*Metaphire californica*)体表角质层的影响[J]. 生态环境学报, 2017,26(10):1807-1813.
Zhang Huiqi, Wang Kun, Yue Shizhong, et al. Effects of soil cadmium pollution on cuticles of *Eisenia fetida* and *Metaphire californica*[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2017,26(10):1807-1813.

[28] 高雪飞,吴胜春,尤琼智,等. 海洋养殖鱼类体内汞污染及其在不同器官中的生物富集特征[J]. 农业环境科学学报, 2017,36(6):1078-1086.

[29] 窦晶晶. Cd、Cr单一及复合污染对赤子爱胜蚓的毒理研究[D]. 杨凌:西北农林科技大学, 2015.
Dou Jingjing. Individual and Combined Toxicity of Cadmium and Chromium on the Earthworm *Eisenia fetida*[D]. Yangling: Northwest A & F University, 2015.

[30] Lockyer A, Binet M T, Styan C A. Importance of sperm density in assessing the toxicity of metals to the fertilization of broadcast spawners[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019,172:547-555.

[31] Wang M Z, Jia X Y. Low levels of lead exposure induce oxidative damage and DNA damage in the testes of the frog *Rana nigromaculata*[J]. Ecotoxicology, 2009,18(1):94-99.

[32] 王俊能,马鹏程,张丽娟,等. 广西刁江野生鱼类重金属积累特征及其健康风险评价[J]. 环境科学, 2017,38(6):2600-2606.
Wang Junneng, Ma Pengcheng, Zhang Lijuan, et al. Heavy metal accumulation characteristics and health risk assessment of wild fish in Diaojiang, Guangxi[J]. Environmental Science, 2017,38(6):2600-2606.

[33] 汪远丽,曲克明,单宝田,等. 重金属在小球藻-菲律宾蛤仔

食物链上的传递与累积[J]. 渔业科学进展, 2012,33(1):79−85.
Wang Yuanli, Qu Keming, Shan Baotian, et al. Transfer and accumulation of heavy metals in *Chlorella−Ruditapes philippinarum* food chain[J]. Progress in Fishery Sciences, 2012, 33(1):79−85.

[34] 简敏菲,宋玉斌,倪才英,等. 鄱阳湖湿地水生生物重金属污染的特性分析[J]. 江西师范大学学报:自然科学版, 2006, 30(5):504−508.
Jian Minfei, Song Yubin, Ni Caiying, et al. Characteristics of heavy metal pollution of aquatic organisms in Poyang Lake Wetland[J]. Journal of Jiangxi Normal University:Natural Science Edition, 2006,30(5):504−508.

[35] 郭家,李朝品,王克霞. 淮河水系淮南段医学贝类调查及耳萝卜螺生态的研究[J]. 中国病原生物学杂志, 2007,2(2): 144−146.
Guo Jia, Li Chaopin, Wang Kexia. Investigation on medical shellfish in Huainan section of Huaihe River system and study on the ecology of ear radish snail[J]. Journal of Pathogen Biology, 2007,2(2):144−146.

[36] 王跃,李丽君,张育平,等. 铬在中华稻蝗(*Oxya chinensis*)体内的累积及对抗氧化系统的影响[J]. 农业环境科学学报, 2010,29(12):2281−2286.
Wang Yue, Li Lijun, Zhang Yuping, et al. Accumulation of chromium in *Oxya chinensis* and its effect on antioxidant system[J]. Journal of Agro−environment Science, 2010, 29 (12):2281−2286.

[37] Ireland M P. The effect of the earthworm *Dendrobaena rubida* on the solubility of lead, zinc, and calcium in heavy metal contaminated soil in Wales[J]. Journal of Soil Science, 1975,26(3):313−318.

[38] 林耀奔,叶艳妹,吴次芳,等. 水田土壤细菌群落对不同重金属污染水平的响应分析:以A县为例[J]. 环境科学学报, 2020,40(1):224−233.

[39] 陈保冬,李晓林,朱永官. 丛枝菌根真菌菌丝体吸附重金属的潜力及特征[J]. 菌物学报, 2005,24(2):283−291.

[40] 周民,魏源,陈海燕,等. 复合污染下丛枝菌根真菌对苎麻吸收重金属的影响[J]. 地球环境学报, 2018,9(3):282−290.
Zhou Min, Wei Yuan, Chen Haiyan, et al. Effects of arbuscular mycorrhizal fungi on heavy metal absorption by ramie under combined pollution[J]. Journal of Earth Environment, 2018,9(3):282−290.

[41] Chen B D, Li X L, Tao H Q, et al. The role of arbuscular mycorrhiza in zinc uptake by red clover growing in a calcareous soil spiked with various quantities of zinc[J]. Chemosphere, 2003,50(6):839−846.

[42] 孔凡美,冯固,李晓林,等. 土壤重金属污染对丛枝菌根真菌产孢量的影响[J]. 应用与环境生物学报, 2004,10(2):218−222.
Kong Fanmei, Feng Gu, Li Xiaolin, et al. Effect of heavy metal pollution in soil on spore production of arbuscular mycorrhizal fungi[J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 2004,10(2):218−222.

[43] Guo H J, Luo S L, Chen L, et al. Bioremediation of heavy metals by growing hyperaccumulaor endophytic bacterium *Bacillus* sp. L14[J]. Bioresource Technology, 2010,101(22): 8599−8605.

[44] 张旭红,高艳玲,林爱军,等. 重金属污染土壤接种丛枝菌根真菌对蚕豆毒性的影响[J]. 环境工程学报, 2008,2(2):274−278.

[45] Latiff L A, Daran A B M, Mohamed A B. Relative distribution of minerals in the pileus and stalk of some selected edible mushrooms[J]. Food Chemistry, 1996,56(2):115−121.

[46] 黄建成,应正河,余应瑞,等. 姬松茸对重金属的富集规律及控制技术研究[J]. 中国农学通报, 2007,23(3):406−409.

[47] Govarthanan M, Mythili R, Selvankumar T, et al. Bioremediation of heavy metals using an endophytic bacterium *Paenibacillus* sp. RM isolated from the roots of *Tridax procumbens*[J]. 3 Biotech, 2016,6(2):242.

[48] 王雪莹,刘圆,高天鹏,等. 重金属胁迫对真菌生长及发酵液pH的影响[J]. 微生物学通报, 2020,47(10):3226−3236.
Wang Xueying, Liu Yuan, Gao Tianpeng, et al. Effects of heavy metal stress on fungal growth and pH of fermentation broth[J]. Microbiology China, 2020,47(10):3226−3236.

[49] Romero−Isart N, Vašák M. Advances in the structure and chemistry of metallothioneins[J]. Journal of Inorganic Biochemistry, 2002,88(3/4):388−396.

[50] Wang M H, Wang G Z. Oxidative damage effects in the copepod *Tigriopus japonicus* Mori experimentally exposed to nickel[J]. Ecotoxicology, 2010,19(2):273−284.

[51] Yan G Y, Viraraghavan T. Heavy−metal removal from aqueous solution by fungus *Mucor rouxii*[J]. Water Research, 2003,37(18):4486−4496.

[52] Amini M, Younesi H. Biosorption of Cd(Ⅱ), Ni(Ⅱ) and Pb(Ⅱ) from aqueous solution by dried biomass of *Aspergillus niger*: application of response surface methodology to the optimization of process parameters[J]. CLEAN−Soil, Air, Water, 2009,37(10):776−786.

[53] 王思雨,魏涵,陈科宇,等. 丛枝菌根真菌(AMF)孢子、菌丝密度及侵染率定量测定方法[J]. Bio−protocol, 2022: e2104253.
Wang Siyu, Wei Han, Chen Keyu, et al. Practical methods for arbuscular mycorrhizal fungal spore density, hyphal density and colonization rate of AMF[J]. Bio−protocol, 2022: e2104253.

[54] Wen B, Zhang X L, Ren S, et al. Characteristics of soil nutrients, heavy metals and tea quality in different intercropping patterns[J]. Agroforestry Systems, 2020,94(3):963−974.

[55] 焦鹏. 不同植物配置对Pb−Cd−As复合污染土壤的修复[D]. 昆明:昆明理工大学, 2011.
Jiao Peng. Phytoremediation of Pb−Cd−As Contaminated

Soil by Different Plant Species Composition[D]. Kunming: Kunming University of Science and Technology, 2011.

[56] Bian F Y, Zhong Z K, Li C Z, et al. Intercropping improves heavy metal phytoremediation efficiency through changing properties of rhizosphere soil in bamboo plantation[J]. Journal of Hazardous Materials, 2021,416:125898.

[57] Cao X R, Luo J P, Wang X Z, et al. Responses of soil bacterial community and Cd phytoextraction to a *Sedum alfredii*–oilseed rape (*Brassica napus* L. and *Brassica juncea* L.) intercropping system[J]. Science of the Total Environment, 2020,723:138152.

[58] Wang D, Zhu S J, Lu Y W, et al. Phytoextraction of lead and arsenic from agricultural soils by different intercropping density of *Boehmeria nivea* (L.) and *Pteris vittata* (L.)[J]. Agronomy Journal, 2021,113(2):923–931.

[59] 霍文敏,邹茸,王丽,等. 间作条件下超积累和非超积累植物对重金属镉的积累研究[J]. 中国土壤与肥料, 2019(3):165–171.
Huo Wenmin, Zou Rong, Wang Li, et al. Accumulation of heavy metal cadmium by hyperaccumulator and non–hyperaccumulator plants under intercropping conditions[J]. Soil and Fertilizer Sciences in China, 2019(3):165–171.

[60] 邓乔予,刘沛霖,胡建成,等. 铜胁迫对白三叶和高羊茅混种富集特性及抗性的影响[J]. 四川农业大学学报, 2018,36(6):772–777.
Deng Qiaoyu, Liu Peilin, Hu Jiancheng, et al. Effects of copper stress on enrichment characteristics and resistance of mixed species of white clover and tall fescue[J]. Journal of Sichuan Agricultural University, 2018,36(6):772–777.

[61] Zeng P, Guo Z H, Xiao X Y, et al. Dynamic response of enzymatic activity and microbial community structure in metal(loid)–contaminated soil with tree–herb intercropping[J]. Geoderma, 2019,345:5–16.

[62] 邹嘉成,牛莹新,宋付朋,等. 钾肥强化植物间作修复镉锌污染土壤效应研究[J]. 农业环境科学学报, 2022,41(2):304–312.

[63] 王高飞,周鹏,王永平,等. 伴矿景天间作方式对辣椒根围土壤镉迁移与有效性的影响[J]. 中国生态农业学报:中英文, 2021,29(9):1604–1614.

[64] 朱新萍,郑春霞,贾宏涛,等. 土壤中添加蚯蚓及秸秆对油菜积累镉的影响[J]. 干旱地区农业研究, 2011,29(4):105–108.
Zhu Xinping, Zheng Chunxia, Jia Hongtao, et al. Effects of earthworms and straws on cadmium accumulation in rape[J]. Agricultural Research in the Arid Areas, 2011, 29(4):105–108.

[65] 马淑敏,孙振钧,王冲. 蚯蚓–甜高粱复合系统对土壤镉污染的修复作用及机理初探[J]. 农业环境科学学报, 2008,27(1):133–138.
Ma Shumin, Sun Zhenjun, Wang Chong. Preliminary study on the remediation effect and mechanism of earthworm–sweet sorghum composite system on soil cadmium pollution[J]. Journal of Agro–environment Science, 2008,27(1):133–138.

[66] 成杰民,俞协治,黄铭洪. 蚯蚓–菌根在植物修复镉污染土壤中的作用[J]. 生态学报, 2005,25(6):1256–1263.
Cheng Jiemin, Yu Xiezhi, Huang Minghong. Effect of earthworm–mycorrhiza on phytoremediation of cadmium contaminated soil[J]. Acta Ecologica Sinica, 2005,25(6):1256–1263.

[67] 田伟莉,柳丹,吴家森,等. 动植物联合修复技术在重金属复合污染土壤修复中的应用[J]. 水土保持学报, 2013,27(5):188–192.

[68] 王丹丹,李辉信,胡锋,等. 蚯蚓活动对锌污染土壤微生物群落结构及酶活性的影响[J]. 生态环境, 2006,15(3):538–542.
Wang Dandan, Li Huixin, Hu Feng, et al. Effects of earthworm activity on microbial community structure and enzyme activity in zinc contaminated soil[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2006,15(3):538–542.

[69] Das S, Chou M L, Jean J S, et al. Arsenic–enrichment enhanced root exudates and altered rhizosphere microbial communities and activities in hyperaccumulator *Pteris vittata*[J]. Journal of Hazardous Materials, 2017,325:279–287.

[70] 邹文桐,王艳君,曹智,等. 不同种植模式下重金属污染对牧草叶片光合特性和重金属含量的影响[J]. 热带亚热带植物学报, 2021,29(1):31–40.
Zou Wentong, Wang Yanjun, Cao Zhi, et al. Effects of heavy metal pollution on photosynthetic characteristics and heavy metal content of forage leaves under different planting patterns[J]. Journal of Tropical and Subtropical Botany, 2021,29(1):31–40.

[71] Li J M, Jin Z X, Gu Q P. Effect of plant species on the function and structure of the bacterial community in the rhizosphere of lead–zinc mine tailings in Zhejiang, China[J]. Canadian Journal of Microbiology, 2011,57(7):569–577.

[72] Long L K, Yao Q, Guo J, et al. Molecular community analysis of arbuscular mycorrhizal fungi associated with five selected plant species from heavy metal polluted soils[J]. European Journal of Soil Biology, 2010,46(5):288–294.

[73] Banik P. Evaluation of wheat (*Triticum aestivum*) and legume intercropping under 1∶1 and 2∶1 row–replacement series system[J]. Journal of Agronomy and Crop Science, 1996,176(5):289–294.

[74] Hu J L, Chan P T, Wu F Y, et al. Arbuscular mycorrhizal fungi induce differential Cd and P acquisition by Alfred stonecrop (*Sedum alfredii* Hance) and upland Kangkong (*Ipomoea aquatica* Forsk.) in an intercropping system[J]. Applied Soil Ecology, 2013,63:29–35.

[75] 秦欢,何忠俊,熊俊芬,等. 间作对不同品种玉米和大叶井口

边草吸收积累重金属的影响[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(7):1281−1288.
Qin Huan, He Zhongjun, Xiong Junfen, et al. Effects of intercropping on absorption and accumulation of heavy metals by different varieties of maize and big leaf wellhead grass[J]. Journal of Agro−environment Science, 2012,31(7): 1281−1288.

[76] 王小慧,肖细元,郭朝晖,等. 象草与苦楝/构树间作修复矿区重金属污染土壤潜力[J]. 环境科学, 2023,44(1):426−435.
Wang Xiaohui, Xiao Xiyuan, Guo Zhaohui, et al. Potential of intercropping *Pennisetum purpureum* schum with *Melia azedarach* L. and *Broussonetia papyrifera* for phytoremediation of heavy−metal contaminated soil around mining areas [J]. Environmental Science, 2023,44(1):426−435.

[77] An L Y, Pan Y H, Wang Z B, et al. Heavy metal absorption status of five plant species in monoculture and intercropping [J]. Plant and Soil, 2011,345(1):237−245.

[78] Zhang D S, Lyu Y, Li H B, et al. Neighbouring plants modify maize root foraging for phosphorus: coupling nutrients and neighbours for improved nutrient−use efficiency[J]. The New Phytologist, 2020,226(1):244−253.

[79] Xu P, Sun C X, Ye X Z, et al. The effect of biochar and crop straws on heavy metal bioavailability and plant accumulation in a Cd and Pb polluted soil[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2016,132:94−100.

[80] 居述云, 汪洁, 宓彦彦, 等. 重金属污染土壤的伴矿景天/小麦−茄子间作和轮作修复[J]. 生态学杂志, 2015,34(8): 2181−2186.

[81] Calisi A, Zaccarelli N, Lionetto M G, et al. Integrated biomarker analysis in the earthworm *Lumbricus terrestris*: application to the monitoring of soil heavy metal pollution[J]. Chemosphere, 2013,90(11):2637−2644.

[82] 黄子晏,杜士林,张亚辉,等. 嘉兴河网大型底栖动物与氮磷、重金属的相关分析[J]. 农业环境科学学报, 2021,40(8): 1787−1798.
Huang Ziyan, Du Shilin, Zhang Yahui, et al. Correlation analysis between macrobenthos and nitrogen, phosphorus and heavy metals in Jiaxing River network[J]. Journal of Agro−environment Science, 2021,40(8):1787−1798.

[83] 李孝刚,丁昌峰,王兴祥. 重金属污染对红壤旱地小节肢类土壤动物群落结构的影响[J]. 生态学报, 2014,34(21):6198−6204.
Li Xiaogang, Ding Changfeng, Wang Xingxiang. Effects of heavy metal pollution on soil fauna community structure of arthropods in red soil dryland[J]. Acta Ecologica Sinica, 2014,34(21):6198−6204.

[84] Hodson M E, Brailey−Jones P, Burn W L, et al. Enhanced plant growth in the presence of earthworms correlates with changes in soil microbiota but not nutrient availability[J]. Geoderma, 2023,433:116426.

[85] Chen Y M, Ding Q B, Chao Y Q, et al. Structural development and assembly patterns of the root−associated microbiomes during phytoremediation[J]. Science of the Total Environment, 2018,644:1591−1601.

[86] Oubohssaine M, Dahmani I, Sbabou L, et al. The rhizosphere of *Sulla spinosissima* growing in abandoned mining soils is a reservoir of heavy metals tolerant plant growth−promoting rhizobacteria[J]. Biocatalysis and Agricultural Biotechnology, 2022,39:102236.

[87] Hou D D, Wang K, Liu T, et al. Unique rhizosphere micro−characteristics facilitate phytoextraction of multiple metals in soil by the hyperaccumulating plant *Sedum alfredii*[J]. Environmental Science and Technology, 2017, 51(10): 5675−5684.

[88] Eisenhauer N. Aboveground−belowground interactions as a source of complementarity effects in biodiversity experiments[J]. Plant and Soil, 2012,351(1):1−22.

[89] Xu J Y, Han Y H, Chen Y S, et al. Arsenic transformation and plant growth promotion characteristics of As−resistant endophytic bacteria from As−hyperaccumulator *Pteris vittata* [J]. Chemosphere, 2016,144:1233−1240.

[90] Long X X, Chen X M, Chen Y G, et al. Isolation and characterization endophytic bacteria from hyperaccumulator *Sedum alfredii* Hance and their potential to promote phytoextraction of zinc polluted soil[J]. World Journal of Microbiology and Biotechnology, 2011,27(5):1197−1207.

[91] Ahmad Wani P, Khan M S, Zaidi A. Effect of metal tolerant plant growth promoting *Bradyrhizobium* sp. (*Vigna*) on growth, symbiosis, seed yield and metal uptake by greengram plants[J]. Chemosphere, 2007,70(1):36−45.

[92] Antoniadis V, Levizou E, Shaheen S M, et al. Trace elements in the soil−plant interface: phytoavailability, translocation, and phytoremediation: a review[J]. Earth−Science Reviews, 2017,171:621−645.

[93] Schützendübel A, Polle A. Plant responses to abiotic stresses: heavy metal−induced oxidative stress and protection by mycorrhization[J]. Journal of Experimental Botany, 2002,53 (372):1351−1365.

[94] Jia T, Cao M W, Jing J H, et al. Endophytic fungi and soil microbial community characteristics over different years of phytoremediation in a copper tailings dam of Shanxi, China [J]. Science of the Total Environment, 2017,574:881−888.

[95] 肖艳平,邵玉芳,沈生元,等. 丛枝菌根真菌与蚯蚓对玉米修复砷污染农田土壤的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2010, 26(3):235−240.

[96] Zhou X G, Zhang J Y, Khashi u Rahman M, et al. Interspecific plant interaction *via* root exudates structures the disease suppressiveness of rhizosphere microbiomes[J]. Molecular Plant, 2023,16(5):849−864.