

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2024.13.015

微生物联合植物修复沉积物中Cd和Ni的效果及机理

陈梦洁¹, 陈中锴², 李亚男¹, 张国凯³, 张静⁴, 张继红¹,
王乐心¹

(1. 太原理工大学 环境科学与工程学院, 山西 晋中 030600; 2. 北京化工大学 数理学院, 北京 102202; 3. 中海国亚环保工程有限公司, 山西 太原 030006; 4. 河北建投水务投资有限公司, 河北 石家庄 050051)

摘要: 针对河道沉积物受重金属污染严重的问题,采用玉米、黑麦草、紫花苜蓿间作和轮作进行盆栽试验,设置单纯植物、丛枝菌根(AM)真菌联合植物和AM真菌-土著优势菌联合植物3种处理方式,研究微生物辅助植物修复技术对沉积物中重金属的异位修复效果及机理。结果表明,微生物联合植物间作-轮作的种植方式可形成优势互补,促进沉积物中重金属Cd和Ni的降解。第1轮玉米和黑麦草间作对Cd的降解效果较好,尤其是施加AM真菌后,沉积物中的Cd含量分别下降了21.81%和30.66%;AM真菌有利于Cd形态向可生物利用态转化,同时增加了脱氢酶和脲酶活性,可提高植物根系对Cd的富集。第2轮紫花苜蓿和黑麦草间作对Ni的降解效果较好,施加AM真菌和AM真菌-土著优势菌后黑麦草根系沉积物中的Ni含量分别降低了24.45%和31.80%。

关键词: 植物修复; 河道沉积物; AM真菌; 土著优势菌; 重金属形态; 酶活性

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2024)13-0093-09

Microbial-assisted Phytoremediation for Cd and Ni in Sediments: Performance and Mechanism

CHEN Meng-jie¹, CHEN Zhong-kai², LI Ya-nan¹, ZHANG Guo-kai³, ZHANG Jing⁴,
ZHANG Ji-hong¹, WANG Le-xin¹

(1. College of Environmental Science and Engineering, Taiyuan University of Technology, Jinzhong 030600, China; 2. College of Mathematics and Physics, Beijing University of Chemical Technology, Beijing 102202, China; 3. Chinasea Group Environmental Protection Engineering Co. Ltd., Taiyuan 030006, China; 4. HCIG Water Investment Co. Ltd., Shijiazhuang 050051, China)

Abstract: To address the issue of heavy metal pollution in river sediments, pot experiments were conducted to investigate the ectopic repair performance and mechanism of microbial-assisted phytoremediation technology in mitigating heavy metal contamination in river sediments. The experiments involved intercropping and rotation of corn, ryegrass and alfalfa, and set up three treatment groups: simple plant, AM fungi combined plant, and AM fungi-indigenous dominant bacteria combined plant. The microbial combined plant intercropping-rotation method complemented each other and promoted the

基金项目: 山西省应用基础研究计划项目(20210302123121); 山西省省筹资金资助回国留学人员科研项目(2023-054)

通信作者: 李亚男 E-mail: liyanan@tyut.edu.cn

conversion of heavy metals Cd and Ni in sediments. In the first round of corn and ryegrass intercropping, there was a decrease in Cd content in sediments by 21.81% and 30.66%, respectively, particularly after the addition of AM fungi. AM fungi showed the ability to facilitate the conversion of Cd into a bioavailable state, as well as increase the activities of dehydrogenase and urease. Additionally, they enhanced the accumulation of Cd in plant roots. In the second round of alfalfa and ryegrass intercropping, the Ni content in ryegrass root sediments decreased by 24.45% and 31.80%, respectively, after the addition of AM fungi and AM fungi-indigenous dominant bacteria.

Key words: phytoremediation; river sediment; AM fungi; indigenous dominant bacteria; heavy metal morphology; enzyme activity

北方某市排污河附近的河道受到重金属污染,沉积物中的镉(Cd)和镍(Ni)累积严重,而传统的疏浚底泥处置方式易造成土壤和水体污染,对环境造成危害,因此对沉积物进行适当处理非常重要。植物修复比物理和化学处理技术更经济、环保,研究表明,黑麦草地上部分生物量大,易种植,生长快,对重金属耐受性和抗性较强^[1];玉米具有有效的防御机制来调节Cd的毒性,可控制重金属在根部的积累^[2];紫花苜蓿也被发现有将重金属积累到较高浓度的耐受水平^[3]。另外,谷超等^[4]研究发现,紫花苜蓿和黑麦草对湖泊底泥重金属有修复作用。

土壤微生物在很大程度上可以表征土壤养分有效性,丛枝菌根(AM)真菌为土壤微生物的一个重要功能群,在各种重金属浓度很高的极端环境中可以存活^[5]。AM真菌可影响植物对土壤重金属的吸收能力,这取决于一系列因素,如真菌共生体的特性、重金属的可利用性或植物的菌根生长情况等^[6-7]。有研究表明,黑麦草和AM真菌联合作用可对土壤中重金属Cd污染有良好的修复效果^[8]。

单一植物修复土壤的效果不佳,植物间种可以有效利用阳光、土壤空间及养分,利于植物的生长,同时可促进植物从土壤中提取重金属^[9-10]。另有研究表明,不同植物间作和轮作可提高重金属的降解效果^[11-12]。然而,很少有把间作和轮作结合起来提高植物降解重金属效果的研究。为此,笔者采用第1轮玉米和黑麦草间作、第2轮紫花苜蓿和黑麦草间作的种植方式,研究了AM真菌和土著优势菌联合植物对沉积物中Cd和Ni的异位修复效果。

1 材料和方法

1.1 供试材料

供试植物为玉米(记作C)、黑麦草(记作R)、紫

花苜蓿(记作A),供试微生物选用AM真菌以及土著优势菌。AM真菌购于山东农业大学,菌种选用摩西球囊霉(*Glomus mosseae*),以三叶草作为宿主植物进行繁殖,选择无污染河沙以提供AM真菌生长所需的空气,沉积物与河沙按1:1的比例进行混合,经过4个月培育出接种物以供使用。土著优势菌通过采集供试沉积物,培养、分离、富集、扩培得到。供试沉积物采自北方某市排污河疏浚底泥,其基本理化性质与重金属含量见表1。

表1 供试河道沉积物的基本理化性质及重金属含量

Tab.1 Basic physical and chemical properties and heavy metal content of river sediment

项目	pH	有机质/%	总磷/%	总氮/%	重金属/(mg·kg ⁻¹)	
					Ni	Cd
沉积物	8.2	38.7	0.45	0.54	136.6	16.4
混合物	8.0~8.1	17~36	0.3~0.4	0.45~0.49	119~134	14~15

1.2 试验方法

将底泥样品阴干,剔除杂物,过32目筛,将混合物灭菌2 h后装入0.7 m×0.5 m×0.4 m的PVC箱中,箱体经甲醛消毒,底部设透气孔。试验设置1个对照组、2个处理组,分别为单纯植物修复(对照组P)、接种AM真菌的AM真菌联合植物修复(处理组A)和接种AM真菌-土著优势菌的AM真菌-土著优势菌联合植物修复(处理组AB)。将AM真菌接种物与混合样品混合,调节其水分含量为30%~60%;土著优势菌在植物生长期投加。

玉米、黑麦草和紫花苜蓿的种子用双氧水浸泡消毒10 min。植物种子采用条播方式,进行行距为15 cm的交替播种。第1轮玉米和黑麦草间作,播种时间为5月—8月,共88 d;第2轮紫花苜蓿和黑麦草间作,播种时间为8月—11月,共91 d。在自然光

照的塑料棚中进行盆栽试验,5月—11月的月均气温分别为23.1、26.4、27.7、26.5、24.3、14.7、6.5℃。

1.3 测定方法

定期采集植物根系沉积物的样品进行阴干,在植物种植初期及末期对样品进行Cd和Ni含量及赋存形态的测定。在第1轮种植的0、20、44、88 d和第2轮种植的0、30、60、90 d对酶活性进行测定。在植物种植初期和末期对植物体不同部位进行采样,清洗杀青后烘干至恒质量,测定Cd和Ni含量。

测定不同样品的重金属Cd和Ni含量时,均选用HCl-HNO₃-HClO₄-HF消解法进行消解,使用原子吸收分光光度计进行测定。分析沉积物中Cd和Ni的赋存形态时,先采用Tessier的五步提取法进行预处理,然后测定可交换态、铁锰氧化态、碳酸盐结合态、有机硫化物结合态以及残渣态的含量。采用比色法测定脲酶活性,采用高锰酸钾滴定法测定脱氢酶活性。

1.4 数据处理与分析

所有数据均经过3次重复测定。在95%置信水平下,采用SPSS 20.0的LSD法进行单因素和Tukey test的方差及显著性分析。

2 结果与分析

2.1 沉积物中重金属含量的变化

该混合沉积物中的Ni和Cd含量分别为119~134和14~15 mg/kg。根据《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018),为了保证植物的生长,Ni和Cd的土壤临界值分别为190和0.6 mg/kg。可知,供试的沉积物中Cd含量超标20倍以上。

图1为不同植物3种处理方式下沉积物中Cd和Ni的降解率(图中a、b、c为同一植物不同处理方式差异达到5%的显著水平,即 $P<0.05$,下同)。在第1轮中,两种植物不同处理方式对Cd的降解效果差异显著($P<0.05$)。在玉米和黑麦草间作且施加了AM真菌的情况下,玉米和黑麦草根系沉积物中的Cd含量分别下降了21.81%和30.66%,而对照组玉米和黑麦草根系沉积物中的Cd含量仅下降了6.06%和9.87%,这表明AM真菌的施用显著促进了根系沉积物中Cd含量的降低。但是,施加AM真菌-土著优势菌后的玉米和黑麦草根系沉积物中Cd的含量分别下降了10.58%和20.30%,修复效果劣

于施加AM真菌的。3种处理方式下的修复效果为:AM真菌处理>AM真菌-土著优势菌处理>单纯植物处理。但是,对于Ni来说,施加AM真菌及AM真菌-土著优势菌后,玉米根系沉积物中的Ni含量变化并不显著;施加AM真菌的黑麦草根系沉积物中Ni含量下降了16.52%,对照组和AM真菌-土著优势菌处理后的黑麦草根系沉积物中Ni含量仅下降了9.72%和11.32%,表明施加AM真菌促进了黑麦草对Ni的降解。在第1轮间作下,黑麦草对Cd和Ni的修复效果比玉米要好。

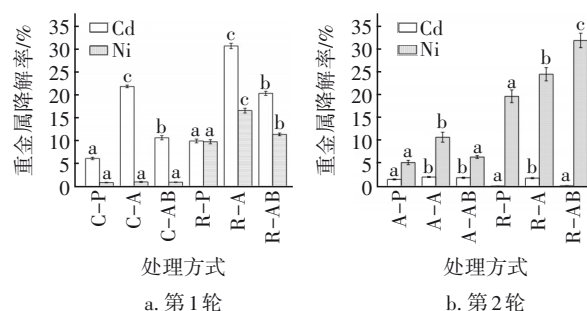


图1 间作下经不同处理后Cd和Ni的降解率

Fig.1 Degradation rate of Cd and Ni after different treatments under intercropping

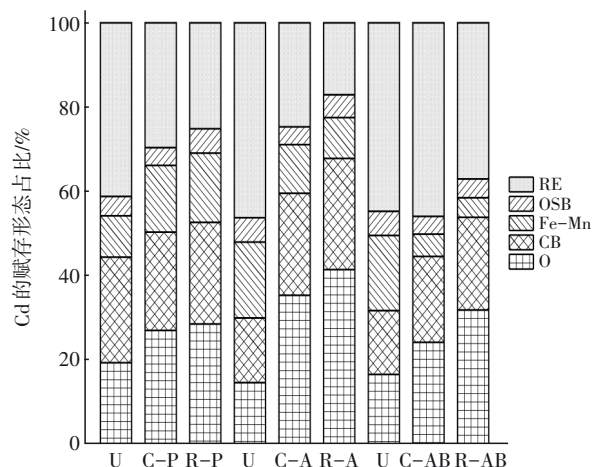
第2轮,紫花苜蓿的根系沉积物中,经AM真菌处理的Ni含量降低了10.72%,而对照组和经AM真菌-土著优势菌处理的Ni含量分别降低了5.20%和6.40%,单纯植物处理与经AM真菌-土著优势菌处理的Ni降解率无显著差异。黑麦草的根系沉积物中,经AM真菌-土著优势菌处理的Ni含量降低了31.80%,而对照组和经AM真菌处理的Ni含量分别降低了19.63%和24.45%。但第2轮3种处理方式对Cd的修复效果均不佳,两种植物根系沉积物中的Cd含量降低均小于2.50%。

2.2 沉积物中重金属形态的变化

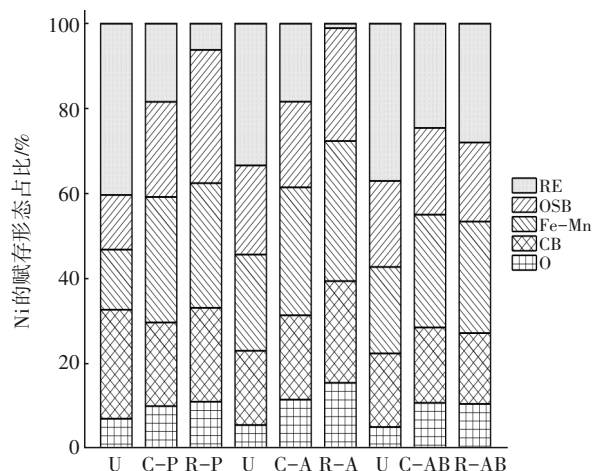
重金属的毒性和迁移与其赋存形态相关,因此,种植植物后,有必要研究沉积物中重金属赋存形态的改变。研究表明,重金属的可交换态大部分可被生物利用;在酸性条件下铁锰氧化态、碳酸盐结合态及有机硫化物结合态可以向可交换态转变;而残渣态相对稳定,不易去除^[13]。

图2显示了第1轮种植玉米和黑麦草的沉积物中Cd和Ni的赋存形态变化(U表示沉积物中Cd和Ni的初始形态;RE、OSB、Fe-Mn、CB、O分别表示Cd和Ni的残渣态、有机硫化物结合态、铁锰氧化态、碳

酸盐结合态及可交换态,下同)。与沉积物中重金属初始形态相比,经玉米和黑麦草间作后,植物根系沉积物中Cd的可交换态、碳酸盐结合态和残渣态含量变化均为经过AM真菌处理后最为显著,玉米和黑麦草根系沉积物中Cd的可交换态占比分别增加了20.77%和26.83%,碳酸盐结合态占比分别增加了8.83%和11.01%,残渣态占比分别减少了21.53%和29.17%。相较于单纯玉米和黑麦草植物处理,AM真菌-土著优势菌处理后沉积物中可交换态和残渣态Cd的占比无明显改变。



a. Cd的赋存形态



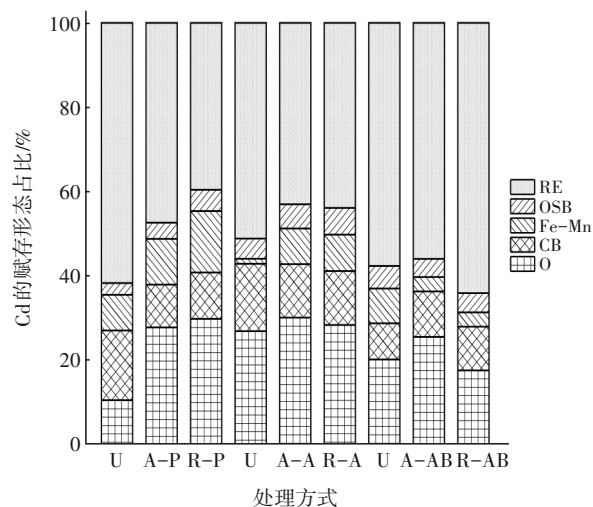
b. Ni的赋存形态

图2 第1轮不同处理组沉积物中Cd和Ni赋存形态的变化
Fig.2 Occurrence form change of Cd and Ni in sediment of different treatment groups in the first round

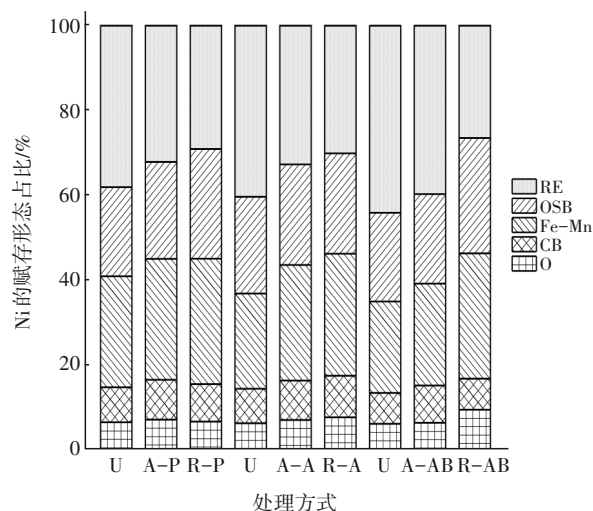
与沉积物中重金属初始形态相比,经过AM真菌处理的黑麦草根系沉积物中Ni可交换态含量变化最为显著,其占比增加了9.93%,为对照组的

2.49倍;其次碳酸盐结合态占比增加了6.51%。黑麦草的植物根系沉积物中残渣态Ni的占比减少了32.36%,而在AM真菌-土著优势菌处理下残渣态Ni的占比仅减少了9.07%。两种植物3种处理方式下铁锰氧化态占比均略有增加。

图3为第2轮紫花苜蓿和黑麦草根系沉积物中Cd和Ni赋存形态的变化。



a. Cd的赋存形态



b. Ni的赋存形态

图3 第2轮不同处理组沉积物中Cd和Ni赋存形态的变化
Fig.3 Occurrence form change of Cd and Ni in sediment of different treatment groups in the second round

从图3可以看出,植物根系沉积物中Cd的主要存在形态为残渣态和可交换态,约占总形态的70%。3种处理方式下植物根系沉积物中Cd的可交换态和残渣态总占比变化不大。而经AM真菌-土著优势菌处理的黑麦草植物根系沉积物中的Ni可交换态、铁锰氧化态和残渣态占比变化最显著,可

交换态和铁锰氧化态占比分别增加了3.34%和8.02%,残渣态占比减少了17.64%。

2.3 沉积物中酶活性的变化

有研究表明,真菌可以通过分泌酶来减轻重金属胁迫,这可能是植物能在受污染土壤中生存的关键因素^[14]。因此土壤酶活性常被用来监测各种污染物对微生物功能的影响^[15-16],种植植物后,沉积物中脱氢酶和脲酶活性可以进一步解释微生物的辅助作用。

2.3.1 脱氢酶活性

脱氢酶是一种参与氢传递的重要氧化还原酶,其活性和土壤微生物种群的代谢状态有关,反映了土壤微生物群落氧化活性的总体范围,且脱氢酶只存在于活细胞内部^[17],所以将其作为微生物活性变化的一种有效生物指标^[15,18]。

图4为不同处理组不同植物根系沉积物中脱氢酶的活性。第1轮施加AM真菌后,脱氢酶活性在黑麦草根系沉积物中明显增加,在玉米根系沉积物中缓慢增加且趋于稳定。施加AM真菌-土著优势菌后,脱氢酶活性在玉米根系沉积物中先升高后降低,在黑麦草根系沉积物中先升高后降低再升高。

第2轮在3种处理方式下,紫花苜蓿根系沉积物中脱氢酶活性均先升高后线性降低,种植初期酶活性较高,中后期明显下降。值得注意的是,施加AM真菌后,黑麦草在种植60 d前脱氢酶活性呈上升趋势,而后下降。在中前期酶活性明显上升,说明施加AM真菌在植物种植前期有效促进了脱氢酶活性的提高。施加AM真菌-土著优势菌后脱氢酶活性在黑麦草种植30 d后达到最高,之后明显下降。

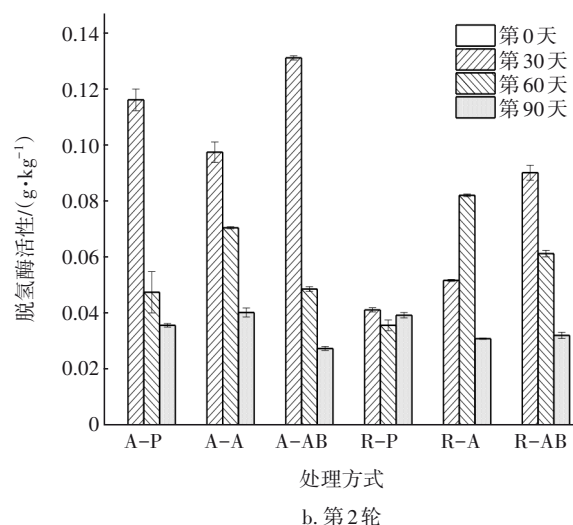
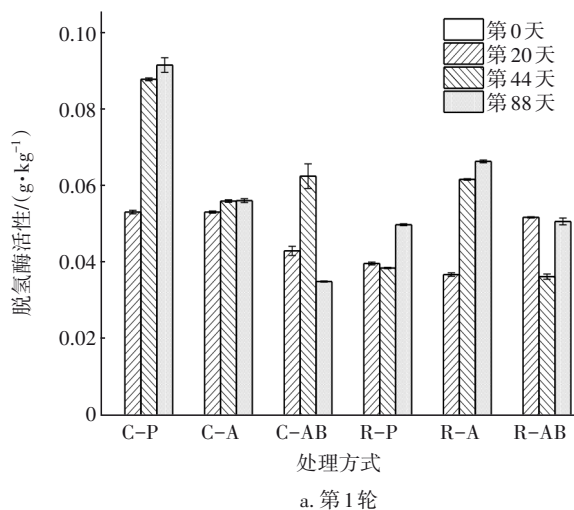
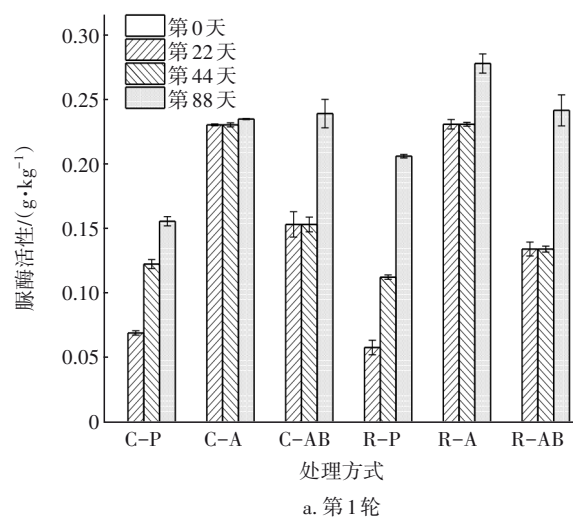


图4 不同处理组沉积物中脱氢酶的活性

Fig.4 Dehydrogenase activity of sediment in different treatment groups

2.3.2 脲酶活性

脲酶是土壤中可促进尿素发生水解的一种水解酶,常用于评价土壤的肥力水平^[15]。图5为不同处理方式下不同植物根系沉积物中脲酶的活性。第1轮中,脲酶活性在黑麦草和玉米根系沉积物中均呈明显增加的趋势,经AM真菌处理和经AM真菌-土著优势菌处理的玉米和黑麦草根系沉积物中脲酶活性均高于单纯植物修复,这与宋福强等^[19]研究得到的经AM真菌处理的高粱土壤中脲酶活性显著增加的结果一致。种植44 d后,施加AM真菌的玉米根系沉积物中脲酶活性增加缓慢,黑麦草根系沉积物中脲酶活性增加显著。施加AM真菌-土著优势菌后,玉米和黑麦草根系沉积物中的脲酶活性在22~44 d期间保持稳定,而后显著增加。



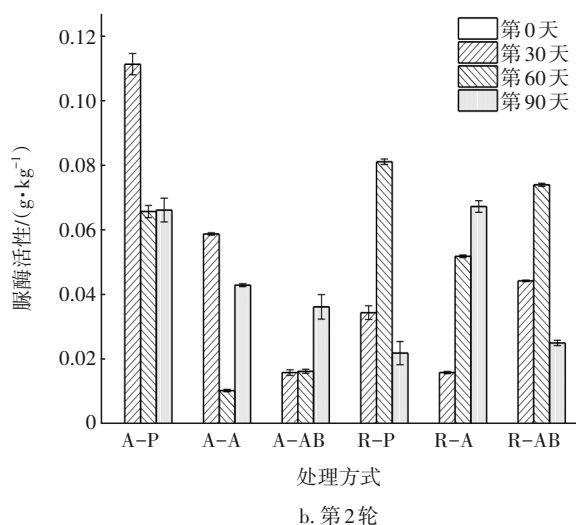


图5 不同处理组沉积物中脲酶的活性

Fig.5 Urease activity of sediment in different treatment groups

第2轮中,施加AM真菌以及AM真菌-土著优势菌后,紫花苜蓿根系沉积物中的脲酶活性相对于单纯植物修复的对照组反而降低。单纯植物和AM真菌-土著优势菌处理的黑麦草根系沉积物中脲酶活性呈先上升后下降的趋势,种植后期脲酶活性较低。而经AM真菌处理后,黑麦草根系沉积物中的脲酶活性呈上升趋势,说明AM真菌促进了种植后期植物根系沉积物中脲酶活性的提高。此外,除单纯植物修复外,第2轮植物根系沉积物中的脲酶活性明显低于第1轮。

2.4 Cd和Ni的转移和富集

转移系数(TF)是植物地上部分和地下部分重金属含量的比值^[2,20]。转移系数越大,重金属在地下部分的富集程度越高;反之表明植物的地下部分对重金属的固定能力更强。富集系数(BCF)是植物地上部分的重金属含量与土壤中重金属含量的比值^[20]。通常,某一植物修复污染物的能力随生物富集系数的增大而增强。图6为第1轮和第2轮中重金属Cd和Ni的转移系数和富集系数。

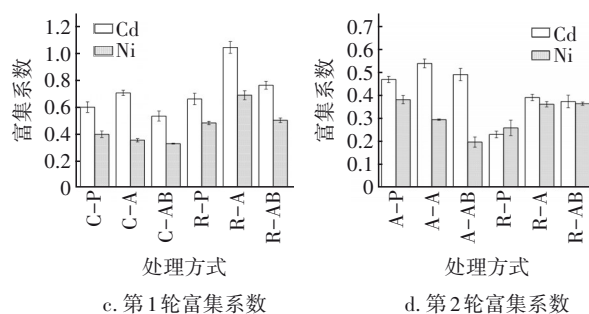
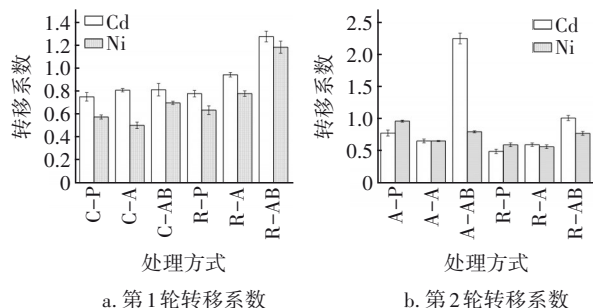


图6 不同处理组中不同植物对沉积物中Cd和Ni的转移系数和富集系数

Fig.6 Transfer coefficients and enrichment coefficients of different plants to Cd and Ni in sediment of different treatment groups

由图6(a)和(b)可见,两种重金属在不同处理组不同植物体中的转移系数不同。从图6(a)可以看出,第1轮中施加了AM真菌的黑麦草对Cd和Ni的TF均高于对照组,这表明,AM真菌的施加可以促进重金属Cd和Ni从植物根部向地上部分转移,这与Usman等的研究结果类似^[21]。值得注意的是,第1轮中,黑麦草对Cd和Ni的TF均大于玉米,表明黑麦草更易将Cd和Ni从植物地下部分向地上部分迁移。在图6(b)中,第2轮施加AM真菌-土著优势菌的紫花苜蓿对Cd的TF是其他处理的3~5倍,黑麦草经AM真菌处理后Ni的TF大于单纯的植物修复。两轮中,除经AM真菌-土著优势菌处理的第1轮黑麦草及第2轮紫花苜蓿和黑麦草中的Cd外,其余处理方式下植物累积的重金属Cd和Ni的TF值均小于1,表明Cd和Ni大部分被储存在植物根部,这与霍文敏等的研究结果一致^[22]。

由图6(c)可知,在第1轮中,黑麦草在施加AM真菌后,Cd的BCF值为1.04,是单纯植物和AM真菌-土著优势菌处理的1.59和1.37倍,表明AM真菌处理比单纯植物和AM真菌-土著优势菌处理后植物根部积累Cd的能力更强。同样,玉米对Cd的富集在施加AM真菌的处理中效果更明显。在图6(d)中,第2轮黑麦草施加AM真菌和AM真菌-土著优势菌后,Ni的BCF是单纯植物修复和对照组的1.40和1.41倍,这表明AM真菌和AM真菌-土著优势菌有效提高了Ni从黑麦草根系沉积物中向植物地上部分的转移趋势。

3 讨论

本研究在AM真菌和土著优势菌的辅助下进行

了3种植物间作和轮作的盆栽试验,考察了不同处理技术对河道沉积物中Cd和Ni的降解效果。玉米、黑麦草和紫花苜蓿在Cd和Ni污染的沉积物中能正常生长,表明3种植物对Cd和Ni均有一定的抗性和耐受性。两轮玉米与黑麦草间作以及苜蓿与黑麦草间作的试验能很好地优势互补,尤其是在辅以AM真菌下,第1轮种植可有效降解沉积物中的Cd,第2轮种植可有效降解沉积物中的Ni。

AM真菌与植物修复相结合,使得沉积物中Cd的赋存形态显著变化,酶活性明显提高,植物对Cd的吸收和累积增强。第1轮经AM真菌处理后,玉米和黑麦草根系沉积物中Cd的碳酸盐结合态和可交换态占比增加,而残渣态占比显著降低。原因可能是AM真菌通过增加植物根部分泌酸性物质,改变根系沉积物的pH,使得重金属形态向可生物利用的方向变化^[12,23]。经AM真菌处理的黑麦草根系沉积物中脲酶活性高于单纯植物修复,与宋福强等^[19]的研究结果一致。施加AM真菌的黑麦草对Cd的TF和BCF均高于对照组,菌根可通过AM真菌分泌物改善植物根系附近沉积物的环境,提高沉积物的肥力水平^[6],促进重金属Cd从植物根部向地上部分转移和从沉积物向植物地上部分富集。而第2轮种植后期,紫花苜蓿以及黑麦草中的脱氢酶活性降低,脲酶活性也明显低于第1轮种植,其原因可能是温度降低抑制了沉积物中微生物种群的代谢水平^[24]。

第1轮施加AM真菌后,黑麦草降解Cd的效果最佳,这可能是由于黑麦草和AM真菌形成了良好的共生系统,使AM真菌得到较好的生长繁衍^[25]。AM真菌-土著优势菌辅助植物修复与AM真菌联合植物修复相比效果欠佳,这可能与AM真菌和土著优势菌间竞争产生拮抗作用导致微生物数量减少有关^[26]。而第2轮紫花苜蓿修复Ni的过程中,AM真菌处理和AM真菌-土著优势菌处理并未明显提高Ni的降解率,这可能是由于种植后期该市月平均温度降低,植物根系附近微生物的活性下降,微生物的新陈代谢能力受到抑制,从而使微生物对植物的辅助修复效果受到影响^[27]。两轮种植中,AM真菌-土著优势菌辅助黑麦草修复Ni的效果最好,这可能是由于黑麦草根系环境中AM真菌和土著优势菌经过短期的适应过程,种间竞争达到平衡,两种微生物协同对黑麦草降解Ni起到推动作用^[26]。

综上,不同辅助修复方式联合植物对沉积物中

Cd和Ni的降解效果不同,但两轮中均为AM真菌联合黑麦草对重金属的降解效果最佳,这表明植物品种对Cd和Ni的吸收、积累和耐受能力不同^[2]。本研究所用微生物对植物降解河道沉积物中的Cd和Ni均有良好的辅助作用,且不会对土壤造成二次污染,为修复沉积物中Cd和Ni的有效措施。

4 结论

① AM真菌和AM真菌-土著优势菌联合植物对河道沉积物中的Cd和Ni具有一定的辅助修复效果。

② 玉米间作黑麦草、紫花苜蓿间作黑麦草的轮作试验在降解重金属的过程中形成优势互补。施用AM真菌后,第1轮种植有效降低了沉积物中的Cd含量,第2轮种植有效降低了Ni含量。

③ 在重金属的胁迫下,AM真菌可以促进Cd和Ni向可交换态和碳酸盐结合态转变,有效提高植物根系沉积物中脱氢酶和脲酶活性,有助于植物对Cd和Ni的有效利用。

④ AM真菌促进了Cd和Ni从沉积物中向植物根部及植物地上部分的富集和转移,提高了联合修复效果。

参考文献:

- [1] 秦余丽,江玲,徐卫红,等.黑麦草与丛枝菌根对大田番茄抗性及其Cd吸收的影响[J].农业环境科学学报,2017,36(6):1053-1061.
QIN Yuli, JIANG Ling, XU Weihong, et al. Effect of ryegrass and arbuscular mycorrhiza on tomato resistance and Cd absorption in the field [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2017, 36(6): 1053-1061 (in Chinese).
- [2] RETAMAL-SALGAD J, HIRZEL J, WALTER I, et al. Bioabsorption and bioaccumulation of cadmium in the straw and grain of maize (*Zea mays* L.) in growing soils contaminated with cadmium in different environment [J]. International Journal of Environmental Research & Public Health, 2017, 14(11): 1399.
- [3] WANG F Q, LI Y J, ZHANG Q, et al. Phytoremediation of cadmium, lead and zinc by *Medicago sativa* L. (alfalfa): a study of different period [J]. Bulgarian Chemical Communications, 2015, 47: 167-172.
- [4] 谷超,梁隆超,陈卓.4种牧草植物对红枫湖底泥中

- 重金属污染的植物修复研究[J]. 环境工程, 2015, 33(7): 148-151.
- GU Chao, LIANG Longchao, CHEN Zhuo. Study on phytoremediation of heavy metals in the sediments of Hongfeng Lake by four species of pasture grass [J]. Environmental Engineering, 2015, 33(7): 148-151 (in Chinese).
- [5] ZHANG Y, HU J L, BAI J F, *et al.* Arbuscular mycorrhizal fungi alleviate the heavy metal toxicity on sunflower (*Helianthus annuus* L.) plants cultivated on a heavily contaminated field soil at a WEEE-recycling site [J]. Science of the Total Environment, 2018, 628/629: 282-290.
- [6] MNASRI M, JANOUŠKOVÁ M, RYDLOVÁ J, *et al.* Comparison of arbuscular mycorrhizal fungal effects on the heavy metal uptake of a host and a non-host plant species in contact with extraradical mycelial network [J]. Chemosphere, 2017, 171: 476-484.
- [7] MARQUES A P G C, OLIVEIRA R S, SAMARDJIEVA K A, *et al.* *Solanum nigrum* grown in contaminated soil: effect of arbuscular mycorrhizal fungi on zinc accumulation and histolocalisation [J]. Environmental Pollution, 2007, 145(3): 691-699.
- [8] HU J L, WU S C, WU F Y, *et al.* Arbuscular mycorrhizal fungi enhance both absorption and stabilization of Cd by Alfred stonecrop (*Sedum alfredii* Hance) and perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.) in a Cd-contaminated acidic soil [J]. Chemosphere, 2013, 93(7): 1359-1365.
- [9] 曾鹏, 郭朝晖, 肖细元, 等. 芦竹和木本植物间种修复重金属污染土壤[J]. 环境科学, 2018, 39(11): 5207-5216.
- ZENG Peng, GUO Zhaohui, XIAO Xiyuan, *et al.* Intercropping *Arundo donax* with woody plants to remediate heavy metal-contaminated soil [J]. Environmental Science, 2018, 39(11): 5207-5216 (in Chinese).
- [10] 赵颖, 刘利军, 党晋华, 等. 不同植物与玉米间作对玉米吸收多环芳烃和重金属的影响[J]. 环境工程, 2014, 32(7): 138-141.
- ZHAO Ying, LIU Lijun, DANG Jinhua, *et al.* Effects of intercropping different crops with maize on its uptake of the pahs and heavy metal [J]. Environmental Engineering, 2014, 32(7): 138-141 (in Chinese).
- [11] LIU Y, LIU K, LI Y, *et al.* Cadmium contamination of soil and crops is affected by intercropping and rotation systems in the lower reaches of the Minjiang River in south-western China [J]. Environmental Geochemistry and Health, 2016, 38: 811-820.
- [12] YANG Y, ZHOU X H, TIE B Q, *et al.* Comparison of three types of oil crop rotation systems for effective use and remediation of heavy metal contaminated agricultural soil [J]. Chemosphere, 2017, 188: 148-156.
- [13] 李亚男, 王艺霏, 王国英, 等. 植物-AM真菌联合修复排污河道复合污染沉积物[J]. 太原理工大学学报, 2017, 48(6): 912-918.
- LI Yanan, WANG Yifei, WANG Guoying, *et al.* Combined remediation of complex contamination in sewage river sediment by plants and AM fungi [J]. Journal of Taiyuan University of Technology, 2017, 48(6): 912-918 (in Chinese).
- [14] CARRASCO L, AZCÓ R, KOHLER J, *et al.* Comparative effects of native filamentous and arbuscular mycorrhizal fungi in the establishment of an autochthonous, leguminous shrub growing in a metal-contaminated soil [J]. Science of the Total Environment, 2011, 409(6): 1205-1209.
- [15] KÜÇÜK Ç, TEKGÜL Y T. Effects of cotton stalk, maize stalk and almond bark on some soil microbial activities [J]. Archives of Environmental Protection, 2017, 43(3): 91-96.
- [16] MARKOWICZ A, PŁAZA G, PIOTROWSKA-SEGET Z. Activity and functional diversity of microbial communities in long-term hydrocarbon and heavy metal contaminated soils [J]. Archives of Environmental Protection, 2016, 42(4): 3-11.
- [17] 秦华, 林先贵, 陈瑞蕊, 等. DEHP对土壤脱氢酶活性及微生物功能多样性的影响[J]. 土壤学报, 2005, 42(5): 829-834.
- QIN Hua, LIN Xiangui, CHEN Ruirui, *et al.* Effects of dehp on dehydrogenase activity and microbial functional diversity in soil [J]. Acta Pedologica Sinica, 2005, 42(5): 829-834 (in Chinese).
- [18] BENITEZ E, MELGAR R, NOGALES R. Estimating soil resilience to a toxic organic waste by measuring enzyme activities [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2004, 36(10): 1615-1623.
- [19] 宋福强, 丁明玲, 董爱荣, 等. 丛枝菌根(AM)真菌对土壤中阿特拉津降解的影响[J]. 水土保持学报, 2010, 24(3): 189-193.
- SONG Fuqiang, DING Mingling, DONG Airong, *et al.*

- Effect of arbuscular mycorrhizal (AM) fungi on atrazine degradation in soil planted sorghum[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2010, 24(3): 189-193 (in Chinese).
- [20] AZZI V, KANSO A, KAZPARD V, *et al.* *Lactuca sativa* growth in compacted and non-compacted semi-arid alkaline soil under phosphate fertilizer treatment and cadmium contamination [J]. *Soil & Tillage Research*, 2017, 165: 1-10.
- [21] USMAN A R A, MOHAMED H M. Effect of microbial inoculation and EDTA on the uptake and translocation of heavy metal by corn and sunflower[J]. *Chemosphere*, 2009, 76(7): 893-899.
- [22] 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.* Study on the accumulating characteristics of heavy metal cadmium by hyperaccumulator and non-hyperaccumulator under intercropping[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2019(3): 165-171 (in Chinese).
- [23] 郭艳娥, 李芳, 李应德, 等. AM真菌促进植物吸收利用磷元素的机制[J]. *草业科学*, 2016, 33(12): 2379-2390.
- GUO Yan'e, LI Fang, LI Yingde, *et al.* Progress in the elucidation of the mechanisms of arbuscular mycorrhizal fungi in promotion of phosphorus uptake and utilization by plants [J]. *Pratacultural Science*, 2016, 33(12): 2379-2390 (in Chinese).
- [24] 孔滨, 孙波, 郑宪清, 等. 水热条件和施肥对黑土中微生物群落代谢特征的影响[J]. *土壤学报*, 2009, 46(1): 100-106.
- KONG Bin, SUN Bo, ZHENG Xianqing, *et al.* Effect of hydrothermal conditions and fertilization on metabolic characteristics of microbial community in a black soil [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2009, 46(1): 100-106 (in Chinese).
- [25] 李霞, 彭霞薇, 伍松林, 等. 丛枝菌根对翅荚木生长及吸收累积重金属的影响[J]. *环境科学*, 2014, 35(8): 3142-3148.
- LI Xia, PENG Xiawei, WU Songlin, *et al.* Effect of arbuscular mycorrhizae on growth, heavy metal uptake and accumulation of *Zenia insignis Chun* seedlings [J]. *Environmental Science*, 2014, 35(8): 3142-3148 (in Chinese).
- [26] 梁宇, 郭良栋, 马克平. 菌根真菌在生态系统中的作用[J]. *植物生态学报*, 2002, 26(6): 739-745.
- LIANG Yu, GUO Liangdong, MA Keping. THE role of mycorrhizal fungi in ecosystems [J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2002, 26(6): 739-745 (in Chinese).
- [27] 李云, 孙波, 李忠佩. 不同气候条件对旱地红壤微生物群落代谢特征的长期影响[J]. *土壤*, 2011, 43(1): 60-66.
- LI Yun, SUN Bo, LI Zhongpei. Long-term effects of different climatic conditions on microbial metabolic properties in red soil [J]. *Soils*, 2011, 43(1): 60-66 (in Chinese).
-
- 作者简介:**陈梦洁(1995-),女,山西临汾人,硕士研究生,主要研究方向为环境污染控制和生物修复。
- E-mail:**1249078643@qq.com
- 收稿日期:**2023-08-09
- 修回日期:**2023-11-28

(编辑:刘贵春)