

文章编号:1000-5641(2012)01-0001-10

河道沉积物中重金属的生态修复及根际细菌的原位检测

王蕾¹, 祁佩时¹, 辛明²

(1. 哈尔滨工业大学 城市水资源与水环境国家重点实验室, 哈尔滨 150090;

2. 东北农业大学 园艺学院, 哈尔滨 150030)

摘要: 调查分析了哈尔滨某排污河道化工区段表层沉积物中的重金属(Pb、Zn、Cr、As、Ni、Cu和Cd)含量,通过盆栽试验研究了4种当地具有金属耐性的植物(玉米、酸模叶蓼、龙葵和酸模)对受污染的河道沉积物中重金属的修复效果,进而调查了这4种植物对重金属赋存形态的影响、富集能力及重金属的转运能力.结果显示,排污河道沉积物受到多种重金属的复合污染.表层沉积物中重金属经过两季植物修复后,7种重金属的残渣态均有不同程度的减少,并且金属形态逐渐向铁锰氧化态及可交换态转化,结果说明供试植物能够调节沉积物中重金属的生物有效性.重金属在沉积物中与在植物体内具有相同的总含量趋势:Zn>Pb>Ni>Cr>Cu>As>Cd,该趋势也反映出4种供试植物的生物监测潜能.植物对重金属表现出不同的吸收特性,4种植物对Zn和Ni的富集量相对较大,而Cu在植物地上部分的含量普遍较低,Zn和Ni在植物组织中的含量范围分别为108.4~543.92 mg/kg和36.8~246.91 mg/kg.总体来说,这4种植物主要将金属元素积累在根部,而非地上部分,表现出对重金属的耐受性.酸模叶蓼、酸模和龙葵这3种植物的地上部分分别积累了高浓度的Pb、Zn和Cd,并且具有较高的转运系数($TF>1$),反映出这3种植物对相应的重金属具有植物提取的潜力.采用荧光原位杂交(fluorescence in situ hybridization, FISH)技术,分析对照和经过栽培试验后根际沉积物中真细菌的数量和空间分布,结果表明植物对沉积物中的细菌有明显的活化作用.

关键词: 重金属; 沉积物; 生态修复; 荧光原位杂交

中图分类号: Q945 **文献标识码:** A **DOI:** 10.3969/j.issn.1000-5641.2012.01.001

Phytoremediation of heavy metals and rhizosphere detection of bacteria in a drainage river sediment

WANG Lei¹, QI Pei-shi¹, XIN Ming²

(1. State Key Laboratory of Urban Water Resources and Environment, Harbin Institute of Technology,

Harbin 150090, China; 2. Laboratory of vegetables, Northeast Agricultural University,

Harbin 150030, China)

收稿日期:2010-11

基金项目:国家重大水专项(2009ZX07317-006-02,2009ZX0718-008-007);

城市水资源与水环境国家重点实验室(2010DX02)

第一作者:王蕾,女,博士研究生,研究方向为黑臭河道的生态修复. E-mail: wlstudio1121@yahoo.com.cn.

通讯作者:祁佩时,男,教授,研究方向为环境科学. E-mail: qipeishi@163.com.

Abstract: Concentrations of heavy metals (Pb, Zn, Cr, As, Ni, Cu and Cd) in a drainage river sediment were determined from the industrial area of Harbin city in Heilongjiang Province. Pot experiment was conducted to evaluate the potential of four spontaneous plants, *Zea mays* L., *Polygonum lapathifolium* L., *Solanum nigrum* L. and *Rumex patientia* L. for heavy metals phytoremediation in the drainage river sediment contaminated with industrial effluent. The results revealed that the sediment was polluted by heavy metals. The contents of residual fractions of the 7 heavy metals decreased, while the Fe-Mn oxide fractions and exchangeable fractions consistently increased via two-season cultivations. Sequential extraction results confirmed the capability of the four plants to increase the bioavailability of these heavy metals. The concentrations of heavy metals in sediments and plants were in the same trend: $Zn > Pb > Ni > Cr > Cu > As > Cd$, which reflected the biomonitoring potentialities of the tested plants. The heavy metals accumulations and translocations of the four plants were investigated. The results showed that the plants accumulated more Zn and Ni than the other metals; and the concentrations of Cu in shoots were low. Zinc and Ni levels in plant samples ranged from 108.4 mg/kg in shoots to 543.92 mg/kg in roots and 36.8 mg/kg in shoots to 246.91 mg/kg in roots of different species, respectively. Generally, the four species excluded multiple metals from the shoot tissues and accumulated in root zones, behaving as tolerant plants. However, *polygonum lapathifolium* L., *Rumex patientia* L. and *Solanum nigrum* L. showed high Pb, Zn and Cd shoot accumulation with high metal translocation factor ($TF > 1$), respectively. It suggested the three species had phytoextraction potentialities. In addition, florescence in situ hybridization (FISH) was used to analyze the amount and distribution of bacteria in the rhizosphere sediment. It suggested the four plants have effect on bacterial activations.

Key words: heavy metal; sediment; phytoremediation; fluorescence in situ hybridization (FISH)

0 引 言

工业、采矿、冶炼、电镀以及日用品的生产制造,在给人们带来便利和巨大经济收益的同时,也排放出含有大量金属及其他有害物质的废水,直接导致自然环境、尤其是水质资源环境的恶化。随着经济的发展和城市的建设,环境污染问题日趋突出,尤其是贯穿城市的内河,极易受到沿岸工厂及城镇排放的工业废水和生活污水、大气降尘、城市垃圾等污染,使河水水质恶化,生态环境遭到破坏。重金属作为一种持久性污染物,在自然条件下不能被降解,除少量金属元素以离子形态溶解在水体中,重金属不断积聚在被称为“天然存储库”的水体沉积物中,并缓慢而持久的向水体、生物体释放,导致水体的二次污染,严重威胁水生生态环境及人类健康^[1]。重金属污染已经成为当今世界亟待解决的问题之一^[2]。

生态修复以植物为基础,通过植物与根际微生物协同作用,吸收、吸附或稳定^[3,4]环境中的污染物质,是一种经济有效的环境友好型生物修复手段。生态修复过程主要分为两个方面:一方面,在污染胁迫的环境中,植物发达的根系可以通过对重金属的吸收,为根际微生物创造一个相对低毒的环境,使根际微生物免受重金属的毒害,同时根系分泌物也能够为根际微生物提供生存必需的营养物质^[5,6]。另一方面,根际微生物可以向宿主植物提供氮源、可利用性磷元素,并通过含铁细胞向宿主植物提供生长必须的 Fe 及其他痕量金属元素,根际

微生物还可以通过产生植物激素及降低植物乙烯水平^[7]促进植物生长、提高植物生物量^[8],从而刺激植物对逆境的耐受性,促进植物对重金属的吸收^[9-12].

本研究选取哈尔滨某排污河道化工区河段的沉积物作为研究对象,选取 4 种当地具有金属耐性的植物,采用盆栽试验,研究了植物对沉积物重金属的吸收和赋存形态的影响以及植物对根际微生物活性的影响,为当地植物应用于城市内河重金属污染沉积物的生态修复提供理论依据.

1 材料与方 法

1.1 沉积物样品采集及分析

在哈尔滨某排污河道化工区段,使用抓斗采样器(2 L)采集 0~20 cm 的河道表层沉积物,所有表层沉积物样品装入聚四氟乙烯袋中,4 ℃保存运回实验室.沉积物样品自然风干,磨碎混匀,过 2 mm 筛.表层沉积物样品的理化性质,包括沉积物上覆水的水温、pH 值、溶解氧(DO)、阳离子交换量(CEC)、沉积物有机质含量(OM),以及土壤机械组成见表 1.

表 1 沉积物样品的理化性质

Tab.1 Physicochemical properties of the sample from the surface sediment

水温/℃	pH	DO/ (mg · L ⁻¹)	CEC/ (cmol · kg ⁻¹)	OM/%	Clay/%	Silt/%	Sand/%
28.38 ± 0.79	7.70 ± 0.72	5.15 ± 0.16	39.67 ± 3.01	5.88 ± 0.35	12.22 ± 1.31	27.24 ± 2.23	60.79 ± 1.86

1.2 温室栽培试验

1.2.1 供试植物

在当地冶金厂矿渣上选择优势植物玉米(*Zea mays* L.)、酸模(*Rumex acetosa* L.)、龙葵(*Solanum nigrum* L.)和酸模叶蓼(*Polygonum lapathifolium* L.),分别采集种子;次年春季用 5%次氯酸钠溶液浸泡种子,用蒸馏水冲洗,40 ℃温水中浸种催芽.

1.2.2 试验方法

将过筛的沉积物装 PVC 箱(0.6 m × 0.5 m × 0.4 m)箱,每箱装 80 kg,箱底部有渗流通气孔.使用去离子水保持箱内沉积物 50%~60%持水率(WHC).分别播种 4 种植物,自然条件下栽培,采用自然光照.酸模、龙葵和酸模叶蓼每 30 d 收获一次,收获两次,玉米 90 d 收获.分别采集地上部分和地下部分,用去离子水洗净,经 105 ℃下杀青后,80 ℃烘干至恒重,研磨、过筛,每组试验设 3 个重复,并设未种植植物的沉积物作为对照.

1.3 分析测定

1.3.1 沉积物性质分析

采用使用 pH 检测仪(CPI-505)测定沉积物的 pH 值(沉积物:超纯水 = 1:5);总有机质含量(OM)采用重铬酸钾容量法测定;使用便携式溶解氧测定仪(HI9146, HANNA)检测 DO 含量;阳离子交换量(CEC)采用 NH₄OAc-NH₄OAc 法^[13]测定;沉积物粒度采用沉降法^[14]分析沉积物中粘土(Clay)、壤土(Silt)和沙土(Sand)含量.

1.3.2 重金属的检测

沉积物样品用王水-高氯酸法消解,植物样品用硝酸-高氯酸法消解,使用原子荧光光谱仪(AFS-930)测定 As 含量,用原子吸收光谱仪(AAS, Hitachi-Z-5300)测定样品中 Pb、Zn、Cu、Ni、Cr 和 Cd 的含量,沉积物中重金属含量见表 2.

表 2 表层沉积物中重金属含量统计结果

Tab. 2 Heavy metal concentrations in the surface sediment								mg · kg ⁻¹
重金属	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	As	Ni	
含量	63.74 ± 6.21	532.61 ± 31.38	103.54 ± 3.70	2.01 ± 0.33	88.12 ± 4.93	17.15 ± 4.15	82.90 ± 10.01	

1.3.3 重金属形态检测

金属元素赋存形态参考 Tessier 等^[15], 提取 5 种形态: 可交换态(EXC)、碳酸盐结合态(CARB)、铁锰氧化态(ERO)、有机物结合态(OSM)和残渣态(RES).

1.3.4 荧光原位杂交(FISH)

分别取 0.5 g 未种植植物的沉积物和种植植物两季后植物根际圈的沉积物样品, 用新配制的 4% 多聚甲醛溶液 4 °C 固定 16 h, PBS 缓冲液涡旋洗涤, 加入 0.1% 焦磷酸钠溶液振荡混匀, 以备杂交使用. 取 10 μL 处理好的杂交样品固定到多聚赖氨酸包被的载玻片上, 室温干燥后, 乙醇脱水. 杂交采用荧光染料 Cy3 标记的 EUB338 (5'-ACT CCT ACG GGA GGC AG-3') 探针, 对沉积物样品进行原位杂交, 46 °C 下杂交 2 h, 杂交液中甲酰胺浓度为 25%^[16]. 采用激光共聚焦荧光显微镜 (Zeiss CLSM-510) 检测杂交结果, 使用 Cy3 标记探针杂交的样品在激光激发下呈显红色荧光, 每张载玻片取 10 个不同视野拍照. 通过照片及软件分析每张载玻片小视野中细菌的平均值和标准差, 根据结果计算细菌相对丰度.

1.4 数据分析

所有的数据采用 SPSS 16.0 (SPSS Inc., USA) 软件进行分析. 植物对重金属的转运系数 (TF) 的计算方法如下:

$$TF = \text{植物地上部重金属含量} / \text{植物地下部重金属含量}.$$

2 结果与讨论

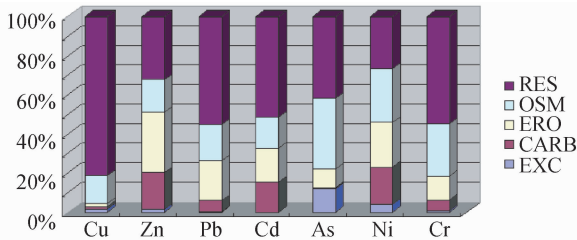
2.1 表层沉积物重金属形态分布

采用 Tessier 法逐步提取表层沉积物中重金属各形态. 将河道沉积物样品中金属的赋存形态所占的比例进行分析, 如图 1 所示. 由图 1 可以看出, Cu、Cd、Cr 和 Pb 在表层沉积物中残渣态含量均在 50% 以上, 尤其是 Cu 含量超过了 80%; Zn 主要以铁锰氧化态和残渣态存在, 均占 30% 以上; Ni 的 5 种可提取形态分配较均匀, 从第二形态到第四形态所占的比例分别平均为 18.97%、22.61%、32.51% 和 26.92%, 可交换态比例最小仅占 4.19%; As 主要以有机结合态和残渣态存在, 分别平均占 As 总含量的 36.25% 和 41.81% 以上.

2.2 植物对表层沉积物中重金属的赋存形态分布特征影响

表层沉积物中重金属经过两季植物修复后, 沉积物中 Cu、Zn、Pb、Cd、As、Ni 和 Cr 的形态变化见图 2 所示. 7 种重金属的残渣态均有不同程度的减少, 经过植物种植后沉积物中金属形态向铁锰氧化态及可交换形态转化, 该结果反映了植物对重金属的活化作用. 值得注意的是, 相较未经植物处理的表层沉积物, 经过 4 种植物处理的沉积物中金属稳定的沉积态均有较明显的降低, 而重金属的生物有效性有所增加, 这可能主要归功于根际分泌物及微生物的代谢促使重金属由紧密的结合态向松散的结合状态转变^[17,18]. 其中玉米对重金属的平均活化作用最强, 玉米根际沉积物中重金属的碳酸盐结合态和可交换态比例均有明显提高, 这可能与禾本科植物分泌螯合金属的化合物, 能够有效促进沉积物中结合态的重金属溶解, 并且以金属结合蛋白作为植物的离子载体^[19]的作用有关, 这也从另一方面反映出玉米受重金

属影响较大,暗示了重金属可以通过作物进入食物链,威胁人类及动物的健康. Cd 和 Zn 的金属形态受 4 种植物的影响最为明显,尤其是残渣态减少明显,可交换态明显增加,可能与这两种重金属本身较为活跃的性质有关. 本试验还发现龙葵对 Cd 形态影响最大,经过龙葵的两季种植,沉积物中 Cd 的残渣态比对照减少了 13.2%,而可交换态增加了近 10%,这可能与龙葵对 Cd 的超级累性质有关^[20]. 相较而言,Cu 和 As 的金属形态受植物影响最小,反映出这两种金属的植物积累性差,较难去除. 总体来说,经过两季的植物种植,沉积物中 7 种重金属的残渣态均有不同程度的降低,而铁锰氧化态和可交换态都有较明显的提高,该结论反映出 4 种植物均能够提高沉积物中的重金属的活性.



注:EXC-可交换态、CARB-碳酸盐结合态、ERO-铁锰氧化态、OSM-有机物结合态和 RES-残渣态,下同.

图 1 表层沉积物中 Cu, Zn, Pb, Cd, As, Ni 和 Cr 的赋值形态分布

Fig. 1 Distribution of Cu, Zn, Pb, Cd, As, Ni and Cr fractions in the surface sediment

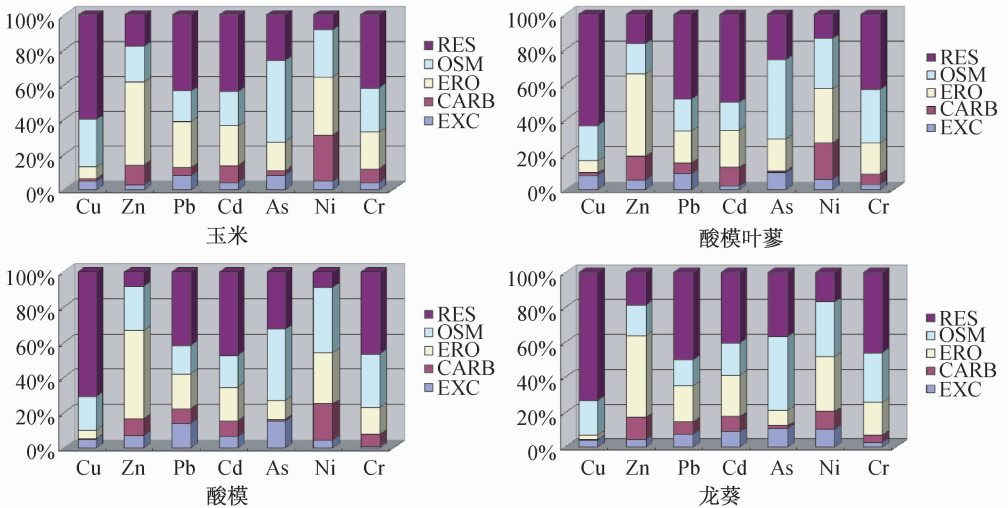


图 2 栽种两季植物后表层沉积物中 Cu,Zn,Pb、Cd、As、Ni 和 Cr 的形态分布特征

Fig. 2 Distribution of Cu, Zn, Pb, Cd, As, Ni and Cr fractions in the surface sediments after two-season plants cultivated

2.3 植物对表层沉积物中重金属的吸收及转运

成功的生态修复技术应具备几个要素:植物必须能够耐受高浓度的重金属,具有较大的生物量并能够积累高水平的重金属;金属富集植物能够适应当地的环境;植物易于管理,金属富集部分易于收割;采用的植物品种具有强健的根系^[21]. 目前在修复植物品种的选择方

面存在较多的争议,尤其是在超积累植物和非超积累植物的取舍问题上存有较大的分歧^[22,23].超积累植物虽然具有很强的重金属富集能力,但是大多数超积累植物的生物量较小,生长较慢,适应性较差,并常常受到土壤、气候、金属种类、管理水平和收获方式等因素的制约.研究表明,尽管非超积累植物体内的重金属浓度较低,但是由于非超积累植物具有较大的生物量、生长快速,甚至可以比超积累植物吸收更高绝对量的金属元素^[24].在保证产量的同时,又能够提高重金属的实际积累量是生态修复的基本条件^[25].因此,既可以积累大量的有害金属又具有较大的生物量,能够很好地适应当地气候环境条件,并且已经适应了污染环境的土著植物是生态修复的首要选择^[26].

本研究选取的4种植物(酸模叶蓼、玉米、龙葵和酸模)均取自当地冶炼厂矿渣堆放地区的先锋植物.由于土壤长期受到多种重金属复合污染,该地区的先锋植物对重金属的毒害均具有较高的耐受性;同时这4种植物还具有生长速度快、生物量大、对种植管理条件要求不高等特点.植物对重金属污染的修复程度,具体表现为重金属的种类和数量在植物体各部位积累不同.图3是栽培试验中,4种植物根部及地上部分对复合污染沉积物中重金属的积累情况.

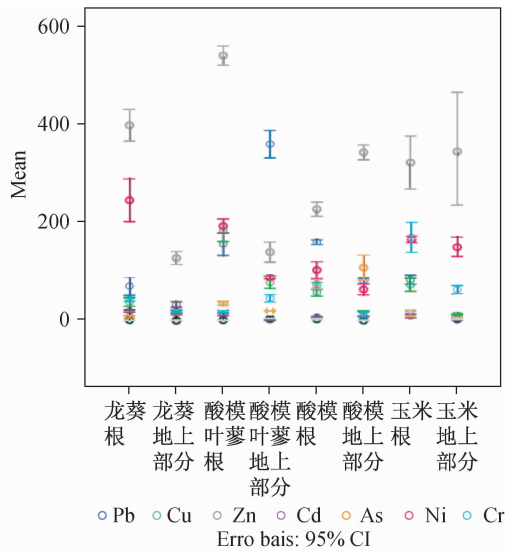


图3 As及重金属在4种植物中的积累(mg/kg, DW)

Fig. 3 Average concentrations of As and heavy metals in shoot and root of dominant species

由图3可知,在重金属复合污染条件下,4种植物对重金属的响应各不相同.同一种植物地上部分和地下部分,以及不同植物品种对不同重金属元素的积累量差异较大.其中,酸模叶蓼的根部对Zn的积累量最大,平均达543.92 mg/kg,其次是龙葵和玉米的根部;玉米的地上部分对Zn积累量最大,达383.83 mg/kg;酸模叶蓼的地上部分对Pb的积累量最大(平均为362.10 mg/kg),而龙葵地上部分Pb的积累量最低,仅为18.80 mg/kg;4种植物对Cu的积累量都很低,并且主要是积累在植物的根部,这种现象与Cu较高的生物毒性有关,其中酸模叶蓼的根部对Cu的积累量最大(平均为185.28 mg/kg),表现出对Cu的稳定作用;龙葵的根部对Ni有最大的积累量,为246.91 mg/kg,玉米地上部分对Ni也有较大的吸收,达215.87;酸模对As表现出很强的积累特性,地上和根部对As的吸收均达到

70 mg/kg 以上,其他 3 种植物对 As 的吸收水平都很低;玉米对 Cr 的积累量最大,地上和根部分别为 63.45 和 149.35 mg/kg,Cr 吸收量最低为酸模的地上部分,平均为 12.33 mg/kg;龙葵对 Cd 的吸收量最大,地上部分达到 32.33 mg/kg,而酸模根部最低,平均为 1.33 mg/kg. 是整体来看,4 种植物均表现出对 Zn 有较强的吸收和活化作用,4 种植物积累量最大的也是锌,其次是 Ni 和 Pb. 但是 Ni 大多积累在植物的地下部分. 尽管植物对 Cd 的积累量数值较低,但是相较土壤中 Cd 的含量来说,这 4 种植物对 Cd 污染的修复都非常有效,尤其是龙葵对 Cd 的积累和转运系数都达到了较高的水平,这与许多学者的研究结果一致^[20,27,28].

总体来看,4 种植物对 Zn、Ni 和 Pb 的吸收值最大. 根据 Baker^[29]对超积累植物的定义:植物地上部分对 Zn、Pb、Cu、Ni 和 As 的积累量达到 10 000 mg/kg,对 Cd 的吸收达到 100 mg/kg;并满足地上部分积累量要高于根部,即转运系数(TF)大于 1^[30]. 本试验中植物对重金属的富集量虽然均未达到超积累的要求,但这 4 种植物均表现出对特定重金属的转移能力(见图 4). 其中酸模对 Cu 和 Zn、玉米对 Ni、龙葵对 Cd 的转移系数均超过了 1.5,尤其是酸模叶蓼对 Pb 的转移系数达到了 2.30;玉米、酸模叶蓼和龙葵的地上部分分别对 Zn、Pb 和 Cd 的积累量相对较高. 因此这 3 种植物针对相应的重金属表现出植物提取的潜能. 结果还表明,除酸模叶蓼外,其他 3 种植物均显示出对 Cd 较高的转运富集能力($TF > 1$),这可能由于 Cd 在植物组织中具有较高的迁移性^[31],并可以通过植物的蒸腾作用从根部运送至茎叶.

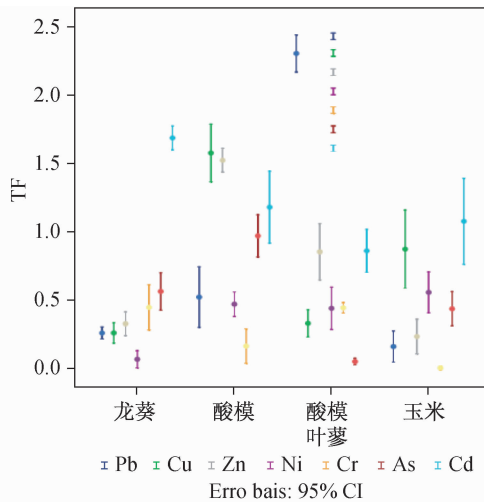


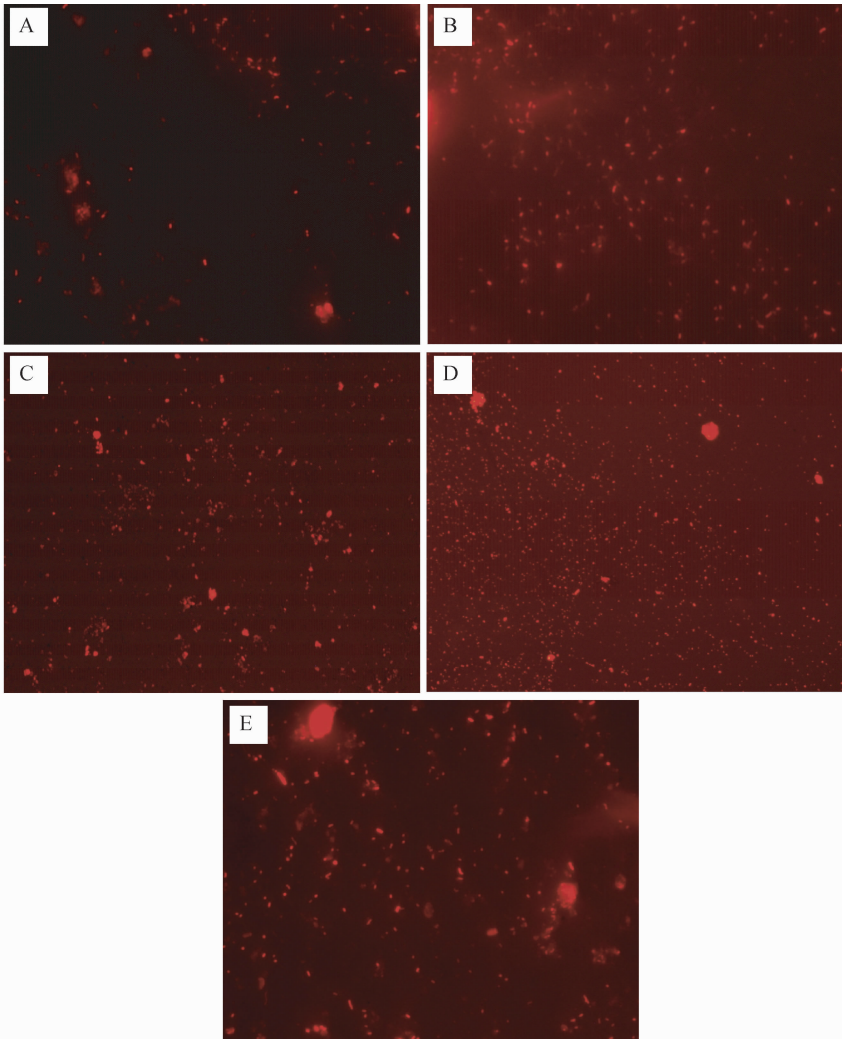
图 4 4 种植物的转运系数(TF)

Fig. 4 The translocation factors (TF) of the four species in the pot experiment (Mean \pm SD)

2.4 荧光原位杂交对植物根际真细菌的检测

利用真细菌 EUB338 探针分别对对照沉积物(A)和种植酸模叶蓼(B)、酸模(C)和龙葵(D)两季,以及种植玉米(E)以后的根际圈内沉积物样品进行荧光原位杂交试验. 结果表明,种植植物后的样品 B、样品 C、样品 D 和样品 E 中均有真细菌阳性检出,荧光信号对比明显. 而未种植植物的对照样品 A 中真细菌荧光信号明显较少(见图 5). 5 种沉积物样品相对细菌丰度含量见图 6. 结果表明重金属污染会对微生物群落结构及功能多样性产生巨大压力,而植物可以明显改善微生物的生长环境^[32]. 由图 5 和图 6 可以看出,种植植物后沉积物中

细菌数量较对对照明显增多,尤其是种植玉米后沉积物中的细菌数量比对照多出两个数量级,这说明植物具有改善生存环境,活跃微生物的作用,该结果也佐证了根系分泌物对土壤中微生物活性的强化作用^[33].从图中还可以看出玉米和酸模叶蓼对沉积物中细菌数量影响最大,这可能由于玉米和酸模叶蓼的生物量较大,根系较其他两种植物发达,因此根际圈对生存环境的影响大,真细菌数量也相应的变化较大;同时由于禾本科植物与多种菌群有着天然共生关系,并且常伴生有菌根真菌,因此玉米对沉积物中微生物数量的影响最大.



注:A为对照沉积物样品;B为种植酸模叶蓼的沉积物样品;C为种植酸模的沉积物样品;
D为种植龙葵的沉积物样品;E为种植玉米的沉积物样品

图5 沉积物中细菌群落结构

Fig. 5 Microbial community structure in the surface sediments

事实上,植物根系可以强化土壤中微生物的活性,根系通过分泌物吸附、络合重金属,从而使重金属固定,减轻了环境中重金属的生物毒害性.另一方面,大量活跃的微生物可以把大分子化合物转化为小分子化合物,促进植物根际对影响物质和重金属的吸收,促进植物的

抗逆性与生长,并且微生物的分泌物也能够加强植物根际重金属元素的活化能力^[34],提高植物对重金属污染基质的修复效率。

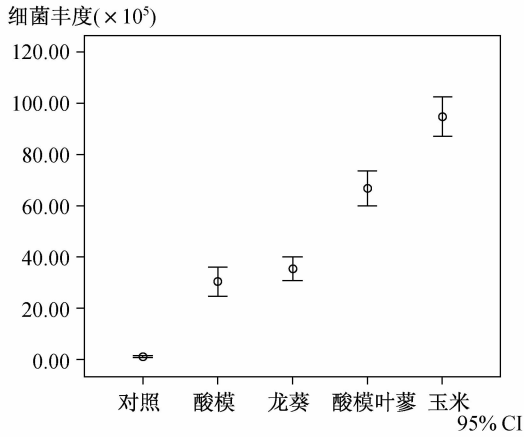


图 6 沉积物样品中的细菌丰度

Fig. 6 Abundance of bacteria in sediment samples

3 结 论

(1) Cu、Cd、Cr、Pb、As、Zn 和 Ni 在表层沉积物中主要以残渣态和有机结合态为主,可交换态含量均很低. 经两季植物收获后,沉积物中 Cu、Zn、Pb、Cd、As、Ni 和 Cr 的残渣态均有不同程度的减少,沉积物中金属形态向铁锰氧化物结合及可交换形态转化,该结果反映了植物对重金属的活化作用. Cd 和 Zn 受到植物的活化作用最为明显,而 Cu 和 As 的金属形态受植物影响最小.

(2) 7 种重金属表现出不同的植物吸收特性. 其中 Zn、Ni 和 Pb 较容易被植物吸收,并且 Zn 的植物累积量最大,Cu 的植物吸收量较低. 同时除酸模叶蓼外,其他 3 种植物,尤其是龙葵对 Cd 都具有较强的富集和转移运输能力. 玉米、酸模叶蓼和龙葵分别对 Zn、Pb 和 Cd 表现出植物提取的潜能.

(3) 通过荧光原位杂交,对栽种 4 种植物后的沉积物和对照沉积物的真细菌进行检测. 结果表明,种植植物后沉积物中植物根际的真细菌明显增多,说明植物对沉积物中的细菌活性有明显的强化作用,植物对沉积物中细菌丰度的影响顺序为玉米 > 酸模叶蓼 > 龙葵 > 酸模.

[参 考 文 献]

- [1] VAXEVANIDOU K, PAPASSIOPI N, PASPALIARIS I. Removal of heavy metals and arsenic from contaminated soils using bioremediation and chelant extraction techniques[J]. Chemosphere, 2008, 70:1329-1337.
- [2] PENG J F, SONG Y H, YUAN P, et al. The remediation of heavy metals contaminated sediment[J]. J Hazard Mater, 2009, 161:633-640.
- [3] PILON-SMITS E. Phytoremediation[J]. Annu Rev Plant Biol, 2005, 56:15-39.
- [4] SALT D E, SMITH R D, RASKIN I. Phytoremediation[J]. Annu Rev Plant Physiol Plant Mol Biol, 1998, 49: 643-668.

- [5] 胡智勇, 陆开宏, 梁晶晶. 根际微生物在污染水体植物修复中的作用[J]. 环境科学与技术, 2010, 33(5):75-80.
- [6] DWIVEDI S, MISHRA A, KUMAR A, et al. Bioremediation potential of genus *Portulaca* L. collected from industrial areas in Vadodara, Gujarat, India[J]. Clean Techn Environ Policy, 2011:1-6.
- [7] GLICK B R, PATTEN C L, HOLGUIN G, et al. Biochemical and Genetic Mechanisms used by Plant Growth Promoting Bacteria[M]. London: Imperial College Press, 1999.
- [8] LI W C, YE Z H, WONG M H. Effects of bacteria on enhanced metal uptake of the Cd/Zn-hyperaccumulating plant, *Sedum alfredii*[J]. J Exp Bot, 2007,58:4173-4182.
- [9] JIANG C Y, SHENG X F, QIAN M, et al. Isolation and characterization of a heavy metal-resistant *Burkholderia* sp. from heavy metal-contaminated paddy field soil and its potential in promoting plant growth and heavy metal accumulation in metalpolluted soil[J]. Chemosphere, 2008,72:157-164.
- [10] RAJKUMAR M, FREITAS H. Influence of metal resistant-plant growth-promoting bacteria on the growth of *Ricinus communis* in soil contaminated with heavy metals[J]. Chemosphere, 2008, 71:834-842.
- [11] XIONG J, HE Z, LIU D. The role of bacteria in the heavy metals removal and growth of *Sedum alfredii* Hance in an aqueous medium[J]. Chemosphere, 2008,70:489-494.
- [12] KHAN M S, ZAIDI A, WANI P A, et al. Role of plant growth promoting rhizobacteria in the remediation of metal contaminated soils[J]. Environ Chem Lett, 2009(7):1-19.
- [13] 程先富, 朱华, 郝李霞, 等. 丘陵山区土壤阳离子交换量(CEC)的空间分布预测[J]. 应用与环境生物学报, 2008,14(4):484-487.
- [14] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3版. 北京:中国农业出版社,2000.
- [15] TESSIER A, CAMPBELL P G C, BISSON M. Sequential extraction procedure for the speciation of trace metals [J]. Anal Chem, 1979,51: 844-851.
- [16] CUNNINGHAM S D, BERTI W R, HUANG J W. Phytoremediation of contaminated soil[J]. Trend Biotechnol, 1995,13(9): 393-397.
- [17] MARSCHNER H, ROMHELD V. In vivo measurement of rootinduced pH changes at the soil-root interface: effect of plant species and nitrogen source[J]. Plant Physiol, 1983,111:241-251.
- [18] LEYVAL C, BERTHELIN J. Rhizodeposition and net release of soluble organic compounds by pine and beech seedlings inoculated with rhizobacteria and ectomycorrhizal fungi[J]. Biol Fertil Soils, 1993,15:259-267.
- [19] 徐卫红, 黄河, 王爱华, 等. 根系分泌物对土壤重金属活化及其机理研究进展[J]. 生态环境, 2006, 15(1):184-189.
- [20] 魏树和, 周启星, 王新. 一种新发现的超积累植物龙葵[J]. 环境科学, 2005,26(3):167-171.
- [21] GARBISU C, HERNANDEZ-ALLICA J, BARRUTIA O, et al. Phytoremediation: a technology using green plants to remove contaminants from polluted areas[J]. Rev Environ Health, 2002,17:75-90.
- [22] GUALA S D, VEGA F A, COVELO E F. Development of a model to select plants with optimum metal phytoextraction potential[J]. Environ Sci Pollut Res, 2011, 18(6): 997-1003.
- [23] LI Y M, CHANEY R L, ANGLE J S, et al. Phytoremediation of heavy metal contaminated soils[M]// WISE D L, TRANTOLO D J, CICHON E J, et al. Bioremediation of Contaminated Soils. New York: Marcel Dekker, 2000: 837-857.
- [24] LIANG H M, LIN T H, CHIOU J M, et al. Model evaluation of the phytoextraction potential of heavy metal hyperaccumulators and non-hyperaccumulators[J]. Environ Pollut, 2009,157(6):1945-1952.
- [25] BLAYLOCK M J, SALT D E, DUSHENKOV S, et al. Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents[J]. Environ Sci Technol, 1997,31:860-865.
- [26] CONESA H M, GARCI'A G, FAZ A', et al. Dynamics of metal tolerant plant communities' development in mine tailings from the Cartagena-La Unio'n Mining District (SE Spain) and their interest for further revegetation purposes[J]. Chemosphere, 2007,68:1180-1185.

水由于密度小而浮在表层,率先影响取水口附近的氯度。

陈行水库的调度与库内外的氯度密切相关,同时需要考虑库内的水位、上游氯度变化以及水库表面风场的变化情况。本研究可为河口水库的优化运行提供科学依据,同时为水库的调度管理提供经验。

[参 考 文 献]

- [1] 刘登国,卢士强,林卫青. 陈行水库水质模型与自净规律研究[J]. 水资源保护, 2005, 21(2): 40-45.
- [2] 顾玉亮,乐勤. 长江口陈行水源地盐水入侵分析及预报[J]. 城市公用事业, 2004, 18(2): 19-20.
- [3] 王国峰,乐勤. 长江口北支盐水入侵对陈行水库取水口的影响[J]. 城市给排水, 2003, 17(4): 21-22, 45.
- [4] 顾玉亮,吴守培,乐勤. 北支盐水入侵对长江口水源地影响研究[J]. 人民长江, 2003, 34(4): 1-3, 16, 48.
- [5] 中华人民共和国卫生部,中国国家标准化管理委员会. GB 5749—2006 生活饮用水卫生标准[S]. 北京:中国标准出版社, 2006.
- [6] 徐建益,袁建忠. 长江口南支河段盐水入侵规律的研究[J]. 水文, 1994, 83(5): 1-6, 63.
- [7] 肖成猷,沈焕庭. 长江河口盐水入侵影响因子分析[J]. 华东师范大学学报:自然科学版, 1998(3): 74-80.
- [8] 沈焕庭,茅志昌,朱建荣. 长江河口盐水入侵[M]. 北京:海洋出版社, 2003.
- [9] 贺松林,丁平兴,孔亚珍. 长江口南支河段枯季盐度变异与北支咸水倒灌[J]. 自然科学进展, 2006, 16(5): 584-589.
- [10] 上海城投原水有限公司. 长江口氯化物实时监测系统深化研究[R]. 上海:上海城投原水有限公司, 2010: 4-41.
- [11] 朱建荣,吴辉,李路,等. 极端干旱水文年(2006)中长江河口的盐水入侵[J]. 华东师范大学学报:自然科学版, 2010(4): 1-6, 25.

(上接第 10 页)

- [27] 裴昕,郭智,李建勇,等. 刈割对龙葵生长和富集镉的影响及其机理[J]. 上海交通大学学报, 2007, 25(2): 125-129.
- [28] BAKER A J M, BROOKS R R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements: A review of their distribution, ecology and phytochemistry[J]. Biorecovery, 1989(1): 811-826.
- [29] BAKER A J M, BROOKS R R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate elements—a review of their distribution, ecology and phytochemistry[J]. Biorecovery, 1989(1): 81-126.
- [30] KOVÁČIK J, BAČKOR M, KADUKOVÁ J. Physiological responses of matricaria chamomilla to cadmium and copper excess [J]. Environmental Toxicology, 2008, 23(1): 123-130.
- [31] SALT D E, PRINCE R C, PICKERING I J, et al. Mechanisms of cadmium mobility and accumulation in Indian mustard [J]. Plant Physiol, 1995, 109(4): 1427-1433.
- [32] MARGESIN R, PLAZA G A, KASENBACHER S. Characterization of bacterial communities at heavy-metal-contaminated sites[J]. Chemosphere, 2011, 82: 1583-1588.
- [33] 朱丽霞,章家恩,刘文高. 根系分泌物与根际微生物相互作用研究综述[J]. 生态环境, 2003, 12(1): 102-105.
- [34] WHITFIELD ÅSLUND M L, RUTTER A, REIMER K J, et al. The effects of repeated planting, planting density, and specific transfer pathways on PCB uptake by Cucurbita pepo grown in field conditions[J]. Science of the Total Environment, 2008, 405(1-3): 14-25.