

湿地植物铅的富集特征及根际铅移动性的影响因素研究

杨俊兴¹, 郑国砥¹, 胡健², 杨军^{1*}, 郭俊梅¹, 周小勇¹, 曹柳³, 焦玉宇³

(1 中国科学院地理科学与资源研究所环境修复中心, 北京 100101; 2 中国科学院地球化学研究所, 贵阳 550081;
3 济源市环境科学研究所, 河南济源 459000)

摘要:【目的】揭示湿地植物铅的富集特征及根际铅移动性影响因素的作用机理, 为人工湿地修复重金属污染水体提供理论指导和依据。【方法】通过根箱法研究了五种挺水湿地植物(大叶皇冠草、黑籽荸荠、圆币草、草龙、小婆婆纳)根际 pH、氧化还原电位(Eh)、Fe²⁺和 Fe³⁺浓度、铅(Pb)的化学形态及移动性的变化。【结果】与非根际相比, 五种植物根际 pH 下降, Fe²⁺和 Fe³⁺浓度显著下降, Eh 显著升高, Pb 的移动性显著降低 ($P < 0.05$)。与非根际相比, 根际 pH 下降幅度为 0.1~0.4 个单位, 根际 Fe²⁺和 Fe³⁺浓度下降幅度为 0.6~2.7 mmol/kg。土壤中铅的存在形态主要以残渣态为主(36.39%~47.54%), 其次是铁锰氧化物结合态(30.16%~41.64%)、有机质结合态(8.85%~15.08%)和碳酸盐结合态(6.89%~12.46%)。五种湿地植物根际 Pb 的移动性降低的主要原因是根际碳酸盐结合态 Pb 含量显著下降, 其中大叶皇冠草受根际 pH、Eh、Fe³⁺和 Fe²⁺的影响导致其根际 Pb 移动性降低效应最为显著。【结论】五种供试植物 Pb 主要分布在根部; 根表富集的铁膜数量显著高于锰膜数量; 供试植物根际 Fe³⁺含量与 Pb 的移动性因子呈极显著正相关, 湿地植物根系铁氧化能力对降低其根际重金属的移动性有重要作用。本研究为人工湿地修复重金属污染水体提供了有力的理论依据。

关键词: 铅; 土壤污染; 湿地植物; 移动因子; 根际

Characterization of Pb accumulation and factors influencing Pb mobility in rhizosphere soils of wetland plants

YANG Jun-xing¹, ZHENG Guo-di¹, HU Jian², YANG Jun^{1*}, GUO Jun-mei¹, ZHOU Xiao-yong¹, CAO Liu³, JIAO Yu-zi³
(1 Center for Environmental Remediation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; 2 Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081, China;
3 Institute of Environmental Science of Jiyuan City, Jiyuan, Henan 459000, China)

Abstract: 【Objectives】 Characterization of Pb accumulation and factors influencing Pb mobility in rhizosphere soils of wetland plants could provide theoretical guidance on the remediation of heavy metal polluted water in constructed wetland. 【Methods】 A rhizobox experiment was conducted to compare iron (Fe) oxidation and variation of pH, redox potential (Eh) and fractions of lead (Pb) in rhizosphere and non-rhizosphere soils of five emergent-rooted wetland plants, *Echinodorus macrophyllus*, *Eleocharis geniculata*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Jussiaea linifolia* and *Veronica serpyllifolia*. 【Results】 The results showed that all the wetland plants decreased pH and concentrations of Fe(II) and Fe(III) but increased the Eh in the rhizosphere soils. The pH in rhizosphere soils was significantly lower ($P < 0.05$) than that in non-rhizosphere soils, with differences in a range of 0.1–0.4 pH units. Concentrations of extractable Fe(II) and Fe(III) in the rhizosphere soils were significantly lower than those in the bulk soils, with differences in a range of 0.6–2.7 mmol/kg. In rhizosphere and non-rhizosphere soils, Pb was mainly in RES (36.39%–47.54%) and OX (30.16%–41.64%), followed by OM (8.85%–15.08%) and WSA (6.89%–12.46%), and EX was again below the detection limit. Lead was transformed from unstable

收稿日期: 2017-06-12 接受日期: 2018-04-10

基金项目: 国家重点研发计划项目(2018YFD0800601); 国家自然科学基金项目(41771509, 41771510, 30570345, 41201312, 41271478)资助。

联系方式: 杨俊兴 Tel: 010-64888060, E-mail: yangjx@126.com; * 通信作者 杨军 Tel: 010-64888087, E-mail: Yangj@jgsnr.ac.cn

fractions (WSA) to more stable fractions (OX) in the rhizosphere soils, so decreased their potential metal mobility factors (MFs). Among the five plants, *E. macrophyllus* with higher iron oxidation ability on root surface and in rhizosphere possessed the greatest ability to reduce the MFs of Pb in the rhizosphere soils.

【 Conclusions 】 Pb in the five plants is mainly distributed in roots. The amounts of Fe plaque on root surfaces were significantly higher than the amounts of Mn plaque on root surfaces. Wetland plants, with higher iron oxidation ability in rhizospheres and root surfaces, may thus be effective in decreasing potential long-term heavy metal bioavailability. Our results will provide strong theoretical basis for the restoration of heavy metal polluted water by constructing wetland.

Key words: lead; soil contamination; wetland plant; mobility factor; rhizosphere

湿地植物能够生长在淹水、缺氧和还原的土壤中是因为它们地上部分能够将空气中的氧气输送到地下部分供根呼吸, 剩余的氧可以通过根系释放至根际, 即根系放氧 (radial oxygen loss, ROL)^[1]。湿地植物地上部分将这些氧气输送到根部除了满足根部呼吸外, 还可以引起一些植物根际发生变化, 如 pH 升降和根际铁氧化。根际 pH 的变化可能由两方面的原因导致, 一是植物吸收土壤中的阳离子较多, 为保持土壤离子平衡, 根向土壤分泌质子; 另一个是植物根和土壤之间二氧化碳的传递, 植物根部和根际微生物呼吸产生的二氧化碳传送到土壤导致被土壤吸收^[2-3]。根际铁的氧化主要是通过根际释放的氧气和土壤中的亚铁离子 (Fe^{2+}) 反应生成难溶的铁的氢氧化物^[4]。因此, 根际 pH 的变化和铁的氧化会对湿地植物根际土壤重金属形态变化产生影响, 从而影响湿地植物对重金属的吸收和累积。

近年来一些学者利用根箱 (rhizobox) 和根袋 (rhizobag) 研究湿地植物 (含水稻) Pb 的富集特征及根际铅移动性的影响因素。Lin 等^[5-6]研究发现水稻根际土壤溶液中 Pb 含量高于非根际, 认为氧化还原电位 (Eh) 和 pH 变化是导致根际土壤 Pb 形态变化的直接原因。但邢轶兰等^[7]报道水稻根际土壤中 Pb 的有效性低于非根际。此外, Cheng 等^[8]研究表明不同根部氧化能力的水稻品种根际土壤 Pb 有效性差异较大。对三种不同的湿地植物 (风车草、棒头草、沼地蓼) 研究也发现, 这三种湿地植物根际有效态 Pb 均低于非根际, 其中根部氧化能力较强的植物根际 Pb 活性较低^[9-10]。最近, Yang 等^[11]发现提高湿地植物根表和根际铁膜含量可有效增加对其根际 Pb 的吸附。

但上述研究大多采用人工加入重金属模拟污染土壤, 考虑到土壤重金属形态分布变化的动力学过程, 该法获得的结果与实际重金属污染土壤有一定的偏差。因此, 本研究选取五种常见挺水湿地植物 (大叶皇冠草、黑籽荸荠、圆币草、草龙、小婆婆纳)

为试验材料, 这些湿地植物具有生长速度快、分布广和对营养元素需求低的特点, 通过根箱法研究种植在实际铅污染土壤中的植物根际 pH、氧化还原电位 (Eh)、铁的氧化及重金属化学形态的变化, 一方面可以揭示湿地植物根际 pH、Eh、铁的氧化与其根际铅形态变化之间的作用机理, 另一方面也为人工湿地修复重金属污染水体提供理论指导和依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

五种常见挺水湿地植物分别为大叶皇冠草 (*Echinodorus amazonicus*)、黑籽荸荠 (*Eleocharis geniculata*)、圆币草 (*Hydrocotyle vulgaris*)、草龙 (*Jussiaea linifolia*)、小婆婆纳 (*Veronica serpyllifolia*)。供试湿地植物的苗和种子均是从无重金属污染的地方采集得到。所选植物育苗方式分为营养繁殖和种子培育两种, 其中大叶皇冠草、圆币草和小婆婆纳为营养繁殖; 草龙和黑籽荸荠为种子培育。选取生长大小较为一致的植物幼苗, 进行根际箱实验。

1.2 试验方法

供试土壤取自广东某矿区附近农田污染土 (0—20 cm 耕层)。其基本理化性质如下: pH(土:水 = 1:2.5) 6.31、有机质含量 11.61 g/kg、全氮 0.692 g/kg、全磷 0.486 g/kg、全钾 12.71 g/kg、有效磷 1.95 mg/kg、速效钾 40.8 mg/kg、总铅 312 mg/kg [土壤铅浓度超过国家土壤环境质量二级标准 (GB 15618-1995)]、总铁 15.7 g/kg、总锰 1.03 g/kg、阳离子交换量 4.89 cmol/kg。所用污染土壤均自然风干后磨碎, 除去石砾、植物残体, 过 1 mm 筛备用。

所采用根际箱用有机玻璃制成, 规格为 15 cm (底边) × 15 cm (底边) × 12 cm (高), 顶部开口。每个根际箱内被带有机玻璃框架的尼龙网 (孔径 50 μm)

相隔分成中间 (0~2 mm)(种植植物)、距中心 2~4 mm (根际, 表示为 S1)、4~8 mm (近根际, 表示为 S2)、8~40 mm (远根际, 表示为 S3)、大于 40 mm (非根际, 表示为 S4)。尼龙网的面积为 180 cm² (15 cm × 12 cm), 塑料框架的厚度为 2 mm。根际箱的中间由两个框架相对拼合而成一个区间, 厚度为 4 mm。以这个区间的中间线为中心, 在左右两边距中心 4、8、40 mm 处分别插入尼龙网框架。

根际箱试验在中山大学生命科学学院温室内进行。每个根际箱装污染土 3 kg, S1、S2、S3 和 S4 每侧分别装土 40、80、640 和 740 g。选取生长良好、大小一致的植物幼苗, 移栽于每个根际箱的中间部分, 每个根际箱移栽两株植物, 每种植物 4 次重复, 全部在淹水的条件下培养 5 个月 (3 月初—7 月底) 后收获。试验期间温度为 18~28℃, 光照为自然光, 相对湿度为 65%~85%。生长过程中, 所种植的五种植物均未发现缺素症状, 因此没有追施肥料。收获时, 除草龙外, 大叶皇冠草、黑籽荸荠、圆币草和小婆婆纳的植物地上部基本占据了 4 mm 的根际区域。

1.3 测定方法

1.3.1 湿地植物根际 pH 和 Eh 的测定 收获植物前, 分别测定各处理植物近根际 (S2) 土壤 Eh。植物收获后, 小心取出根际箱内各部分土壤, 风干, 磨碎, 过 0.2 mm 筛, pH 值的测定用去离子水: 土 2.5: 1 混合, 达平衡后用 pH 计测定。所用仪器型号为 pH/Oxdi 340i(新加坡制)。

1.3.2 湿地植物根表铁膜、地上部分及根部重金属含量的测定 将收获后的湿地植物用超纯水洗净根部, 然后用 DCB 法^[12]提取植物根表铁膜, 提取液定容后用 ICP-AES 测定溶液中的 Pb、Fe 和 Mn 元素含量。植株根表 Fe、Mn 胶膜数量用 mg/kg(根干重) 表示。

湿地植物提取铁膜后将植物用超纯水洗净, 于 65℃ 烘箱中烘干至恒重, 将地上部和地下部分分开, 分别称量干重。

将烘干后的样品剪碎, 称取植物样约 0.5 g 放入消化管中, 加入 5 mL 浓硝酸 (超级纯), 浸泡过夜; 放入消化炉内 90℃ 30 min→140℃ 30 min→180℃ 1 h→冷却→1 mL HClO₄→160℃ 20 min→180℃ 2 h→冷却后用超纯水定容; 然后用德国耶拿原子吸收光谱仪 (Zeenit 700 型) 测定消解溶液中 Pb、Fe 和 Mn 的浓度。为了进行质量控制, 测试样品中包含空白和标准物质 GSV-2(灌木枝叶成分分析标准物质)(中国地质科学院地球物理地球化学勘查研究

所)。Pb、Fe 和 Mn 的回收率为 90%±10%。

1.3.3 土壤可提取态 Fe³⁺和 Fe²⁺的测定 植物收获后, 测定 S1、S2、S3 和 S4 层土壤可溶性铁的浓度 (Fe³⁺和 Fe²⁺)^[13]。

1.3.4 土壤 Pb 化学形态的测定 用连续提取法^[14]提取土壤中不同形态的 Pb, 包括可交换态 (EX)、碳酸盐结合态 (WSA)、铁锰氧化物结合态 (OX)、有机质结合态 (OM) 和残渣态 (RES)。

1.4 数据统计分析

重金属的移动性因子 (mobility factor, MF) 公式^[15]: $MF = (EX + WSA) / (EX + WSA + OX + OM + RES) \times 100\%$ 。

采用 SPSS 19 统计软件处理数据, 所获取的计量资料基本满足正态分布, 以均数 ± 标准差表示, 不同植物或根际与非根际间比较采用方差分析 (ANOVA), 进一步两两比较采用 LSD 检验或 T 检验。

2 结果与分析

2.1 五种湿地植物根际 pH 和 Eh

从图 1 可知, 未种植物的污染土即对照土的 pH 均显著高于根际土 pH ($P < 0.05$)。与非根际土相比, 五种供试植物的根际土的 pH 均显著下降, 特别是根际土的 pH 显著低于近根际和非根际土的 pH ($P < 0.05$), 大叶皇冠草根际 pH 下降幅度较大, 下降幅度为 4.8%。五种供试植物根际 pH 下降范围是 0.2~0.4。五种供试植物非根际土的 pH 和对照土的 pH 差异不显著。

因为根际 (S1) 设计宽度只有 2 mm, 测定氧化还原电位 (Eh) 时, 电极不能插入其中。故选择近根际 (S2) 土的 Eh 来进行测定。从图 2 可知, 对照土壤的 Eh 显著低于栽种黄冠草和小婆婆纳的近根际 (S2) 土壤的 Eh ($P < 0.05$)。五种供试植物近根际土的 Eh 有差异, 大叶皇冠草和小婆婆纳近根际 (S2) 的 Eh 高于黑籽荸荠、圆币草和草龙 ($P < 0.05$)。

2.2 五种湿地植物对铅的吸收和累积

从表 1 可知, 五种湿地植物体内和根表铁膜铅的含量有显著差异 ($P < 0.05$)。大叶皇冠草根部 Pb 含量和根表铁膜 Fe、Mn 含量显著高于其他四种植物, 其地上部 Pb 含量低于其他四种植物, 小婆婆纳地上部 Pb 含量高于其他四种植物。五种供试植物 Pb 主要分布在根部, 其次是根表铁膜, 地上部分最少。五种供试植物根表富集的铁膜浓度显著高于锰膜浓度 ($P < 0.05$)。

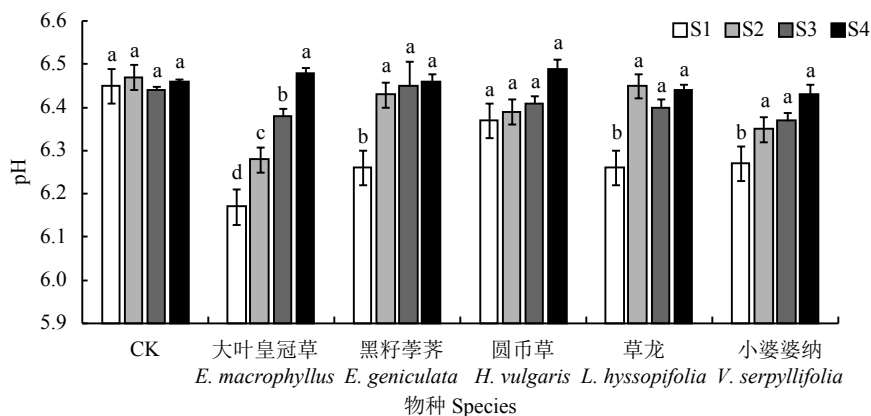


图 1 五种植物根际和非根际土壤的 pH(平均值 ± 标准误, $n = 4$)

Fig. 1 pH values of the rhizosphere and non-rhizosphere soils after 5 months (mean ± SE, $n = 4$)

[注 (Note): 柱上不同字母表示同种植物根际土壤 pH 在 0.05 (LSD-检验) 水平上差异显著

Different letters above the bars of the same plant mean significantly different among the rhizosphere soils at the level of $P < 0.05$ (LSD-test)].

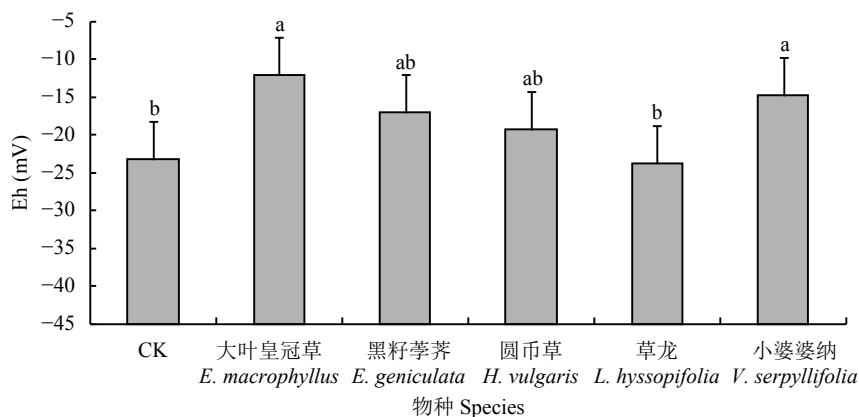


图 2 五种植物近根际 (S2) 土壤的 Eh(平均值 ± 标准误, $n = 4$)

Fig. 2 Eh values in the near rhizosphere (S2) soils after plant growth for a period of 5 months (mean ± SE, $n = 4$)

[注 (Note): 柱上不同字母表示近根际土壤 Eh 在 0.05 (LSD-检验) 水平上差异显著

Different letters above the bars mean significantly different among the near rhizosphere soils at the level of $P < 0.05$ (LSD-test)].

表 1 五种植物体内的 Pb 浓度及根表铁膜 Pb、Fe 和 Mn 的浓度 (mg/kg)(平均值 ± 标准误, $n = 4$)

Table 1 Concentrations of Pb in shoot and root tissues and concentrations of Pb, Fe and Mn in iron plaque on root surface of five wetland plants grown in rhizoboxes filled with the soil contaminated by Pb for a period of 5 months (mean ± SE, $n = 4$)

物种 Species	根铅浓度 Pb-root	地上部铅浓度 Pb-shoot	铁膜 Iron plaque		
			Pb	Fe	Mn
大叶皇冠草 <i>Echinodorus macrophyllus</i>	561 ± 74 a	17 ± 5 c	171 ± 3 b	64662 ± 14033 a	22135 ± 2106 a
黑籽荸荠 <i>Eleocharis geniculata</i>	130 ± 5 b	50 ± 7 ab	281 ± 9 a	33973 ± 9710 b	5764 ± 1671 c
圆币草 <i>Hydrocotyle vulgaris</i>	93 ± 12 b	38 ± 2 abc	50 ± 9 c	7483 ± 243 c	1435 ± 72 d
草龙 <i>Jussiaea linifolia</i>	106 ± 4 b	31 ± 9 bc	133 ± 7 b	12133 ± 488 bc	4410 ± 455 cd
小婆婆纳 <i>Veronica serpyllifolia</i>	132 ± 17 b	59 ± 12 a	176 ± 42 b	20953 ± 2773 bc	9904 ± 1301 b

注 (Note): 同列数据后不同字母表示不同植物在 0.05 (LSD 检验) 水平上差异显著 Values followed by different letters in the same column are significantly different at the level of $P < 0.05$.

2.3 五种湿地植物根际和非根际 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 浓度

由表 2 可知, 未种植物的对照土 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 浓度均显著高于供试根际土 ($P < 0.05$), 和五种供试植物

非根际土中的 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 浓度相比差异不显著。五种供试植物根际土的 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 浓度也显著低于其非根际土的 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 浓度 ($P < 0.05$)。五种供试植物之间

表 2 五个月后五种植物根际和非根际土的可提取态二价铁和三价铁的浓度 (平均值 \pm 标准误, $n = 4$)Table 2 Concentrations of extractable Fe^{2+} and Fe^{3+} in rhizosphere and nonrhizosphere soils of the five plants grown in rhizoboxes filled with the soil contaminated by Pb for a period of 5 months (mean \pm SE, $n = 4$)

物种 Species	Fe^{2+} (mmol/kg)			
	S1	S2	S3	S4
大叶皇冠草 <i>Echinodorus macrophyllus</i>	0.70 \pm 0.22 cB	0.87 \pm 0.05 cB	1.14 \pm 0.09 bA	1.28 \pm 0.01 bA
黑籽荸荠 <i>Eleocharis geniculata</i>	0.73 \pm 0.12 cB	0.86 \pm 0.11 cB	1.07 \pm 0.07 cA	1.11 \pm 0.05 cA
圆币草 <i>Hydrocotyle vulgaris</i>	0.86 \pm 0.14 bC	1.09 \pm 0.21 bB	1.22 \pm 0.09 bA	1.22 \pm 0.12 bcA
草龙 <i>Jussiaea linifolia</i>	0.89 \pm 0.15 bB	1.01 \pm 0.07 bA	1.10 \pm 0.12 bcA	1.18 \pm 0.14 bcA
小婆婆纳 <i>Veronica serpyllifolia</i>	0.89 \pm 0.12 bC	0.97 \pm 0.06 bcB	1.10 \pm 0.08 bcB	1.24 \pm 0.09 bcA
CK	1.89 \pm 0.18 aA	1.56 \pm 0.08 aA	1.70 \pm 0.14 aA	1.55 \pm 0.11 aA

物种 Species	Fe^{3+} (mmol/kg)			
	S1	S2	S3	S4
大叶皇冠草 <i>Echinodorus macrophyllus</i>	2.44 \pm 0.15 cB	2.93 \pm 0.24 dB	4.35 \pm 0.27 bA	4.43 \pm 0.14 bcA
黑籽荸荠 <i>Eleocharis geniculata</i>	3.19 \pm 0.12 bC	3.39 \pm 0.32 cC	4.60 \pm 0.23 abB	5.20 \pm 0.17 abA
圆币草 <i>Hydrocotyle vulgaris</i>	2.60 \pm 0.10 bcC	3.31 \pm 0.17 bcB	5.08 \pm 0.42 aA	5.24 \pm 0.30 aA
草龙 <i>Jussiaea linifolia</i>	3.15 \pm 0.08 bB	3.46 \pm 0.35 bcB	4.50 \pm 0.26 abA	4.72 \pm 0.27 bA
小婆婆纳 <i>Veronica serpyllifolia</i>	2.64 \pm 0.21 cD	3.77 \pm 0.12 bC	4.60 \pm 0.34 abB	5.13 \pm 0.32 abA
CK	5.09 \pm 0.14 aA	5.24 \pm 0.19 aA	5.07 \pm 0.35 aA	5.23 \pm 0.16 abA

注 (Note): 数据后不同小写字母表示不同植物在 0.05 (LSD 检验) 水平上差异显著, 不同大写字母表示同种植物根际和非根际在 0.05 (LSD 检验) 水平上差异显著 Values followed by different lowercase letters in the same column and different capital letters in the same row and same Fe form (Fe^{2+} or Fe^{3+}) indicate significant differences among plant species and zones at the level of $P < 0.05$, respectively.

根际土的 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 浓度差异也较为显著 ($P < 0.05$), 其中大叶皇冠草根际 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 浓度显著低于其他四种植物根际的 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 浓度 ($P < 0.05$)。

2.4 五种植物根际和非根际 Pb 形态分布

由表 3 可知, 五种供试植物根际和非根际 Pb 形态分布不同。EX-Pb 由于含量较低均检测不出。五种供试植物根际和非根际土壤中的 Pb 形态主要以 RES 为主 (36.39%~47.54%), 其次是 OX(30.16%~41.64%)、OM(8.85%~15.08%) 和 WSA(6.89%~12.46%)。其中, S1 和 S2 土壤中的 WSA-Pb 和 RES-Pb 浓度显著降低, OX-Pb 和 OM-Pb 浓度则显著增加 ($P < 0.05$)。五种供试植物中, 大叶皇冠草根际 (S1) WSA-Pb 显著低于其他植物, OM-Pb 则显著高于其他植物 ($P < 0.05$)。

由表 4 可知, 五种供试植物对其根际和非根际的 Pb 移动性具有显著影响。五种供试植物的根际土 (S1) Pb 的移动因子 (MF) 均显著低于非根际土 (S2、S3、S4) 的 MF ($P < 0.05$)。S2、S3 和 S4 土之间 Pb 的移动性因子差异不显著。五种供试植物根际土 Pb 移动因子也有显著差异, 大叶皇冠草根际土 (S1) Pb 的

移动因子显著低于黑籽荸荠、圆币草和草龙 ($P < 0.05$), 草龙根际土 (S1) Pb 的移动因子最高。

3 讨论

3.1 湿地植物根际 pH 和 Eh

有研究发现, 酸性土壤在淹水还原状态下, pH 会逐渐提高, 并达到中性左右; 而碱性土壤在淹水还原条件下, pH 值会降至中性左右^[16-17]。本试验结果表明, 未种植植物的对照土 pH 在淹水五个月后, pH 上升 0.2~0.5 个单位, 更接近中性。而种植植物根际土 (S1) 的 pH 则下降 0.1~0.4 个单位。这五种供试植物根际 pH 下降可能是由于根系对阴阳离子吸收不平衡造成的。有研究发现水稻在淹水条件下, 对氮的吸收主要以铵盐为主, 在其过程中根系会分泌一些质子来平衡阴阳离子吸收的不平衡^[18]。另外, 造成根际 pH 不同于非根际的因素很多, 除了根系对阴阳离子吸收的不平衡和呼吸和微生物代谢产生的二氧化碳外, 根系分泌的有机物也有一定的影响, 此外, 植物种类、土壤缓冲性能、肥料类型等都会影响根际 pH^[19]。

表 3 五个月后五种植物根际和非根际土铅形态分布 (%) (平均值, $n = 4$)Table 3 Effects of the five wetland plants on relative distribution of Pb fractions (% of total Pb content) in rhizosphere and non-rhizosphere soils for a period of five months (mean, $n = 4$)

物种 Species	S1	S2	S3	S4
WSA-Pb				
大叶皇冠草 <i>Echinodorus macrophyllus</i>	6.89 cD	8.52 cC	10.49 aB	11.56 bA
黑籽荸荠 <i>Eleocharis geniculata</i>	8.85 abB	9.84 bB	11.15 aA	11.83 aA
圆币草 <i>Hydrocotyle vulgaris</i>	8.20 bD	9.96 bC	11.23 aB	12.46 aA
草龙 <i>Jussiaea linifolia</i>	9.84 aC	10.49 abC	11.81 aB	12.13 aA
小婆婆纳 <i>Veronica serpyllifolia</i>	7.21 cC	11.21 aA	11.37 aA	12.37 aA
OX-Pb				
大叶皇冠草 <i>Echinodorus macrophyllus</i>	41.64 aA	38.03 aB	36.72 aB	33.77 aC
黑籽荸荠 <i>Eleocharis geniculata</i>	38.03 bA	37.05 aA	35.41 aB	32.46 bC
圆币草 <i>Hydrocotyle vulgaris</i>	39.02 abA	36.85 bB	34.75 bC	33.44 abC
草龙 <i>Jussiaea linifolia</i>	37.70 bA	34.10 cB	31.80 cC	30.16 cC
小婆婆纳 <i>Veronica serpyllifolia</i>	39.67 aA	37.87 aA	33.44 bB	34.1 aB
OM-Pb				
大叶皇冠草 <i>Echinodorus macrophyllus</i>	15.08 aA	12.46 aB	11.15 aC	10.82 aC
黑籽荸荠 <i>Eleocharis geniculata</i>	12.79 cA	11.33 abAB	10.49 aB	9.51 aB
圆币草 <i>Hydrocotyle vulgaris</i>	12.13 cA	10.57 bAB	9.51 bB	8.85 bB
草龙 <i>Jussiaea linifolia</i>	13.11 bcA	11.87 aAB	11.34 aB	10.16 aB
小婆婆纳 <i>Veronica serpyllifolia</i>	14.10 aA	12.14 aB	10.16 aC	9.51 aC
RES-Pb				
大叶皇冠草 <i>Echinodorus macrophyllus</i>	36.39 bB	40.98 bA	41.64 bA	41.31 dA
黑籽荸荠 <i>Eleocharis geniculata</i>	40.33 aC	41.97 aC	42.95 bB	46.23 abA
圆币草 <i>Hydrocotyle vulgaris</i>	40.66 aC	42.32 aB	44.26 aA	45.25 bA
草龙 <i>Jussiaea linifolia</i>	39.34 aC	43.61 aB	45.25 aA	47.54 aA
小婆婆纳 <i>Veronica serpyllifolia</i>	39.02 abB	40.66 bB	44.59 aA	43.93 cA

注 (Note): 数据后不同小写字母表示不同植物在 0.05 (LSD 检验) 水平上差异显著, 不同大写字母表示同种植物根际和非根际在 0.05 (LSD 检验) 水平上差异显著 Values followed by different lowercase letters in the same column and different capital letters in the same row and same metal fraction (% of total metal content) indicate significant differences among plant species and zones at the level of $P < 0.05$, respectively.

湿地植物由于具有根系渗氧功能 (ROL), 根际 Eh 要高于非根际^[20]。本试验结果也证实了这一点。五种植物近根际土 (S2) 的 Eh 均高于未种植植物的土壤 Eh。其中大叶皇冠草和小婆婆纳两种植物的 Eh 显著高于其他三种植物的 Eh, 表明这两种植物根系有较强的放氧能力。

3.2 五种湿地植物根际和非根际 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 浓度

本试验结果表明, 五种供试植物根际土 (S1) 的 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 浓度显著低于非根际土 (S3 和 S4) 的 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 浓度。这五种供试植物根际 Fe^{2+} 浓度下降

的原因可能是根系对 Fe^{2+} 吸收和氧化造成的。与 Fe^{3+} 相比, Fe^{2+} 的可溶性明显提高, 更容易被植物吸收^[21-22]。土壤在淹水状态下, 土壤中高价位的 Fe^{3+} 、 Mn^{4+} 等离子会被还原为 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 等离子。淹水条件下, Fe^{2+} 含量的增加在一定程度上增大了根系与土壤中 Fe^{2+} 的接触机会, 由于湿地植物根部的放氧作用, 使得根际还原态 Fe^{2+} 被氧化而在根表和根际沉积下来。五种供试植物根际 Fe^{3+} 浓度下降的原因可能是 Fe^{3+} 转化为 Fe^{2+} 导致。其中大叶皇冠草根际 Fe^{3+} 和 Fe^{2+} 的浓度显著低于其他四种植物, 进一步表明大叶

表 4 五个月后五种植物根际和非根际土铅的移动性因子 (%) (平均值, $n = 4$)Table 4 Effects of the five wetland plants on mobility factor of Pb (%) in rhizosphere and non-rhizosphere soils for a period of five months (mean, $n = 4$)

物种 Species	移动性因子 MF (%)			
	S1	S2	S3	S4
大叶皇冠草 <i>Echinodorus macrophyllus</i>	6.89 bC	8.52 bB	10.49 aA	11.56 aA
黑籽荸荠 <i>Eleocharis geniculata</i>	8.85 aB	9.84 abAB	11.15 aA	11.83 aA
圆币草 <i>Hydrocotyle vulgaris</i>	8.20 aB	9.96 abAB	11.23aA	12.46 aA
草龙 <i>Jussiaea linifolia</i>	9.84 aB	10.49 aAB	11.81 aA	12.13 aA
小婆婆纳 <i>Veronica serpyllifolia</i>	7.21 bB	11.21 aA	11.37 aA	12.37 aA

注 (Note): 数据后不同小写字母表示不同植物在 0.05 (LSD 检验) 水平上差异显著, 不同大写字母表示同种植物根际和非根际在 0.05 (LSD 检验) 水平上差异显著 Values followed by different lowercase letters in the same column and different capital letters in the same row indicate significant differences among plant species and zones at the level of $P < 0.05$, respectively.

皇冠草根系有较强的根际铁氧化能力。

虽然五种植物近根际土 (S2) 的 Eh 均高于未种植植物土的 Eh, 但是数值均低于 0, 但从五种植物根表富集了较多的铁膜来看, 植物根表和根际 (S1) 的 Eh 明显高于近根际 (S2)。有研究认为植物根际 Eh 为 100~200 mV 左右时, 植物根表才能形成较多的铁膜^[23]。唐罗忠等报道, 当 Eh 高于 200 mV 时, 湿地土壤中 Fe^{2+} 浓度很低, 但 Eh 低于 200 mV 时, 湿地土壤中的 Fe^{2+} 浓度不断提高, 说明 Fe^{3+} 向 Fe^{2+} 转化所导致^[22]。但也有研究发现 Eh 高于 200 mV 时, 土壤仍然会有较高的 Fe^{2+} 浓度存在^[24]。这些研究结果进一步表明, 土壤种类不同, 即土壤性质不同, 会出现不同的研究结果。同时土壤 pH 对铁化合物的溶解性影响很大, 这也决定了铁还原反应的难易程度。也有研究发现, 铁还原的临界 Eh 值在 pH 6~7 时约为 100 mV, pH 为 5 时约为 300 mV, pH 为 8 时约为 -100 mV^[25]。就本实验结果来看, 五种湿地植物根际 pH 范围在 6~7, 根际 Eh 在 100~200 mV 左右, 在满足铁的还原条件的同时, 根系渗氧将根际 Fe^{2+} 氧化, 在根表形成铁膜, 由此可见根际土壤 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 浓度的降低是和环境吻合的。

3.3 五种湿地植物铅的吸收和累积

一般植物地上部正常的 Pb 含量是 8.1 mg/kg, 如果地上部分 Pb 浓度超过 27 mg/kg 便可对植物造成毒害^[26]。本实验结果发现, 5 种供试植物地下部分 Pb 浓度远高于其地上部分 (表 1)。湿地植物的这种将重金属不向地上部分转运而对重金属具有较高的耐性已经有大量文献报道^[27-30]。植物对重金属的抗性可以通过两个途径, 即避性和耐性。避性是指一些植物可通过某种外部机制保护自己, 使其不吸收环

境中高含量的重金属从而免受毒害。耐性是指植物体内具有某些特定的生理机制, 能吸收较多的重金属而不受到毒害^[31]。对旱生耐 Zn 植物 *Festuca rubra* 研究发现, 高浓度 Zn 处理可以诱导植物根部细胞内的液泡增多, 以便将过量的锌贮存起来避免毒害^[32]。类似的研究结果在一些湿地植物如宽叶香蒲和芦苇等中也得到证实^[27-28, 33]。

有研究认为铁膜是湿地植物对还原性逆境的一种适应性反应, 这种氧化膜的存在防止一些重金属污染物进入植物根系^[34-35]。就本实验结果来看, 随着根表铁膜数量的增加, 富集在 5 种供试植物根表铁膜中的 Pb 也显著增加 (表 2)。这和人研究铁膜富集重金属的结果较为一致。有研究发现生长在淹水条件下的盐生植被 *Aster tripolium* 富集在根表铁膜中 As 的浓度是非淹水条件下的 40 倍^[36]。也有研究发现水稻根表形成的铁膜对生长介质中锌有富集作用并存在一定的饱和能力^[37]。但也有研究发现湿地植物根表铁膜对一些重金属没有富集作用^[35, 38]。此外, 有研究进一步指出根表铁膜对重金属的吸附能力不仅具有一定的饱和性, 而且吸附在根表铁膜上的比例一般小于总量的 50%, 大部分累积在根部组织中^[39]。

3.4 湿地植物 Pb 分布、铁膜、根际 pH、Eh、 Fe^{2+} 、 Fe^{3+} 、Pb 移动性因子之间的相关性

由表 5 可知, 湿地植物根部 Pb 浓度与根表铁膜中的 Fe 和 Mn 浓度呈显著正相关, 表明根表铁膜的积累对于根部 Pb 的积累有一定的促进作用。而根表铁膜中 Fe、Mn 和 Pb 浓度与根际 Fe^{2+} 浓度均呈负相关关系, 反映了湿地植物不仅在根表增加铁膜含量, 并对植物根际 Fe^{2+} 的氧化产生了促进作用。同时供试植物根际 Fe^{3+} 浓度和 Pb 的移动性因子 (MF) 呈

表 5 供试湿地植物分布, 铁膜, 近根际 (S2) pH、Eh、Fe²⁺ 浓度、Fe³⁺ 浓度、Pb 移动性因子之间的泊松积矩相关系数 (n = 20)Table 5 Person correlation matrix for Pb distribution in root, shoot and plaque, pH, Eh, Fe²⁺ and Fe³⁺ concentrations and MF in rhizosphere soils (S2) of the five wetland plant species (n = 20)

项目 Item	pH	Eh	根铅浓度 Root Pb	地上部铅浓度 Shoot Pb	铁膜铅浓度 Plaque Pb	铁膜铁浓度 Plaque Fe	铁膜锰浓度 Plaque Mn	近根际亚铁 浓度 Fe ²⁺	近根际铁 浓度 Fe ³⁺	近根际铅移 动因子 MF-Pb
pH	1	-0.909*	-0.833	0.356	0.065	-0.719	-0.865	0.323	0.472	0.512
Eh		1	0.708	-0.030	0.351	0.781	0.796	-0.609	-0.327	-0.445
根铅浓度 Root Pb			1	-0.704	0.130	0.926*	0.951*	-0.577	-0.783	-0.817
地上铅浓度 Shoot Pb				1	0.318	-0.490	-0.495	0.087	0.872	0.789
铁膜铅浓度 Plaque Pb					1	0.484	0.269	-0.884*	0.081	-0.076
铁膜铁浓度 Plaque Fe						1	0.922*	-0.836	-0.686	-0.779
铁膜锰浓度 Plaque Mn							1	-0.657	-0.556	-0.617
亚铁浓度 Fe ²⁺								1	0.327	0.470
铁浓度 Fe ³⁺									1	0.984**
铅移动因子 MF-Pb										1

注 (Note): *— $P < 0.05$; **— $P < 0.01$.

极显著正相关, 表明根际 Fe³⁺ 浓度可作为评价湿地植物根际 Pb 移动性的参考指标。pH 和 Eh 与其他指标没有呈显著相关关系。

本试验采用五步连续提取法将重金属形态分为可交换态 (EX)、碳酸盐结合态 (WSA)、铁锰氧化态 (OX)、有机态 (OM) 和残渣态 (RES)。结果表明, 与非根际土 (S2, S3 和 S4) 相比, 五种供试植物根际土 (S1) 的 Pb 移动因子 (mobility factor, MF) 均显著降低。与非根际土相比, 根际土 (S1) 的 WSA-Pb 和 RES-Pb 浓度降低, OX-Pb 和 OM-Pb 浓度升高。由此可见, 供试植物根际 WSA-Pb 降低是导致其根际 Pb 移动性降低的主要原因。其中可交换态 (EX) 比较容易为植物吸收利用, 同时也是重金属对植物产生污染的主要形态, 本试验结果表明可交换态 (EX) 金属只占总量的很小一部分, 如 EX-Pb 浓度较低, 检测不出。碳酸盐结合态 (WSA) 被吸附于碳酸盐表面或者以共沉淀的形式存在, 其迁移活动能力受土壤 pH 的影响很大, 在这五种形态中是移动性较强的一种^[40]。由试验结果可知, 根际土 (S1) 的 WSA-Pb 均显著低于非根际土 (S2, S3, S4), 这可能是由于根际酸化引起的。湿地植物 ROL 氧化根际 Fe²⁺ 的过程中释放的质子会不断地溶解碳酸盐结合态重金属,

导致重金属从这种形态释放出来。同时这些释放出来的重金属可能会被土壤中的铁锰氧化物吸附并形成铁锰氧化态。

因此, 从本研究结果来看, 湿地植物根际土壤的 pH、Eh、Fe³⁺ 和 Fe²⁺ 变化对其根际重金属形态变化有重要作用。大量研究报道, 在淹水条件下, 湿地植物根际无定形铁含量增加, 根际无定形铁的增加将会导致铁锰氧化态重金属浓度的升高^[30]。据报道, 无定形铁对 Pb 的吸附能力大于针铁矿和赤铁矿^[41]。因此, 从本试验结果来看, 根际土 (S1) OX-Pb 浓度显著升高, 原因可能和根际铁含量的升高有关。有研究报道淹水条件下, 湿地土壤中可溶性 Pb 含量和 Fe 含量呈显著正相关^[30]。铁锰氧化态是一种对环境因素比较敏感的结合态, 在淹水条件下土壤 Eh 和 pH 的变化会使该形态铁锰变得不稳定^[42]。根际土 (S1) OX-Pb 浓度下降可能是根际 pH 和 Eh 变化导致的, 其释放的金属可能被植物根际微生物和根系分泌的有机物质所结合, 形成 OM-Pb。在淹水条件下, 水稻根际 As 的移动性主要由根际氧化还原程度所决定^[43]。最近, 有研究发现, 根际氧化能力强的湿地植物和水稻能显著降低根际重金属 (As、Cd、Pb 和 Zn) 的有效性^[11, 44-45]。本试验结果也表明, 渗氧

能力较强和根系生物量最高的大叶皇冠草的根际土(S1)的Pb移动因子(MF)是最低的,这表明湿地植物根系放氧对其根际pH、Eh、Fe³⁺和Fe²⁺的影响会导致其根际Pb在可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化态和有机态之间相互转化,形成一个动态的平衡变化过程。

4 结论

1) 五种供试植物的Pb主要分布在根部,其次是根表铁膜,地上部分最少。大叶皇冠草根Pb含量和根表铁膜中的Pb含量显著高于其他四种植物,其地上部分Pb含量显著低于其他四种植物,小婆婆纳地上部分Pb含量显著高于其他四种植物。

2) 五种供试植物根表富集的铁膜数量显著高于锰膜数量。大叶皇冠草和小婆婆纳根表铁膜中的Fe和Mn含量显著高于其他三种植物。

3) 与非根际相比,五种植物根际pH下降,Fe²⁺和Fe³⁺浓度显著下降,Eh显著升高,Pb的移动性显著降低,根际Pb移动性降低的原因主要是根际碳酸盐结合态Pb含量显著下降。大叶皇冠草根际pH、Eh、Fe³⁺和Fe²⁺的影响导致其根际WSA-Pb降低效应最为显著。

参考文献:

- [1] Armstrong W, Justin S H F W, Beckett P M. Root adaptation to soil waterlogging[J]. Aquatic Botany, 1991, 39(11): 57-73.
- [2] Higuchi T. Gaseous CO₂ transport through the aerenchyma and intercellular space in relation to the uptake of CO₂ by rice roots[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 1982, 28: 491-497.
- [3] Higuchi T, Yoda K, Tensho K. Future evidence for gaseous CO₂ transport in relation to the uptake of CO₂ in rice plant[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 1984, 30: 125-136.
- [4] Ahmad A R, Nye P H. Coupled diffusion and oxidation of ferrous iron in soils. I. Kinetics of oxygenation of ferrous iron in soil suspension[J]. Journal of Soil Science, 1990, 41: 395-409.
- [5] Lin Q, Chen Y X, Chen H M. Chemical behavior of Cd in rice rhizosphere[J]. Chemosphere, 2003, 50: 755-761.
- [6] Lin Q, Chen Y X, He Y F, et al. Root-induced changes of lead availability in the rhizosphere of *Oryza sativa* L[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2004, 104: 605-613.
- [7] 邢轶兰, 杨俊兴, 郑国砥, 等. 复合污染土壤中水稻根际元素特性及效应研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2016, 22(3): 719-728.
Xing Y L, Yang J X, Zheng G D, et al. Characteristics and impacts of elements in rhizosphere in multiple heavy metals polluted rice paddy soil[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2016, 22(3): 719-728.
- [8] Cheng H, Wang M Y, Wong M H, et al. Does radial oxygen loss and iron plaque formation on roots alter Cd and Pb uptake and distribution in rice plant tissues[J]. Plant and Soil, 2014, 375: 137-148.
- [9] Deng H. Metal (Pb, Zn, Cu, Cd, Fe) uptake, tolerance and radial oxygen loss in typical wetland plants [D]. Hong Kong: PhD Dissertation of Hong Kong Baptist University, 2005.
- [10] Yang J X, Guo Q J, Yang J, et al. Red mud (RM)-induced enhancement of iron plaque formation reduces arsenic and metal accumulation in two wetland plant species[J]. International Journal of Phytoremediation, 2015, 18(3): 269-277.
- [11] Yang J X, Liu Z Y, Wan X M, et al. Interaction between sulfur and lead in toxicity, iron plaque formation and lead accumulation in rice plant[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2016, 120: 184-192.
- [12] Taylor G J, Crowder A A. Uptake and accumulation of copper, nickel, and iron by *Typha latifolia* grown in solution culture[J]. Canadian Journal of Botany, 1983, 61: 1825-1830.
- [13] Begg C B M, Kirk G J D, Mackenzie A F, et al. Root-induced iron oxidation and pH changes in the lowland rice rhizosphere[J]. New Phytologist, 1994, 128: 469-477.
- [14] Tissier A, Chmpbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. Analytical Chemistry, 1979, 51: 844-850.
- [15] Kabala C, Singh B R. Fractionation and mobility of copper, lead and zinc in soil profiles in the vicinity of a copper smelter[J]. Journal of Environment Quality, 2001, 30: 485-492.
- [16] Faulkner S P, Rhiardson C J. Physical and chemical characteristics of freshwater wetland soils [A]. Hammer D A. Constructed wetlands for wastewater treatment[C]. Chelsea, MJ, USA: Lewis Publishers, 1989. 41-72.
- [17] Alloway B J. Heavy metals in soils (2nd edition) [M]. Glasgow: Blackie, 1995.
- [18] Hinsinger P, Plassard C, Tang C, et al. Origins of root-mediated pH changes in the rhizosphere and their responses to environmental constraints: a review[J]. Plant and Soil, 2003, 248: 43-59.
- [19] Youssef R A, Chino M. Root-induced changes in the rhizosphere of plants II. Distribution of heavy metal across the rhizosphere in soil[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 1989, 35: 609-621.
- [20] Steinberg S L, Coonrod H S. Oxidation of the root zone by aquatic plants growing in gravel-nutrient solution culture[J]. Journal of Environment Quality, 1994, 23: 907-913.
- [21] Kawaguchi K. Paddy soils[M]. Tokyo: Kodansha, 1978.
- [22] 唐罗忠, 生原喜久雄, 户田浩人, 等. 湿地林土壤的Fe²⁺、Eh及pH值的变化[J]. 生态学报, 2015, 25(1): 103-107.
Tang L Z, Haibara K, Toda H, et al. Dynamics of ferrous iron, redox potential and pH of forested wetland soils[J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 25(1): 103-107.
- [23] Masscheleyn P H, Delaune R D, Patrick W H Jr. Effect of redox potential and pH on arsenic speciation and solubility in a contaminated soil[J]. Environment, Science and Technology, 1991, 25: 1414-1419.
- [24] 马毅杰. 水稻物质变化与生态环境[M]. 北京: 科学出版社, 1999.
Ma Y J. Substance transformation and ecological environment in paddy soil [M]. Beijing: Science Press, 1999.

- [25] 贾国东, 钟佐攀. 铁的环境地球化学综述[J]. 环境科学进展, 1999, 7(5): 74–84.
Jia G D, Zhong Z X. Review on environment geochemistry of iron[J]. Advances in Environmental Science, 1999, 7(5): 74–84.
- [26] Outridge P M, Noller B N. Accumulation of toxic trace elements by freshwater vascular plants[J]. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 1991, 121: 1–63.
- [27] Ye Z H, Baker A J M, Wong M H, *et al.* Zinc, lead and cadmium tolerance, uptake and accumulation by *Typha latifolia*[J]. New Phytologist, 1997, 136: 469–480.
- [28] Ye Z H, Baker A J M, Wong M H, Willis A J. Zinc, lead and cadmium tolerance, uptake and accumulation by the common reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steudel[J]. Annals of Botany, 1997, 80: 363–370.
- [29] Deng H, Ye Z H, Wong M H. Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by twelve wetland plant species thriving in metal contaminated sites in China[J]. Environmental Pollution, 2004, 132: 29–40.
- [30] Deng H, Ye Z H, Wong M H. Lead and zinc accumulation and tolerance in populations of six wetland plants[J]. Environmental Pollution, 2005, 141(1): 69–80.
- [31] Baker A J M. Accumulators and excluders—strategies in the response of plants to heavy metals[J]. Journal of Plant Nutrition, 1981, 3: 643–654.
- [32] Davies K L, Davies M S, Francis D. Zinc-induced vacuolation in root meristematic cells of *Festuca rubra* L.[J]. Plant, Cell and Environment, 1991, 14: 399–406.
- [33] Yang J X, Ye Z H. Antioxidant enzymes and proteins of wetland plants: Their relation to Pb tolerance and accumulation[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22(3): 1931–1939.
- [34] Otte M L, Rozema J, Koster L, *et al.* Iron plaque on roots of *Aster tripolium* L. interaction with zinc uptake[J]. New Phytologist, 1989, 111: 309–317.
- [35] Ye Z H, Whiting S N, Lin Z Q, *et al.* Removal and distribution of iron, manganese, cobalt and nickel within a Pennsylvania constructed wetland treating coal combustion by-product leachate[J]. Journal of Environmental Quality, 2001, 30: 1464–1473.
- [36] Otte M L, Dekkers M J, Rozema J. Uptake of arsenic by *Aster tripolium* in relation to rhizosphere oxidation[J]. Canadian Journal of Botany, 1991, 69: 2670–2677.
- [37] Zhang X K, Zhang F S, Mao D R. Effect of Fe plaque outside roots on nutrient uptake by rice (*Oryza sativa* L.): zinc uptake[J]. Plant and Soil, 1998, 202: 33–39.
- [38] Ye Z H, Baker A J M, Wong M H, *et al.* Copper and nickel uptake, accumulation and tolerance in *Typha latifolia* with and without iron plaque on the root surface[J]. New Phytologist, 1997, 136: 481–488.
- [39] Liu J G, Leng X M, Wang M X, *et al.* Iron plaque formation on roots of different rice cultivars and the relation with lead uptake[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2011, 74: 1304–1309.
- [40] Ure A M. Single extraction schemes for soil analysis and related applications[J]. Science of the Total Environment, 1996, 178: 3–10.
- [41] 郑春荣, 陈怀满. Pb的植物效应, 土壤-植物系统中的重金属污染[M]. 北京: 科学出版社, 1996. 238–247.
Zheng C R, Chen H M. Effect of Pb on plants, heavy metal pollution in soil-plant system [M]. Beijing: Science Press, 1996. 238–247.
- [42] Gambrell R P. Trace and toxic metals in wetland plants—a review[J]. Journal of Environmental Quality, 1994, 23: 883–891.
- [43] Bravin M N, Travassac F, Le Floch M, *et al.* Oxygen input controls the spatial and temporal dynamics of arsenic at the surface of a flooded paddy soil and in the rhizosphere of lowland rice (*Oryza sativa* L.): a microcosm study[J]. Plant and Soil, 2008, 312: 207–218.
- [44] Yang J X, Tam N F Y, Ye Z H. Root porosity, radial oxygen loss and iron plaque on roots of wetland plants in relation to zinc tolerance and accumulation[J]. Plant and Soil, 2014, 374: 815–828.
- [45] Yang J X, Zheng G D, Yang J, *et al.* Phytoaccumulation of heavy metals (Pb, Zn, and Cd) by 10 wetland plant species under different hydrological regimes[J]. Ecological Engineering, 2017, 107: 56–64.