

商陆(*Phytolacca acinosa* Roxb.) 的锰耐性和超积累*

薛生国¹ 陈英旭¹ 骆永明² Roger D Reeves³ 林琦¹

(1 浙江大学环境与资源学院环境工程系, 杭州 310029)

(2 中国科学院南京土壤研究所土壤与环境生物修复研究中心, 南京 210008)

(3 Institute of Fundamental Sciences-Chemistry, Massey University, Palmerston North, New Zealand)

摘要 超积累植物的确证对成功实施重金属污染环境植物修复是必不可少的。通过野外调查和营养液培养试验, 研究超积累植物商陆(*Phytolacca acinosa* Roxb.) 的锰富集特性, 结果表明, 商陆对生长介质中的 Mn 具有很强的耐性和累积能力。商陆在锰含量高达 $114 \times 10^3 \text{ mg kg}^{-1}$ 的尾矿废弃地上依然生长良好, 叶锰含量最高达 $19.3 \times 10^3 \text{ mg kg}^{-1}$ 。温室培养条件下, 当生长介质中 Mn 浓度为 $8.000 \text{ mmol L}^{-1}$ 时, 虽然其生物量与对照相比有所降低, 但植株仍能生长。随着生长介质中 Mn 浓度的升高, 商陆叶和茎的 Mn 含量逐渐增加, 生物富集系数则逐渐降低, 但是地上部分锰积累量则先增加后减少。当 Mn 浓度为 $5.000 \text{ mmol L}^{-1}$ 时, 商陆地上部分锰积累量达到最大值 $258.2 \text{ mg plant}^{-1}$; 当 Mn 浓度为 $12.000 \text{ mmol L}^{-1}$ 时, 商陆仍能完成整个生命周期, 叶锰含量达到最大值 $36.4 \times 10^3 \text{ mg kg}^{-1}$, 生物富集系数为 55。不同锰供应水平下, 商陆吸收的锰有 87% ~ 95% 被转移到地上部分。这进一步验证商陆的锰超积累特性, 为利用超积累植物对大面积污染土壤实施植物修复提供了有力证据, 对锰污染土壤和水体实施植物修复具有很大的应用前景。

关键词 锰; 超积累; 商陆; 耐性; 植物修复

中图分类号 X173 文献标识码 A

锰是人类和动物必需的微量元素, 然而摄入过量的锰则引起锰中毒^[1]。随着环保意识的增强, 锰在冶金、陶瓷、玻璃、电池、防腐材料、汽油防爆剂和农药等方面广泛使用以及矿山开采引起的土壤、地表水和地下水的锰污染日益引起关注^[2-4]。

植物对重金属的耐性可通过两条基本途径: 金属排斥(metal exclusion)和金属积累(metal accumulation), 前者指重金属被植物吸收后又排出体外, 或者重金属在植物体内的运输受到阻碍; 后者指重金属在植物体内以不具有生物活性的解毒形态存在^[5]。超积累植物是一种极端的金属积累型, 因其超寻常的重金属积累能力而被广泛应用于污染环境修复。因此, 发现和验证新的重金属超积累植物, 对推动污染环境的植物修复(Phytoremediation)研究具有重要意义。目前已经发现的超积累植物约 450 种, 绝大多数属于生长在超碱性土壤上的镍超积累植物(330 种)^[6]。国际上报道的锰超积累植物仅 11 种, 分布在夹竹桃科、卫矛科、藤黄科、桃金娘科、山龙眼科,

主要是生长在亚热带地区的木本植物^[7]。Jaffre 发现, 在新喀里多尼亚超碱性土壤上生长的 445 种植物中有 6 种平均锰含量超过 10000 mg kg^{-1} ^[8]。Bidwell 等对昆士兰州的热带雨林的 138 种植物进行研究, 首次发现澳大利亚原生锰超积累植物 *Austromyrtus bidwillii* 叶片锰含量 $19.2 \times 10^3 \text{ mg kg}^{-1}$ ^[9]。Proctor 等在马来西亚 Sabah 州的热带雨林发现一种蒲桃属植物 *Eugenia* sp. 叶锰含量 $13.7 \times 10^3 \text{ mg kg}^{-1}$, 属于锰超积累植物, 至今未鉴定出植物种类^[10]。这些研究人员虽然在锰超积累植物研究方面做了大量开拓性的工作, 但是仅限于野外植物样品和腊叶标本的含量分析, 锰超积累特性都没有在试验室内或人为控制条件下得到验证。这可能是因为已经发现的锰超积累植物多为木本植物, 不易进一步试验研究。

商陆(*Phytolacca acinosa* Roxb.) 属于商陆科多年生草本植物, 是一种生物量大、生长快、地理分布广、适应性强的锰超积累植物, 在中国的大部分地区都可生长, 朝鲜、日本、印度也有分布^[11]。本文在野外

* 国家高技术研究发展计划项目(2002AA649200)、国家自然科学基金项目(40271060)资助

- 通讯作者: E-mail: yxchen@zju.edu.cn, Tel. 0571- 86971159

作者简介: 薛生国(1970~), 男, 河南焦作人, 博士研究生, 讲师。主要从事污染土壤植物修复与矿业废弃地生态恢复机理研究。发表论文 9 篇。E-mail: sgxue@zju.edu.cn

收稿日期: 2004- 02- 18; 收到修改稿日期: 2004- 06- 18

调查的基础上,结合营养液培养试验,以商陆为材料研究超积累植物对锰的耐性和累积,以期对锰污染土壤和水体的植物修复实践奠定基础。

1 矿区自然概况和研究方法

1.1 矿区概况

湘潭锰矿地处湖南省湘潭市北郊, $112^{\circ}45' \sim 112^{\circ}55' E$, $27^{\circ}53' \sim 28^{\circ}03' N$, 属亚热带大陆性气候, 年均气温 $17.4^{\circ}C$; 年均降雨量 $1431.4 mm$; 年均蒸发量 $1321.7 mm$ 。区域内矿藏以沉积碳酸锰矿及其次生氧化锰矿著称。锰矿开采和冶炼过程中排放的酸性废水、废气、废渣对当地大气、土壤、水体等造成了长期的、严重的污染^[12, 13]。

1.2 植物样品锰含量及矿区土壤理化性质分析

根据所调查的锰尾矿的地形及植被分布特点, 采集代表性植物样品及对应的表层土壤样品(深度为 $0 \sim 30 cm$) 供植物分类鉴定和分析测定。该土壤为始成土, 基本上为尾泥。

土壤 pH 值采用电位法; 土壤有机质采用重铬酸钾氧化—外加热法; 土壤全氮采用半微量凯氏法; 土壤全磷采用 $HClO_4+H_2SO_4$ 消化—钼锑抗比色法; 土壤全钾、全锰采用王水消煮和原子吸收分光光度法(AA analyst100, USA, Perkin Elmer); 土壤容重采用环刀法; 土壤质地采用甲种比重计法^[14]。植物样品(约 $0.15 g$) 采用湿法消化, 用 ICP-AES 法(IRIS/AP, USA, Thermo Jarrell Ash) 测定 Mn 元素含量。

1.3 营养液培养

在人工智能温室内控制植物生长环境($14 h$ 光照, $25^{\circ}C$ 白天/ $20^{\circ}C$ 晚上, 相对湿度 $70\% \sim 75\%$), 供

试植物为商陆, 种子采自湖南省湘潭锰尾矿, 采用 Hoagland 营养液培养^[15]。种子播于湿沙, 萌芽后依次在 0.25 Hoagland 营养液和 0.50 Hoagland 营养液预培养 $15 d$, 选择生长一致的商陆幼苗移至外壁涂黑的塑料桶。设定 9 个处理, Mn 的浓度分别为 0.005 (CK)、 0.500 、 1.000 、 2.000 、 5.000 、 8.000 、 10.000 、 12.000 、 $15.000 mmol L^{-1}$ 。Mn 以 $MnCl_2 \cdot 4H_2O$ 形态加入, 每个处理设 3 个重复。每天用 $0.1 mol L^{-1} NaOH$ 或 $0.1 mol L^{-1} HCl$ 调 pH 值至 4.5 , 以维持生长介质中较高的 Mn^{2+} 浓度, 保持连续通气, 每 $4 d$ 更换一次营养液, 并保持体积不变, $45 d$ 后收获植物。样品根部用流动的自来水冲洗 $10 min$, 再用去离子水冲洗 3 次, 用吸水纸把表面水吸干。将样品分为根、茎、叶测定各部分鲜重。将新鲜样品放在 $105^{\circ}C$ 的烘箱内保持 $30 min$, 然后再在 $70^{\circ}C$ 下烘 $48 h$, 测定植物各部分干物质量, 最后用不锈钢粉碎机磨细, 过 40 目尼龙网筛, 供分析测定用。

1.4 数据处理

试验数据采用 SPSS(V10.1) 分析。

2 结果与分析

2.1 尾矿废弃地商陆及优势植物对锰的积累

由锰尾矿废弃地土壤的基本性质(表 1) 可以看出, 锰尾矿废弃地土壤属于砂粉土, 土壤 N、K 含量偏低, 锰含量高达 $81.6 \times 10^3 mg kg^{-1}$ 、超过湖南土壤背景值^[16] ($459 mg kg^{-1}$) 174 倍。可见, 锰矿开采和冶炼过程中, 含锰化合物弃置形成的矿业废弃地已导致严重的环境污染。

表 1 锰尾矿废弃地土壤的基本性质

Table 1 Basic properties of soil in Xiangtan Mn mine tailings dump

土壤类型 Soil type	pH	有机质 Organic matter ($g kg^{-1}$)	全氮 Total N ($g kg^{-1}$)	全磷 Total P ($g kg^{-1}$)	全钾 Total K ($g kg^{-1}$)	全锰 Total Mn ($mg kg^{-1}$)	表层容重 Bulk density ($g cm^{-3}$)	粘粒% Clay ($< 0.01mm$)
尾泥 Tailing	7.5	32.8	0.8	3.6	1.5	81.6×10^3	0.26	16.5

通过野外调查, 发现生长在尾矿废弃地上的先锋植物有商陆、空心莲子草、蕨等 9 种, 分布于 7 个科(表 2)。不同植物地上部分的锰含量差异很大, 商陆是唯一的能够超积累锰的植物, 叶片锰含量最高达 $19.3 \times 10^3 mg kg^{-1}$, 平均锰含量 $14.5 \times 10^3 mg kg^{-1}$

($> 10000 mg kg^{-1}$)。相应的土壤样品锰含量 $52.5 \times 10^3 \sim 114 \times 10^3 mg kg^{-1}$, 平均值 $81.6 \times 10^3 mg kg^{-1}$ 。叶/根比值最大可达 23.77 , 茎/根比值最低也有 1.30 ^[11], 这表明商陆不仅对土壤中过量的锰(Mn $114 \times 10^3 mg kg^{-1}$) 有极强的忍耐能力, 而且能超量积累锰。

表 2 锰尾矿废弃地优势植物地上部分的锰含量

Table 2 Mn concentrations in shoots of plants growing on Xiangtan Mn mine tailings dump(mg kg⁻¹)

植物种类 Plant species	科 Family	锰含量 Range of Mn concentrations
商陆 <i>Phytolacca acinosa</i> Roxb. ¹⁾	Phytolaccaceae	14 480±1 237(19 300) ²⁾
空心莲子草 <i>Alternanthera philoxeroides</i> Griseb	Amaranthaceae	6 437±476. 2(6 924)
蕨 <i>Pteridium aquilinum</i> var. <i>latiusculum</i> Underw.	Pteridiaceae	2 562±78. 9(2 738)
土荆芥 <i>Chenopodium ambrosioides</i> L.	Chenopodiaceae	2 258±211. 9(2 489)
辣蓼 <i>Polygonum hydropiper</i> L.	Polygonaceae	1 435±113. 7(1 541)
白茅 <i>Imperata cylindrica</i> var. <i>major</i> C. E. Hubb. ex Hubb. et Vaughan	Poaceae	1 254±67. 2(1 316)
五节芒 <i>Miscanthus floridulus</i> Wab.	Poaceae	894. 9±69. 7(963)
狗牙根 <i>Cynodon dactylon</i> Pers.	Poaceae	795. 7±46. 6(845)
一年蓬 <i>Erigeron annuus</i> Pers.	Asteraceae	567. 8±52. 4(616)

1) 商陆为叶锰含量, 其他植物均为地上部分锰含量 Mn concentration in leaves of *p. acinosa* and Mn concentration in shoots of the other plant species; 2) 平均值±标准偏差(最大值) Mean±SE (Maximum)

2.2 温室培养条件下锰对商陆生长发育的影响

营养液培养试验表明(表 3), 当锰浓度小于 5.000 mmol L⁻¹时, 商陆生长基本正常; 当用大于 8.000 mmol L⁻¹的锰处理 28 d 时, 商陆老叶出现枯斑, 逐渐变大, 但新叶不断萌发, 仅仅生长变弱; 但是当 15.000 mmol L⁻¹浓度的锰处理 17 d 时, 商陆出现明显中毒症状, 逐渐枯萎。当锰浓度小于 1.000 mmol L⁻¹时, 随着锰供应水平的增加, 不同处理的商陆根系干物质质量差异不明显; 地上部分干物质质

量在 2.000 mmol L⁻¹锰供应水平条件下与 0.500 mmol L⁻¹锰供应水平相比虽然存在差异, 但是干物质质量下降不大。在锰浓度大于 8.000 mmol L⁻¹时, 商陆的生长开始受到抑制, 叶、茎和根的干物质质量随着锰供应水平的增加而急剧下降; 与对照相比, 12.000 mmol L⁻¹处理的商陆地上部分和根系的干物质质量分别减少 81.9% 和 88.5%。当锰供应水平为 15.000 mmol L⁻¹时, 商陆生长较差, 至 22 d 时死亡, 因此未作统计。

表 3 锰处理对商陆生物量和锰积累的影响

Table 3 Effect of Mn treatment on growth and Mn accumulation of *P. acinosa* grown in nutrient solution

处理 Treatment (mmol L ⁻¹)	干重 ¹⁾		锰积累量 ¹⁾			
	Dry weight ¹⁾ (g plant ⁻¹)		Mn accumulation ¹⁾ (mg plant ⁻¹)			
	地上部分 Shoot	根 Root	叶 Leaf	茎 Stem	地上部分 Shoot	根 Root
0.005	17.12±0.14 ²⁾ a	6.41±0.12a	5.09±0.63a	2.25±0.34a	7.34±0.40a	0.86±0.10a
0.500	17.00±0.37a	6.52±0.18a	85.82±4.5b	12.04±0.34ad	97.86±4.85b	15.20±1.0b
1.000	16.14±0.18b	6.65±0.35a	155.9±20.8c	17.63±1.91bd	173.6±22.7c	20.99±0.7c
2.000	14.97±0.42c	5.38±0.14b	206.2±3.7d	29.67±2.31c	235.8±5.7d	23.04±1.3d
5.000	11.96±0.35d	3.93±0.42c	213.9±10.2d	44.27±1.64c	258.2±11.6e	19.67±0.51c
8.000	8.59±0.07e	1.69±0.20d	184.8±15.6e	28.52±1.06c	213.3±14.6f	11.71±2.05e
10.000	5.27±0.28f	1.04±0.11e	140.1±10.2c	14.00±0.09bd	154.1±10.2c	8.18±1.59f
12.000	3.10±0.26g	0.74±0.06e	84.12±13.2b	10.15±0.04bd	94.27±13.2b	7.68±0.96f

1) 平均值±标准差, n=3. Means±SE, n=3; 2) 相同的字母表示同一列数值之间的差异不显著 (p<0.05) Values in each column followed by the same letters are not significantly different at p<0.05

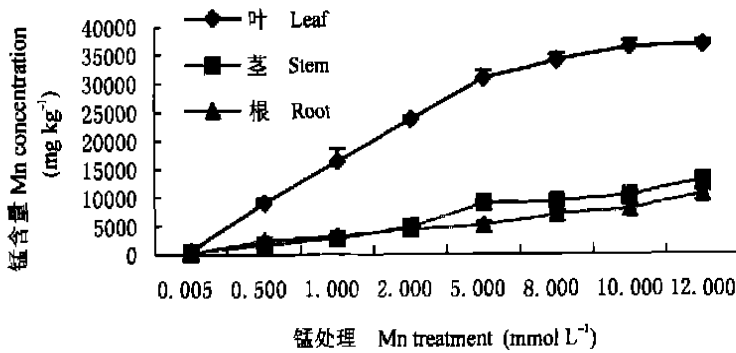


图1 商陆叶、茎和根系 Mn 含量

Fig.1 Concentration of Mn in the tissues of *P. acinosa* grown in nutrient solution

2.3 商陆对锰的富集

图1表明,随着锰供应水平的增加,商陆叶、茎和根的锰含量逐渐增加。当锰浓度小于 $5.000 \text{ mmol L}^{-1}$ 时,各处理之间差异达显著或极显著水平;锰浓度超过 $8.000 \text{ mmol L}^{-1}$ 时,商陆地上部(叶、茎)Mn含量虽然继续升高,但增加态势变缓。当锰浓度达 $10.000 \text{ mmol L}^{-1}$ 时,叶片锰含量达 $36.1 \times 10^3 \text{ mg kg}^{-1}$ (接近锰浓度 $12.000 \text{ mmol L}^{-1}$ 时的最大值 $36.4 \times 10^3 \text{ mg kg}^{-1}$);虽然植株的生长受到影响,地上部分的干物质产量不高,但是它仍能吸收较多的锰,达到单株最大吸收量(地上部分)的60%。

由表4可知,当营养液锰含量为 $0.005 \text{ mmol L}^{-1}$ 时,商陆的生物富集系数(叶Mn含量与营养液Mn

表4 温室培养条件下商陆对锰的富集作用

Table 4 Manganese bioconcentration and translocation of *P. acinosa* grown in nutrient solution

处理 Treatment (mmol L^{-1})	叶/营养液 L/N ¹⁾	根/营养液 R/N ²⁾	叶/根 L/R ³⁾	茎/根 S/R ⁴⁾
0.005	1 964	487	4.02	2.18
0.500	329	85	3.87	0.69
1.000	296	57	5.14	0.85
2.000	215	39	5.51	1.11
5.000	136	22	6.10	1.77
8.000	77	16	4.91	1.33
10.000	66	14	4.60	1.30
12.000	55	16	3.50	1.24

1) 叶锰含量与营养液锰含量之比 Ratio of Mn concentrations in leaves to that in nutrient solution; 2) 根锰含量与营养液锰含量之比 Ratio of Mn concentrations in roots to that in nutrient solution; 3) 叶锰含量与根锰含量之比 Ratio of Mn concentrations in leaves to that in roots; 4) 茎锰含量与根锰含量之比 Ratio of Mn concentrations in stems to that in roots

含量之比)高达 1.96×10^3 ;随着生长介质锰供应水平的升高,生物富集系数呈下降态势,直至 $12.000 \text{ mmol L}^{-1}$ 时的55,这主要是因为锰是植物生长必需的微量元素,但是当生长介质锰供应超过植物必需的水平时,商陆则可能依靠某种积累机制富集锰。商陆叶锰含量始终比根系高,这与野外采样分析结果一致,符合超积累植物积累重金属的一般特性。随着锰供应水平的增加,商陆叶锰含量与根系锰含量的比值首先呈增加态势,当 $5.000 \text{ mmol L}^{-1}$ 时达到最大值6.10,之后开始下降,直至 $12.000 \text{ mmol L}^{-1}$ 时的3.50;茎锰含量与根锰含量的比值也呈相似变化,但是当锰供应水平为 $0.500 \text{ mmol L}^{-1}$ 和 $1.000 \text{ mmol L}^{-1}$ 时,比值却小于1,这是否与商陆的生物学特性有关,还有待进一步研究。

2.4 商陆对锰的积累

商陆地上部分Mn积累的变化趋势与其Mn含量变化的趋势存在差异。图1表明,随着锰处理浓度的上升,商陆(叶、茎、根)的锰含量逐渐增加,但是商陆地上部分Mn积累量先是增加,当 $5.000 \text{ mmol L}^{-1}$ 时达到最大值,为 $258.2 \text{ mg plant}^{-1}$,此后又下降,当 $12.000 \text{ mmol L}^{-1}$ 时最低,为 $94.27 \text{ mg plant}^{-1}$ (表3)。根系Mn积累的变化趋势与商陆地上部分Mn积累量变化的趋势相似,但是略有差异。当浓度小于 $2.000 \text{ mmol L}^{-1}$ 时,随着锰处理浓度的上升,根系Mn积累量首先增加,当浓度为 $2.000 \text{ mmol L}^{-1}$ 时达到最大值 $23.04 \text{ mg plant}^{-1}$,其后呈下降态势,当 $12.000 \text{ mmol L}^{-1}$ 时最低,为 $7.68 \text{ mg plant}^{-1}$ (表3),各处理之间差异达到显著水平。锰在商陆地上部分和根系的分布也存在显著差异,植株吸收的Mn有87%~95%分布在地上部,说明该植物根系吸收的Mn有很强的向地上部运输的能

力。随着处理水平的增加, 分布在地上部的比例有所变化, 但处理间无显著差异。

3 讨 论

锰是植物生长必需的微量元素, 参与体内重要的新陈代谢过程。正常生长的植物锰含量一般在 $20\sim 500\text{ mg kg}^{-1}$ (干重), 因植物种类而异, 很少超过 $1\ 000\text{ mg kg}^{-1}$ ^[5]。锰含量过高, 将影响酶活性, 特别是过氧化酶活性升高, 导致体内积累过多的 H_2O_2 和多酚类物质, 使植物受到毒害。不同植物及同种植物的不同基因型耐锰性差异很大, 这归因于植物内在的遗传性及外界的环境因素的影响。在富含锰或锰污染的环境条件下生长的特殊植物, 其中一些植物能积累大量锰, 经过长期演化和自然选择作用, 逐渐进化为锰超积累植物。

Baker 和 Brooks 提出 Mn 超积累植物的参考值, 即植物叶片或地上部(干重)中含 Mn 超过 $10\ 000\text{ mg kg}^{-1}$ ^[5]; Reeves 和 Baker 进一步深化其内涵, 即同时满足 $S/R > 1$ 的条件(S 和 R 分别指植物地上部和根部重金属的含量)^[7]。这表明超积累植物不仅应有超常的重金属积累能力, 而且还能将其转移并贮存在地上部分。作者通过大量的野外调查, 在中国首次发现锰超积累植物^[11](野外采样分析)。温室培养条件下, 当营养液锰供应水平为 2.000 mmol L^{-1} , 商陆叶锰含量 $23.6 \times 10^3\text{ mg kg}^{-1}$, 却未表现出任何中毒症状, 地上部分与根系的生物量与对照相比差别不大。当营养液锰浓度为 5.000 mmol L^{-1} , 商陆地上部分锰积累量高达 $258.2\text{ mg plant}^{-1}$ (尤以叶锰积累量大, 约占地上部锰积累量的 80%), 平均锰含量 $30.7 \times 10^3\text{ mg kg}^{-1}$ 。随着生长介质锰供应水平的升高, 生物富集系数呈下降态势, 但是在 $12.000\text{ mmol L}^{-1}$ 时仍高达 55。商陆在锰含量高达 $114 \times 10^3\text{ mg kg}^{-1}$ 的尾矿废弃地上依然生长良好, 叶锰含量 $19.3 \times 10^3\text{ mg kg}^{-1}$; 营养液锰供应水平 $12.000\text{ mmol L}^{-1}$ 时, 商陆叶锰含量高达 $36.4 \times 10^3\text{ mg kg}^{-1}$, 表明商陆是一种优良的锰超积累植物, 不仅具有极高的忍耐 Mn 毒害能力, 还表现出极强的累积能力。

锰尾矿废弃地生长的商陆叶 Mn 含量(平均值 $14.5 \times 10^3\text{ mg kg}^{-1}$)之所以比营养液高锰供应水平培养条件下叶锰含量($36.4 \times 10^3\text{ mg kg}^{-1}$)低, 其原因可能有以下几方面: (1) 营养液与土壤溶液 pH 值存在差异; (2) 锰尾矿废弃地物理性质影响商陆的生长; (3) 锰尾矿废弃地有效锰含量低, 从而限制了其

吸收 Mn 的最大潜力的发挥; (4) 锰尾矿废弃地其他重金属含量过高, 对锰的吸收在一定程度上起到抑制作用。尽管温室培养条件下, 商陆的生长环境劣于尾矿废弃地, 但是它仍然能忍耐高锰胁迫, 叶片能积累大量的锰, 完成整个生命循环, 这进一步证明商陆对锰有极高的忍耐能力。

超积累植物是一种极端的金属积累型, 它能从生长介质中吸收和积累大量重金属, 而不造成任何生理伤害, 这可能与重金属在植物体内的分布和化学形态密切相关。Boominathan 等报道 85%~95% 镍与超积累植物 *Alyssum bertolonii* 共质体结合, 镍主要分布在超积累植物 *Thlaspi caerulescens* 细胞壁^[17]。Bidwell 等对 *Austromyrtus bidwillii* 研究发现 40% 的锰以水溶态形式存在, 叶片提取物中的有机酸的总量为 $123 \times 10^3\text{ mg kg}^{-1}$, 意味着锰可能与有机酸等水溶性化合物结合, 而锰的盐酸提取态则表示可能相当一部分锰与细胞壁结合(取代钙的作用)或者以别的不溶态形式存在^[9]。Lytle 等研究表明锰在 *Potamogeton pectinatus* L. 体内首先以 $[\text{Mn}^{2+}(\text{H}_2\text{O})_6]$ 形式存在于有限的部位, 当特定位置填满后 Mn^{2+} 被氧化成 Mn^{3+} 贮存在植物体内, 通过衰老机制排出体外^[18]。商陆的锰耐性和超积累能力是否与其在植物体内的分布和分子形态的转化有关, 还有待深入研究。

在锰尾矿废弃地调查采样发现, 野外条件下, 商陆 $0.5\sim 2.5\text{ m}$ (这与文献报道的数据 $0.5\sim 1.5\text{ m}$ 存在差异^[19], 可能是因为商陆的生物学特性主要是依据在某一生长环境下的模式植物描述的), 适应性强, 生物量较大, 可达 $300\sim 600\text{ g plant}^{-1}$ 和 $6\sim 9\text{ t hm}^{-2}$, 对锰污染环境实施植物修复具有很大的应用前景。同时, 商陆是一种多年生草本植物, 易于开展实验, 有利于深入探讨锰在植物体中的超积累机理、开展锰污染土壤植物修复的理论研究。

参 考 文 献

- [1] Gerber G B, Leonard A, Hantson P. Carcinogenicity, mutagenicity and teratogenicity of manganese compounds. *Critical Reviews in Oncology/Hematology*, 2002, 42: 25~34
- [2] 蔡固平, 葛晓霞, 曾光明. 黄兴镇硫酸锰企业污染调查与评价. *中国环境监测*, 2003, 19(4): 56~59. Cai G P, Ge X X, Zeng G M. Investigation and evaluation of the pollution of manganese sulphate in Huangxing Town (In Chinese). *Environmental Monitoring in China*, 2003, 19(4): 56~59
- [3] Aydinalp C, Marinova S. Distribution and forms of heavy metals in some agricultural soils. *Polish Journal of Environmental Studies*,

- 2003, 12(5): 629~ 633
- [4] Lin C, Lin J. Heavy metals in a sulfidic minespoil: fractions and column leaching. *Pedosphere*, 2003, 13(1): 75~ 80
- [5] Baker A J M, Brooks R R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements-A review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 1989, 1: 81~ 126
- [6] Reeves R D. Tropical hyperaccumulators of metals and their potential for phytoextraction. *Plant and Soil*, 2003, 249: 57~ 65
- [7] Reeves R D, Baker A J M. Metal-accumulating plants. In: Raskin I, Ensley B D eds. *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment*, New York: John Wiley & Sons, Inc, 2000. 193~ 229
- [8] Jaffre T. Etude Ecologique du Peuplement Vegetal des Sols Derives de Roches Ultrabasiqes en Nouvelle Caledonie, Paris, Travaux et Documents de l'Orstom, 1980. 124
- [9] Bidwell S D, Woodrow I E, Batianoff G N *et al.* Hyperaccumulation of manganese in the rainforest tree *Austramyrtus bidwillii* (Myrtaceae) from Queensland, Australia. *Funct. Plant Biol.*, 2002, 29: 899~ 905
- [10] Proctor J, Phillipps C, Duff G K, *et al.* Ecological studies on Gunung Silam, a small ultrabasic mountain in Sabah, Malaysia. II. Some forest process. *Journal of Ecology*, 1989, 77: 317~ 331
- [11] 薛生国, 陈英旭, 林琦, 等. 中国首次发现的锰超积累植物—商陆. *生态学报*, 2003, 23(5): 935~ 937. Xue S G, Chen Y X, Lin Q, *et al.* *Phytolacca acinosa* Roxb. (Phytolaccaceae)-A new manganese hyperaccumulator plant from Southern China (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(5): 935~ 937
- [12] 郭炎, 王凯荣, 胡荣桂. 湘中某锰矿区农田锰污染状况与改良途径. *农业环境保护*, 1993, 12(5): 230~ 232. Guo Y, Wang K R, Hu R G. The status and improvement of manganese contaminated farmland on manganese mine in Hunan Province (In Chinese). *Agro-environmental Protection Sinica*, 1993, 12(5): 230~ 232
- [13] 傅丰海. 湘潭锰矿酸性水污染及其防治对策. *湖南地质*, 1993, 12(4): 268~ 272. Fu F H. Acid water pollution in Xiangtan Manganese Mine and its prevention and control (In Chinese). *Hunan Geology*, 1993, 12(4): 268~ 272
- [14] 鲁如坤主编. *土壤农业化学分析方法*. 北京: 中国农业科学技术出版社, 1999. 107~ 240. Lu R K. ed. *Analytical Methods of Soil an Agricultural Chemistry* (In Chinese). Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 1999. 107~ 240
- [15] Hoagland D R, Arnon D I. *The Water-culture Method for Growing Plants Without Soil*. California Agriculture Experimental Station (Circular 347), Berkeley, CA, USA, 1950. 1~ 32
- [16] 中国环境监测总站主编. *中国土壤元素背景值*. 北京: 中国环境科学出版社, 1990. 358. China National Environmental Monitoring Centre. ed. *Background Value of Soil Elements in China* (In Chinese). Beijing: Chinese Environmental Science Press, 1990. 358
- [17] Boomathathan R, Doran P M. Organic acid complexation, heavy metal distribution and the effect of ATPase inhibition in hairy roots of hyperaccumulator plant species. *Journal of Biotechnology*, 2003, 101: 131~ 146
- [18] Lytle C M, Lytle F W, Smith B N. Use of XAS to determine the chemical speciation of bioaccumulated manganese in *Potamogeton pectinatus*. *J. Environ. Qual.*, 1996, 25(2): 311~ 316
- [19] 唐昌林主编. *中国植物志* (二十六卷). 北京: 科学出版社, 1996. 14~ 20. Tang C L. ed. *Flora Republicae Popularis Sinicae* (Vol. 26) (In Chinese). Beijing: Science Press, 1996. 14~ 20

MANGANESE TOLERANCE AND HYPERACCUMULATION OF *PHYTOLACCA ACINOSA* ROXB.

Xue Shengguo¹ Chen Yingxu¹ Luo Yongming² Roger D Reeves³ Lin Qi¹

(1 Department of Environmental Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China)

(2 Soil and Environment Bioremediation Research Centre, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

(3 Institute of Fundamental Sciences-Chemistry, Massey University, Palmerston North, New Zealand)

Abstract Identification of new hyperaccumulators is of great importance to successful phytoremediation of the environment contaminated with heavy metal. A new manganese hyperaccumulator plant, *Phytolacca acinosa* Roxb., was found growing in Southern China through field surveys on Mn mine tailings dumps and greenhouse experiments. This species has not only remarkable tolerance to Mn, but also an extraordinary capacity for this element. With the maximum Mn concentration in the leaf reaching 19 300 mg kg⁻¹, the plant grew well on Xiangtan Mn tailings dump with Mn concentration being as high as 114 000 mg kg⁻¹. Under hydroponic conditions, the manganese concentration in the plant leaves could reach as high as 36 380 mg kg⁻¹ with the bioaccumulation coefficient of 55 at a Mn supply level of 12.000 mmol L⁻¹. *P. acinosa* could grow quite well hydroponically with Mn supplied at a level of 8.000 mmol L⁻¹, although its biomass was less than the plant's in control with Mn supplied at 0.005 mmol L⁻¹. With the Mn concentration in the media increasing, the manganese concentration in the shoots increased, but the bioaccumulation coefficient gradually decreased. The total Mn accumulated in the aerial parts of the plant rose first and then declined. At the Mn concentration in the solution reached 5.000 mmol L⁻¹, the Mn accumulation in the aerial parts of the plant was the highest (258.2 mg plant⁻¹). Partitioning of Mn between the aerial parts and the roots showed that 87%~95% of Mn was transported into the former in all the treatments of the experiment, demonstrating the great capacity of the plant transporting Mn from the roots to the aerial parts. *P. acinosa* therefore offers great potential for use in phytoremediation of Mn-contaminated soils and waters.

Key words Manganese; Hyperaccumulation; *Phytolacca acinosa* Roxb.; Tolerance; Phytoremediation