

DOI: 10.5846/stxb201512032425

欧阳林男, 吴晓芙, 陈永华, 李芸, 冯冲凌, 陈明利. 锰矿修复区植物生态系统自由能与化学势分析. 生态学报, 2017, 37(8): - .  
Ouyang Linnan<sup>1</sup>, Wu X F, Chen Y H, Li Y, Feng C L, Chen M L. Gibbs free energy and chemical potentials of plant communities in a manganese-ore tailing site undergoing ecological restoration. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(8): - .

## 锰矿修复区植物生态系统自由能与化学势分析

欧阳林男<sup>1</sup>, 吴晓芙<sup>1,\*</sup>, 陈永华<sup>1</sup>, 李芸<sup>1,2</sup>, 冯冲凌<sup>1,2</sup>, 陈明利<sup>1</sup>

<sup>1</sup> 中南林业科技大学环境科学与工程学院, 长沙 410004

<sup>2</sup> 环境科学与工程研究中心, 长沙 410004

**摘要:** 基于热力学理论建立了生态系统 Gibbs 自由能方程, 用以计算湘潭锰矿生态修复区植被系统的自由能 ( $G$ ) 和物种化学势 ( $\mu$ )。生态修复区 (及对照区) 以泡桐 (*Paulownia fortunei*) 和栾树 (*Koelreuteria bipinnata*) 作为建群植物, 总面积为 4 hm<sup>2</sup>, 修复区泡桐和栾树的根际施用了含有自试验点废弃矿渣中筛选出的耐性菌株的有机菌肥, 目的是为植物生长提供必要养分和降低根际土壤重金属毒性, 对照区泡桐和栾树的根际施用了等量的化肥。泡桐和栾树种植后 5 a 期间, 修复区与对照区均自然萌发生长了许多本土植物种类。试验结果表明, 修复区植物种类数达到 48, 为对照区的 3.7 倍; 修复区的总生物量、锰吸收量分别达到 23324 kg/hm<sup>2</sup> 和 4280 g/hm<sup>2</sup>, 为对照区对应值的 20.6 和 2.6 倍; 修复区系统自由能  $G$  远远大于对照区的值, 说明有机菌肥具有显著的改良污染土壤根际环境的效果。修复区和对照区植物种类之间的化学势  $\mu$  均存在显著差异 ( $P < 0.001$ ),  $\mu$  值差异范围分别为 -3.79—6.76 和 -3.42—3.59, 该一差异反映不同物种适应和修复锰污染环境的能力。 $G$  和  $\mu$  值包含了生态系统生产力、生物多样性、植物种类生长势、重金属富集能力、生态学行为等综合信息, 能反映生态系统与立地环境的关系和修复植物的生态学特性, 可作为重金属污染区植被修复效果评价和修复植物筛选的重要指标。

**关键词:** 锰矿区; 植物修复; 生态系统恢复; 环境工程; 自由能; 化学势; 生态毒理

## Gibbs free energy and chemical potentials of plant communities in a manganese-ore tailing site undergoing ecological restoration

OUYANG Linnan<sup>1</sup>, WU Xiaofu<sup>1,\*</sup>, CHEN Yonghua<sup>1</sup>, LI Yun<sup>1,2</sup>, FENG Chongling<sup>1,2</sup>, CHEN Mingli<sup>1</sup>

<sup>1</sup> College of Environmental Science and Engineering, Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410004, China

<sup>2</sup> Research Center of Environmental Science and Engineering, Changsha 410004, China

**Abstract:** Matter and energy exchanges constitute the basis of ecological processes. Therefore, ecosystems can be regarded as open thermodynamic systems, with bio-species as key components. The changes in ecosystem states can therefore be measured and compared in terms of Gibbs free energy ( $G$ ) and chemical potential ( $\mu$ ). Based on thermodynamic theories, an ecosystem Gibbs free energy model was established for calculating the changes in  $G$  of plant communities and  $\mu$  of the plant species, at an ecological restoration site of manganese-ore tailing in the Xiangtan region. The total area of the experimental site, including the control plot, was 4 hectares, which was covered with *Paulownia fortunei* and *Koelreuteria bipinnata* as the dominant, transplanted, wood species. The rooting areas of the wood species at the experimental site were amended with organic manure, containing a tolerant bacterium strain isolated from the experimental site's mining waste. Organic manure application was undertaken not only to provide necessary nutrients for plant growth, but also to improve the root growth conditions by reducing the metal toxicity in the rhizosphere. The wood plant species were screened first, and the

**基金项目:** 国家科技惠民计划项目 (2012GS430203); 国家十二五科技支撑计划项目 (2014BAC09B00); 中南林业科技大学研究生科技创新基金项目 (CX2015A02)

收稿日期: 2015-12-03; 网络出版日期: 2016-00-00

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wuxiaofu530911@vip.163.com

amending effects of the organic manure were tested in pot experiments before initiating the on-site ecological restoration project. For comparison purposes, an equivalent amount of chemical fertilizers was applied to the control plot. Within a five-year period after transplanting the wood species to the site, native plant species naturally germinated as well, and grew in both the restoration and control sites. Soil and plant samples were collected and analyzed using standard methods. The number of plant species was counted, and the density of each species was estimated at the site. Furthermore, the cover percentage, biomass quantity, and manganese uptake of each plant species were calculated. The number of plant species at the restoration site was 48, which was 4 times that of the control plot. The total dry biomass and manganese uptake at the restoration site was 23,324 kg/hm<sup>2</sup> and 4,280 g/hm<sup>2</sup>, respectively. This was respectively 20.6, and 2.6 times as high as in the control plot. In addition, the plant community's total Gibbs free energy was significantly higher at the restoration site than at the control site. These results indicate that the application of organic manure improved the root growth conditions of the contaminated soil, and that the effects were significant. There were also significant differences in chemical potentials among the plant species at both the restoration and control sites ( $P < 0.001$ ). The  $\mu$  values for different plant species ranged between -3.79 to 6.76, and -3.42 to 3.59, respectively, at the restoration and control sites. The  $\mu$  value reflects the ability of plant species not only to adapt, but also to restore the metal-contaminated environment. As ecosystem properties, both  $G$  and  $\mu$  are functions of biomass, manganese uptake, density, and the number of plant species. The values of  $G$  furthermore, comprise integrated information on the productivity and biodiversity of the ecosystem. The values of  $\mu$  concern the growth potential, heavy metal accumulation capacity, and relevant ecological characteristics of the plant species regarding their mutual competition, inhibition, and symbiosis behaviors under given site conditions. In comparison with traditionally applied hyperaccumulators and biodiversity indices, the  $G$  and  $\mu$  values were found to be appropriate parameters for evaluating the impacts of a site's environment on ecosystem growth. Furthermore, they proved suitable for analyzing the ecological behaviors of the remediation plants. In sum, both  $G$  and  $\mu$  values can be used as important indices for determining the effects of ecological restoration in heavy metal contaminated areas, as well as for the screening of phytoremediation plant species.

**Key Words:** manganese tailings; phytoremediation; ecosystem recovery; environmental engineering; Gibbs free energy; chemical potential; ecotoxicology

生态系统是物质与能量交换的场所,其状态可以用热力学理论来描述。生物因子是生态系统的核心组成部分,生态系统能态变化过程表现为系统生物量与生物组成的变化,不同立地环境中生态系统能态的差异反映立地条件的差异,在给定立地条件下,系统中某一物种的能态反映该一物种对给定立地环境的适应性。在生态系统热力学领域,生态能质(eco-exergy)理论<sup>[1-2]</sup>被广泛应用到生态系统生产力<sup>[3-5]</sup>、物种丰富度<sup>[6-7]</sup>、生态系统健康状态<sup>[8-11]</sup>等的分析和评价中。然而涉及生态系统自由能和化学势分析方面的研究尚未见报道。

国内外筛选重金属超富集植物常用的两个指标为植物重金属元素浓度  $C$  和转移系数  $TF$ <sup>[12-13]</sup>。采用  $C$  和  $TF$  指标可以直接比较个体物种耐受和积累污染元素的生理生化特性,由于  $C$ 、 $TF$  是个体水平上的测试指标,则其不足之处是不能反应物种在重金属污染环境中的生态学特性。在给定面积的区域里,自然萌发生长植物种类个体的  $C$  和  $TF$  值大,其群体水平上的密度  $d$ 、单位面积生物量  $B$  和污染元素吸收量  $U$  却不一定大,而  $d$ 、 $B$ 、 $U$  等指标分别反应物种的自然生态位、初级生产力和固定污染元素的能力。另外,在重金属污染区生态修复中,复合植物群落模式在生态系统结构与功能稳定性、生物多样性、植被覆盖率、植物群落景观效应以及系统固定和去除重金属能力等各个方面都要优于单一植物模式。显然,在模式植物筛选中,仅知道物种个体的浓度  $C$ 、转移系数  $TF$  的数据不够,还需要知道给定区域单位面积上物种的生物量,密度,以及其与系统物种之间的竞争、共生、抑制、互利等关系行为。因此,在描述和评价生态系统的结构功能和物种的生态学特性时,需要包含个体和群体尺度指标综合信息的复合变量。

作为生态系统的容量和强度因子, Gibbs 自由能  $G$  和化学势  $\mu$  是包含  $d$ 、 $B$ 、 $U$  和物种数  $S$  变量的状态函数。区间和物种间  $G$  和  $\mu$  值的差异分别反映区间土壤环境和物种特性的差异, 因此,  $G$  和  $\mu$  值在评价重金属污染区修复效果和筛选修复植物种类中具有一定的理论和实用价值。本文研究的重点是, 基于生态过程是物质与能量交换过程的特点, 运用热力学原理建立生态系统 Gibbs 自由能  $G$  和化学势  $\mu$  方程; 依据给定温度  $T$  和压力  $P$  条件下组分标准化学势  $\mu^0$  值为常数, 自由能  $G$  和化学势  $\mu$  的绝对值不可知, 但差异可以确定等原理, 解决自由能比和化学势差的计算方法; 应用建立的方程分析、比较、评价锰矿污染区植物修复效果; 以物种间化学势差作为评价指标筛选优势修复植物。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验区概况

试验区为湘潭鹤岭锰矿尾矿渣堆积废弃地, 低山丘陵地貌,  $112^{\circ}45'—112^{\circ}55'E$ ,  $27^{\circ}53'—28^{\circ}03'N$ , 亚热带季风气候, 日最高气温  $42.2^{\circ}C$ , 最低  $-8^{\circ}C$ , 年均气温为  $17.4^{\circ}C$ ; 年降水量最高  $1912.2\text{ mm}$ , 最低  $1185.5\text{ mm}$ , 年均降水量为  $1431.4\text{ mm}$ , 降水主要集中在 4—7 月; 年蒸发量最大  $1580.9\text{ mm}$ , 最小  $992.2\text{ mm}$ , 年均蒸发量为  $1321.7\text{ mm}$ 。试验修复区为示范工程区, 面积  $4.53\text{ hm}^2$ , 工程地污染物组成复杂, 主要是矿石废弃物、矿渣和选矿后的尾矿泥, 土壤约占混合污染物的 40%—50%。试验地养分与污染状况见表 1, 分析数据表明试验工程区养分贫瘠, 复合重金属污染严重。锰元素含量平均值高达  $24213\text{ mg/kg}$ 。试验对照区与修复区相邻, 土壤污染物组成和水热条件与修复区基本一致。

### 1.2 试验区构建

项目组于 2009 年秋季整地, 2010 年春季以泡桐 (*Paulownia fortunei*) 和栎树 (*Koelreuteria bipinnata*) 作为建群树种, 在试验点上建立了  $4\text{ hm}^2$  生态修复示范工程区, 污染区不覆土, 为了改良植物根际环境, 苗木移植前每株根际定量施用了含有优势抗性菌株的专用有机肥。泡桐和栎树种植方法为挖穴 ( $0.5\text{ m}\times 0.5\text{ m}\times 0.5\text{ m}$ ), 穴内施入专用有机菌肥作为底肥, 底肥与废弃地基质均匀混合, 比例为 1:4。有机菌肥主要成分见表 2。有机菌肥中含有自工程区锰矿渣分离纯化后筛选得到的土著优势抗性菌种, 杆菌, 革兰氏阴性, 具有很强的耐受和去除 Mn 的能力<sup>[14]</sup>。示范工程建设前采用矿渣作为基质开展了两年的盆栽试验, 在此基础上筛选了树种, 验证了专用有机菌肥改良效果, 确定了示范工程用量。2010 年 3 月在工程区混合间种 1 年生泡桐和栎树实生苗, 行距为  $2.0\text{ m}\times 2.5\text{ m}$ , 试验设置的对照区本底条件与修复区相同, 差别是对照区泡桐和栎树的根际施用了等量化肥。

表 1 试验地养分和重金属元素含量

Table 1 Nutrient and heavy metal content of the experimental site

测试项目 Analyzed items	pH	总氮 TN/ (g/kg)	总磷 TP/ (g/kg)	总钾 TK/ (g/kg)	重金属总量/(mg/kg) Total heavy metal content			
					Mn	Pb	Cd	Cu
样本 Samples	6.96	0.77	0.11	23.36	24213	261.6	3.30	143.60
中国耕地 Farmland in China	4.50—9.10	1.00—2.09	0.44—0.85	5.00—30.00	/	/	/	/
中国背景值 Background of China	/	/	/	/	583.0	26.0	0.1	22.6

表 2 有机菌肥配置 (%)

Table 2 Composition of the organic bacterial manure

土著优势抗性菌株 Native dominant resistance bacteria	吸附介质 Adsorption media	总氮 TN	总磷 TP	有机质 Organic matter
5	42	1.80	3.10	47.90

### 1.3 样本采集与分析

#### 1.3.1 样本采集

试验区整地前按梅花布点法采集锰尾矿渣样本,其重金属浓度和营养元素含量见表 1。整地种植后,在修复区和对照区分别设置固定 3 个 20 m×30 m 面积的乔木样方,每个乔木样方内固定 3 个 5 m×5 m 面积的灌木样方,12 个 1 m×1 m 面积的草本样方。在每块样方中按物种分别选取乔木 5 株、灌木 5 株、草本植物 7 株做为标准样株,以代表整体植物群落的平均水平。统计所有地表植物种类,测量植物株高、胸径、地径、株数、盖度。乔灌木分别取根、茎、叶样本,草本植物连根拔起,按物种将根、茎、叶同部位混合得到植物分析样本。植物与基质样本采集时间为每年 5—6 月和 8—9 月。

#### 1.3.2 样品测定

植物样品用超纯水反复洗净,风干、杀青后,置 80 °C 烘干至恒重,获得植物干物质生物量,样品粉碎过 100 目筛,装袋密封干燥保存;土壤样品在室内风干,剔除动植物残体,磨碎过 100 目筛,装袋密封干燥保存。植物与土壤样品均采用湿法消解,用原子吸收分光光度法(AA-7000 型)测定 Mn、Pb、Cd、Cu、Zn、Cr、K 的浓度。基质 pH 值、总氮、总磷、有机质测定分别采用电位法、半微量凯氏法、钼锑抗比色法和重铬酸钾水浴法。分析取 3 个平行样,用平行样平均值作为基础数据,平行误差范围在 5%—15% 内。

#### 1.3.3 系统植物种类数和生物量测定

在现场调查,逐一记录修复区和对照区中所有物种。

通过测定标准样株的叶、茎和根的生物量,得到标准样株单株的平均生物量,将样地中植物的株数按面积换算成每公顷的株数,得到密度  $d$ ,以密度乘以平均单株生物量计算出每公顷物种的生物量,系统(总)生物量为所有植物种类生物量之和。

### 1.4 自由能与化学势计算方法

#### 1.4.1 生态系统自由能

依据热力学原理<sup>[15-16]</sup>,在给定温度( $T$ )和压力( $P$ )条件下,单位面积生态系统给定状态点上某一物种的自由能( $G_i$ )和生态系统的自由能( $G$ )分别为

$$G_i = C_i \mu_i \quad C_i = \sum c_{ij}; j = 1, 2, 3, \dots, n_i \quad (1)$$

$$G = \sum G_i = \sum C_i \mu_i \quad i = 1, 2, 3, \dots, S \quad (2)$$

式中,取决于研究对象, $c_{ij}$ 可为物种  $i$  第  $j$  株的生物量或体内所含某种特殊物质(或元素例如锰)量, $n_i$ 为物种  $i$  的密度(单位面积上物种  $i$  的株数), $S$  为单位面积系统中的物种数, $C_i$ 为物种  $i$  总生物量或所含特殊物质总量, $\mu_i$ 为物种  $i$ (与  $C_i$  相关)的化学势。物理化学中将物质的化学势定义为  $G_i$  对  $C_i$  的偏导数,

$$\left(\frac{\partial G_i}{\partial C_i}\right)_{T,p,C_j \neq C_i} = \mu_i$$

式中下注  $T, p, C_j$  表示给定温度  $T$ 、压力  $p$  和物种  $C_j$ 。化学势  $\mu_i$  与活度( $a_i$ )、活度系数( $\gamma_i$ )和摩尔分数( $x_i$ )的关系为

$$\mu_i = \mu_i^0 + RT \ln(a_i) = \mu_i^0 + RT \ln(\gamma_i C_i) \approx \mu_i^0 + RT \ln(x_i) \quad (3)$$

式中, $R$  为气体常数, $T$  为绝对温度, $\mu_i^0$  代表标准化学势,为给定温度和标准压力条件下摩尔分数  $x_i = 1$  时的  $\mu_i$  值。系统组分摩尔分数  $x_i$  的定义为

$$x_i = C_i / \sum C_i = C_i / C_T \quad C_T = \sum C_i \quad i = 1, 2, 3, \dots, S \quad (4)$$

式中  $C_T$  为系统生物总量或所含物质总量。用  $x_i$  代替  $a_i$  代入式 1、2,有

$$G_i = C_i \mu_i = C_i [\mu_i^0 + RT \ln(x_i)] = C_i \mu_i^0 + RT C_i \ln(x_i) \quad (5)$$

$$G = \sum C_i \mu_i = \sum C_i [\mu_i^0 + RT \ln(x_i)] = \sum C_i \mu_i^0 + RT \sum C_i \ln(x_i) \quad (6)$$

参考  $\mu_i$  的物理化学意义,当  $C_i$  代表物种生物量时,强度因子  $\mu_i$  可视为生态系统中物种  $i$  的生长势,而当  $C_i$  为物种所含某种物质时, $\mu_i$  则可视为生态系统中物种  $i$  积累或合成该物质的势能。基于上述关系,若标准

化学势  $\mu_i^0$  已知, 则可通过测定  $C_i$  来计算物种和生态系统的  $\mu$  和  $G$  值。

#### 1.4.2 系统自由能比值

对于给定生态系统, 当不区别物种差异, 仅以系统积累或合成某物质的能力作为研究对象时, 则系统唯一的组分因子为系统该物质(例如锰元素)的摩尔量。依据定义, 给定温度  $T$  与压力  $p$ , 物质的摩尔自由能为定值, 则所有物种所含该物质的标准化学势相等,

$$(\mu_i^0)_{T,p} = (\mu_j^0)_{T,p} = (\mu^0)_{T,p}$$

即给定  $T, p$ , 物质的标准化学势  $\mu^0$  为常数, 不随生态系统和物种变化。而当以系统积累某物质的能力作为研究对象时, 系统只有一个物质组分, 组分的摩尔量既为系统的摩尔总量  $C_T$ , 组分的摩尔分数  $x_i$  等于 1,

$$x_i = C_i / \sum C_i = C_T / C_T = 1 \quad \ln(x_i) = 0$$

综合上述, 由式 6 可给出系统该物质的 Gibbs 自由能

$$G = \sum C_i \mu_i^0 + RT \sum C_i \ln(x_i) = \mu^0 \sum C_i + RT \sum C_i \ln(x_i) = C_T \mu^0 + RT C_T \ln(x_i) = C_T \mu^0 \quad (7)$$

另一方面, 当不区别物种差异, 仅以系统生物量作为研究对象时, 对于任一生态系统, 有理由假设系统中所有物种的干物质摩尔生物量的能值相等, 从属于这一假设前提, 给定  $T, p$  时, 所有物种生物干物质的标准化学势也相等,  $\mu^0$  值为常数, 不随生态系统和物种变化而变化。将生物量作为系统组分时, 系统也只有单一组分, 组分摩尔量等于系统总摩尔量, 摩尔分数  $x$  也等于 1。因此, 式 7 也可用于计算系统生物量对 Gibbs 自由能的贡献。

基于式 7, 可给出生态系统 I 与 II 的  $G$  值差异和比值

$$D = G_I - G_{II} = C_{T_I} \mu^0 - C_{T_{II}} \mu^0 = (C_{T_I} - C_{T_{II}}) \mu^0 \quad (8)$$

$$R = G_I / G_{II} = C_{T_I} \mu^0 / C_{T_{II}} \mu^0 = C_{T_I} / C_{T_{II}} \quad (9)$$

上式说明, 系统间生物量差不等于 Gibbs 自由能差, 但系统生物量比等于系统 Gibbs 自由能比。系统  $G$  的比值  $R$  无量纲,  $R$  大于 1, 说明系统 I 的 Gibbs 自由能态高于系统 II。式 9 不能用以计算物种间  $G$  的比值, 原因是  $x_i \neq x_j \neq 1, \ln(x_i) \neq 0$ 。

#### 1.4.3 化学势差异

物种对系统自由能的贡献与物种的化学势呈正相关。当同一物种在不同立地环境中的  $C_i$  存在差异, 则其化学势  $\mu_i$  也必然存在差异, 另一方面, 在同一立地环境中生长的不同物种的  $C_i$  及  $\mu_i$  也会存在差异, 用  $\Delta\mu_{I-II}$  表示这一差异, 有

$$\Delta\mu_{I-II} = \mu_I - \mu_{II} = \mu_I^0 - \mu_{II}^0 + RT \ln(x_I) - RT \ln(x_{II}) = \mu_I^0 - \mu_{II}^0 + RT \ln(x_I/x_{II})$$

上式中下注 I 和 II 可分别代表立地环境 I、II 或物种 I、II。依据前面关于标准化学势的讨论, 无论  $C_i$  代表物种干物质生物量还是所含某种物质质量, 给定  $T, p$  条件下,  $\mu^0$  为定值, 上式中  $\mu_I^0 - \mu_{II}^0 = 0$ ,

$$\Delta\mu_{I-II} = RT \ln(x_I/x_{II}) \quad (10)$$

式 10 表明, 物种间或物种在不同立地环境中生长或积累和合成某一物质势能的差异可唯一由相应  $x_i$  比值的自然对数值所决定, 物种  $x_i$  值大, 说明物种潜在势能大或物种的立地环境好。因此, 式 10 既可用以分析环境对植物生长的影响, 也可用以比较物种对环境的适应能力。

式 10 的应用要求给定温度条件, 而植物生长和生态系统状态变化通常不是等温过程, 为消除温度影响和计算方便, 可将上式除以  $RT$  转化为无量纲比值  $\delta$ ,

$$\delta = \Delta\mu_{I-II} / (RT) = \ln(x_I/x_{II}) \quad (11)$$

在同一系统中, 总生物量和总锰吸收量  $C_T$  为定值, 物种  $i$  和物种  $j$  的  $x$  比值为

$$x_i/x_j = [(C_i/C_T) / (C_j/C_T)] = C_i/C_j$$

当用来比较同一系统中物种  $i$  和物种  $j$  的化学势差异时, 式 11 可转化为

$$\delta = \Delta\mu_{i-j} / (RT) = \ln(C_i/C_j)$$

采用系统平均值作为对比参照值,可令

$$\ln(C_j) = (1/S) \sum \ln(C_i)$$

则

$$\delta = \ln(C_i/C_j) = \ln(C_i) - (1/S) \sum \ln(C_i) \quad (12)$$

应用式 12 可计算出同一区中所有物种的  $\delta$  值,若  $\delta$  为正值,说明该物种的生物量或锰吸收量大于系统的平均值, $\delta$  越大,则物种的潜在势能越高,对环境的适应能力越强。

#### 1.4.4 TF 值、优势度和 simpson 指数

植物 TF 值<sup>[12]</sup>和优势度<sup>[17]</sup>的定义为

$$TF = \text{植物地上部锰浓度} / \text{植物地下部锰浓度} \quad (13)$$

$$\text{优势度} = (\text{相对多度} + \text{相对频度} + \text{相对盖度}) / 3 \quad (14)$$

式中相对多度等于第  $i$  个物种的个体数除以群落中所有物种的个体数的和;相对频度等于第  $i$  个物种在统计样方中出现的次数除以所有种出现的总频数;相对盖度等于第  $i$  个物种的盖度除以所有种的总盖度。

辛普森指数 Simpson index<sup>[18]</sup>的计算公式如下:

$$S_1 = 1 - \sum p_i^2 \quad (15)$$

$$p_i = n_i / N \quad (16)$$

式中, $n_i$ 指样地中第  $i$  个植物种的株数, $N$ 指样地中所有植物的总株数。

## 2 结果与分析

### 2.1 试验区植物系统自由能比值

示范工程试验区(I)造林后第二年泡桐和栾树的成活率在 83%以上,对照区泡桐和栾树种植后第 2 年成活率很低,到后期全部枯死。示范工程建成后 5 a 期间修复区与对照区均陆续自然萌发生长了许多本土植物种类。依据土壤种子库原理<sup>[19-21]</sup>,给定区域的土壤种子库信息容量相同<sup>[22-23]</sup>,因此,同一区域不同区间自然萌发植物生长差异则唯一取决于区间土壤条件的差异,而区内物种间生长状态的差异则反映物种对给定区域土壤环境的适应性。

表 3 给出了修复区(I)与对照区(II)植物种的物种数量  $S$ 、生物量  $B$ 、锰吸收量  $U$ 、密度  $d$ 、覆盖度、生物量对数值  $\ln B$  和锰吸收量对数值  $\ln U$ 。表 4 给出了 I 和 II 区系统的总生物量  $\sum B_i$ 、总锰吸收量  $\sum U$ 、总密度  $\sum d$ 、总盖度,以及两区总生物量之差  $D_B$ 、总锰吸收量之差  $D_U$ 、总生物量的比值  $R_B$  和总锰吸收量的比值  $R_U$ 。

表 3 修复区(I)和对照区(II)植物生物量、密度、盖度和锰吸收量

Table 3 Plant biomass, density, coverage and manganese uptake in restoration (I) and control (II) sites

区域	植物种类	植物种类编号	物种生物量 $B$	锰吸收量 $U$	密度 $d$	盖度	$\ln B$	$\ln U$
Site	Plant species	Serial number of plant species	Biomass/ (kg/hm <sup>2</sup> )	Manganese uptake/ (g/hm <sup>2</sup> )	Density/ hm <sup>2</sup>	Coverage/%		
I	泡桐 <i>Paulownia fortunei</i>	1	19486.29	2676.15	833	89.54	9.88	7.89
	栾树 <i>Koelreuteria bipinnata</i>	2	1594.37	208.91	867	68.08	7.37	5.34
	构树 <i>Broussonetia papyrifera</i>	3	365.27	203.63	1469	5.66	5.90	5.32
	狗牙根 <i>Cynodon dactylon</i>	4	285.66	199.23	313333	29.99	5.65	5.29
	芒 <i>Miscanthus sinensis</i>	5	266.94	79.35	39567	1.24	5.59	4.37
	商陆 <i>Phytolacca acinosa</i>	6	117.43	194.27	3022	7.02	4.77	5.27
	土荆芥 <i>Chenopodium ambrosioides</i>	7	92.50	19.14	4667	3.59	4.53	2.95
	灯心草 <i>Juncus effusus</i>	8	89.98	55.51	135556	3.73	4.50	4.02
	一年蓬 <i>Erigeron annuus</i>	9	88.89	104.76	51111	2.44	4.49	4.65
	香丝草 <i>Conyza bonariensis</i>	10	82.45	12.23	4533	1.03	4.41	2.50

续表

区域	植物种类	植物种类编号	物种生物量 $B$	锰吸收量 $U$	密度 $d$	盖度	$\ln B$	$\ln U$
Site	Plant species	Serial number of plant species	Biomass/ ( $\text{kg}/\text{hm}^2$ )	Manganese uptake/ ( $\text{g}/\text{hm}^2$ )	Density/ $\text{hm}^2$	Coverage/%		
	早熟禾 <i>Poa annua</i>	11	74.46	53.41	97778	2.19	4.31	3.98
	葎草 <i>Humulus scandens</i>	12	74.55	30.88	6117	0.13	4.31	3.43
	小蓬草 <i>Conyza canadensis</i>	13	61.74	27.88	131111	0.03	4.12	3.33
	裂叶悬钩子 <i>Rubus howii</i>	14	61.87	49.01	40494	4.28	4.12	3.89
	苍耳 <i>Xanthium sibiricum</i>	15	54.68	17.68	19266	0.65	4.00	2.87
	盐肤木 <i>Rhus chinensis</i>	16	54.35	23.31	3704	2.59	4.00	3.15
	钩吻 <i>Gelsemium elegans</i>	17	46.15	13.53	37777	1.78	3.83	2.60
	小巢菜 <i>Vicia hirsuta</i>	18	36.68	7.09	98556	15.33	3.60	1.96
	剪股颖 <i>Agrostis matsumurae</i>	19	30.17	12.60	95556	1.39	3.41	2.53
	野胡萝卜 <i>Daucus carota</i>	20	29.96	5.49	6667	0.19	3.40	1.70
	酢浆草 <i>Oxalis corniculata</i>	21	27.46	17.46	108889	2.45	3.31	2.86
	马兰 <i>Kalimeris indica</i>	22	26.84	8.82	4333	0.12	3.29	2.18
	苔草 <i>Carex tristachya</i>	23	25.62	12.89	66667	1.39	3.24	2.56
	狗尾草 <i>Setaria viridis</i>	24	25.21	18.14	46667	12.63	3.23	2.90
	艾 <i>Artemisia argyi</i>	25	23.87	5.78	27355	1.51	3.17	1.75
	野蔷薇 <i>Rosa multiflora</i>	26	22.60	17.67	7531	0.94	3.12	2.87
	菱蒿 <i>Artemisia selengensis</i>	27	22.18	17.84	37778	2.28	3.10	2.88
	野豌豆 <i>Vicia sepium</i>	28	22.00	3.45	12000	17.06	3.09	1.24
	蓼 <i>Polygonum flaccidum</i>	29	15.78	2.63	1667	0.11	2.76	0.97
	大青 <i>Clerodendrum cyrtophyllum</i>	30	15.80	12.41	3333	0.43	2.76	2.52
	菘草 <i>Arthraxon hispidus</i>	31	14.92	5.65	55556	0.78	2.70	1.73
	水芹 <i>Oenanthe javanica</i>	32	14.68	1.10	4444	0.06	2.69	0.09
	鳢肠 <i>Eclipta prostrata</i>	33	12.84	2.73	4444	0.28	2.55	1.00
	台湾翅果菊 <i>Pterocypsela formosana</i>	34	11.13	1.90	722	0.53	2.41	0.64
	风轮菜 <i>Clinopodium chinense</i>	35	9.67	2.82	57778	0.78	2.27	1.04
	龙葵 <i>Solanum nigrum</i>	36	9.45	7.95	2546	1.13	2.25	2.07
	野燕麦 <i>Avena fatua</i>	37	9.41	1.61	7000	0.11	2.24	0.48
	飞蓬 <i>Erigeron acer</i>	38	3.19	2.56	13333	0.29	1.16	0.94
	鸡眼草 <i>Kummerowia striata</i>	39	3.19	1.93	2222	0.01	1.16	0.66
	青蒿 <i>Artemisia carvifolia</i>	40	2.30	0.52	2222	0.03	0.83	-0.66
	蛇莓 <i>Duchesnea indica</i>	41	2.01	0.98	6667	0.14	0.70	-0.02
	画眉草 <i>Eragrostis pilosa</i>	42	1.92	1.25	12000	0.89	0.65	0.22
	苦竹 <i>Pleioblastus amarus</i>	43	1.70	1.03	19136	0.19	0.53	0.03
	平车前 <i>Plantago depressa</i>	44	1.67	1.18	4444	0.07	0.52	0.16
	通泉草 <i>Mazus japonicus</i>	45	1.48	1.32	2222	0.22	0.39	0.28
	白茅 <i>Imperata cylindrica</i>	46	1.17	0.59	2222	0.01	0.15	-0.53
	鸭跖草 <i>Commelina communis</i>	47	1.02	0.47	4444	0.03	0.02	-0.76
	牛膝 <i>Achyranthes bidentata</i>	48	0.51	0.27	561	0.26	-0.67	-1.31
II	商陆 <i>Phytolacca acinosa</i>	1	512.40	1076.00	21632	24.59	6.24	6.98
	小蓬草 <i>Conyza canadensis</i>	2	143.24	169.99	293333	3.69	4.96	5.14
	野胡萝卜 <i>Daucus carota</i>	3	126.44	83.72	174333	3.74	4.84	4.43
	飞蓬 <i>Erigeron acer</i>	4	84.26	57.75	613333	2.33	4.43	4.06
	早熟禾 <i>Poa annua</i>	5	79.52	58.87	116667	4.17	4.38	4.08
	水芹 <i>Oenanthe javanica</i>	6	48.27	21.00	13337	0.33	3.88	3.04

续表

区域 Site	植物种类 Plant species	植物种类编号 Serial number of plant species	物种生物量 $B$ Biomass/ ( $\text{kg}/\text{hm}^2$ )	锰吸收量 $U$ Manganese uptake/ ( $\text{g}/\text{hm}^2$ )	密度 $d$ Density/ $\text{hm}^2$	盖度 Coverage/%	$\ln B$	$\ln U$
	狗尾草 <i>Setaria viridis</i>	7	42.44	73.50	68889	17.99	3.75	4.30
	大青 <i>Clerodendrum cyrtophyllum</i>	8	27.86	45.26	13333	0.33	3.33	3.81
	土荆芥 <i>Chenopodium ambrosioides</i>	9	24.13	14.89	1367	0.77	3.18	2.70
	艾 <i>Artemisia argyi</i>	10	17.87	14.04	53333	0.93	2.88	2.64
	龙葵 <i>Solanum nigrum</i>	11	12.80	11.86	4977	1.06	2.55	2.47
	小巢菜 <i>Vicia hirsuta</i>	12	8.72	0.97	10112	3.21	2.17	-0.03
	蛇莓 <i>Duchesnea indica</i>	13	4.62	1.54	13333	0.13	1.53	0.43

注:物种生物量  $B$  的标准差范围为:8%—16%,锰吸收量  $U$  的标准差范围为:5%—18%

整体上,I区的各项数据均显著高于II区。I区的生物总量、物种数、锰吸收总量、总密度、总盖度分别为II区的20.6、3.7、2.6、1.2、4.5倍,I与II区的 $R_B$ 和 $R_U$ 比值也大于1,分别为20.6和2.55。基于式8和式9, $R_B$ 和 $R_U$ 比值为两区系统自由能的比值,说明I区生态系统的生物量和锰吸收量两项指标的Gibbs自由能均高于II区,差异非常显著( $P < 0.001$ )。表3、4的数据说明使用有机菌肥不仅可以有效地促进试验区植物生长和锰的吸收,还可以显著提高物种数量和植被覆盖率,通过提高系统生产力和丰富生物多样性来改善试验区生态系统结构功能,从而从整体上提高生态系统的自由能。

表4 修复区(I)和对照区(II)植物总生物量、总密度、总盖度和总锰吸收量

Table 4 Total plant biomass, density, coverage and manganese uptake in restoration (I) and control (II) sites

区域 Site	总植物种类数 SNumber of plant species	总生物量 $\Sigma B_i$ Total biomass/ ( $\text{kg}/\text{hm}^2$ )	总锰吸收量 $\Sigma U_i$ Total manganese uptake/ ( $\text{g}/\text{hm}^2$ )	总密度 $\Sigma d$ Total density/ $\text{hm}^2$	总盖度 Total coverage/%	$D_B$	$D_U$	$R_B$	$OR_U$
I	48	23323.97	4280.20	1610166	285.61				
II	13	1132.56	1599.37	1397981	63.27	22191	2518	20.6	2.55

表中  $D_B = \Sigma B_I - \Sigma B_{II}$ ,  $D_U = \Sigma U_I - \Sigma U_{II}$ ,  $R_B = \Sigma B_I / \Sigma B_{II}$ ,  $R_U = \Sigma U_I / \Sigma U_{II}$

## 2.2 植物种类化学势差异

基于植物干物质生物量  $B$  数据,采用式12计算了I和II区物种的 $\delta_B$ 值。图1展示了I和II区内植物种类间的化学势差异,图中物种按 $\delta_B$ 值从大到小排列,其植物种类编号与表3编号相同。自图1可清晰的看出,整体上,I区物种间化学势差异范围显著大于II区( $P < 0.001$ )。I和II区 $\delta_B$ 值波动范围分别为-3.79—6.76和-2.17—2.54,其中 $\delta_B$ 为负值为小于系统平均 $\delta_B$ 值的物种。I区泡桐的 $\delta_B$ 值最高,其次为栾树和构树,说明泡桐、栾树和构树是改良I区的优势植物种类。II区 $\delta_B$ 值最高的物种是商陆,其次为小蓬草和野胡萝卜,说明这3种植物具有很强的适应锰污染土壤环境的能力。依据 $\delta_B$ 值大小排序可筛选出生物量大的耐性植物种类。

图2展示了I和II区内物种锰吸收量的化学势差异。与图1相比,物种锰吸收量化学势与生物量化学势差异小, $\delta_U$ 与 $\delta_B$ 值变化趋势基本一致,I区 $\delta_U$ 与 $\delta_B$ 的相关系数值 $R = 0.994$ ,II区 $R = 0.979$ ,说明植物锰吸收量与生物量呈显著正相关。整体上,I和II区内各自物种间的化学势差异显著,I与II区的 $\delta_U$ 值波动范围分别为-3.52—5.69和-3.42—3.59,I区物种间化学势差异显著大于II区( $P < 0.001$ )。与图1物种排序相似,I区 $\delta_U$ 值最高的物种也为泡桐,其次为栾树和构树,II区最高 $\delta_U$ 值的物种为商陆,其次为小蓬草和野胡萝卜。基于 $\delta_U$ 值分析可筛选出锰吸收量大的植物种类。

表5列出了I和II区基于 $\delta_B$ 、 $\delta_U$ 、锰平均浓度、TF值和优势度排序前10的植物种类,前10物种 $\delta_B$ 值和

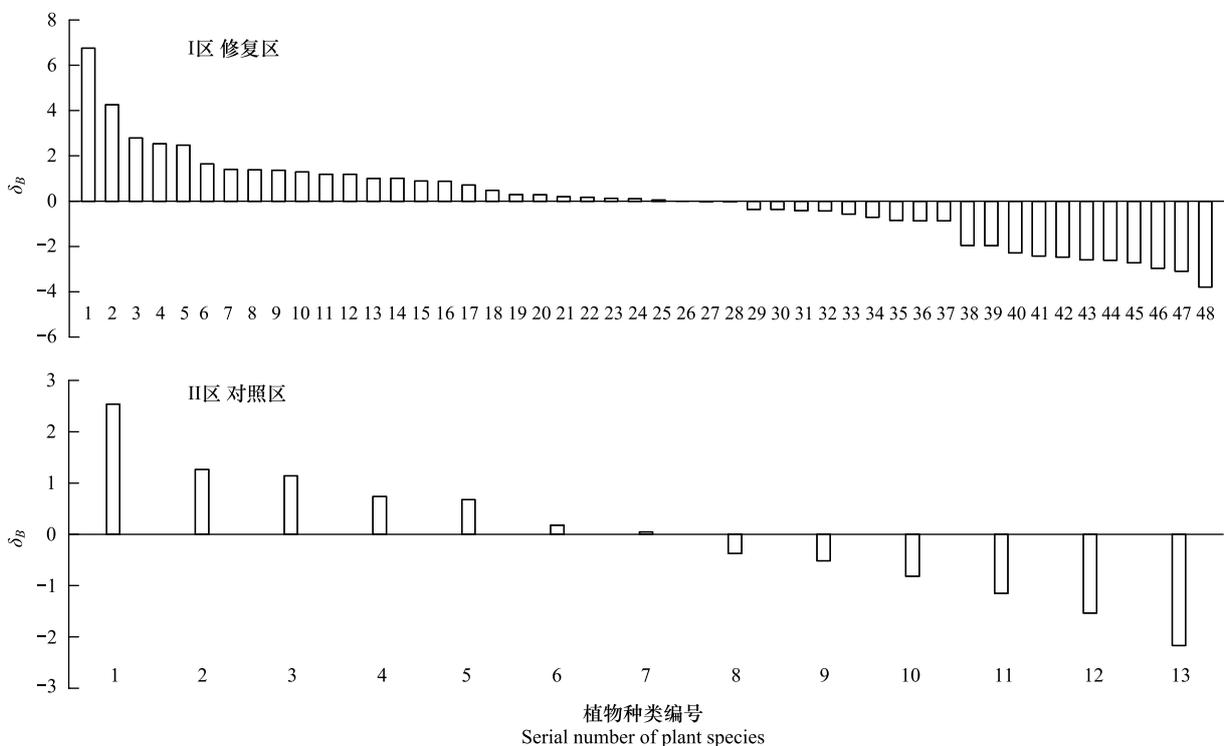


图 1 修复区 (I) 和对照区 (II) 植物种类间生物量化学势差异

Fig.1 Difference in chemical potential (biomass) among plant species in restoration (I) and control (II) sites

$\delta_B = \ln(B_i) - (1/S) \sum \ln(B_i)$ ,  $B_i$ : 生物量,  $S$ : 物种数

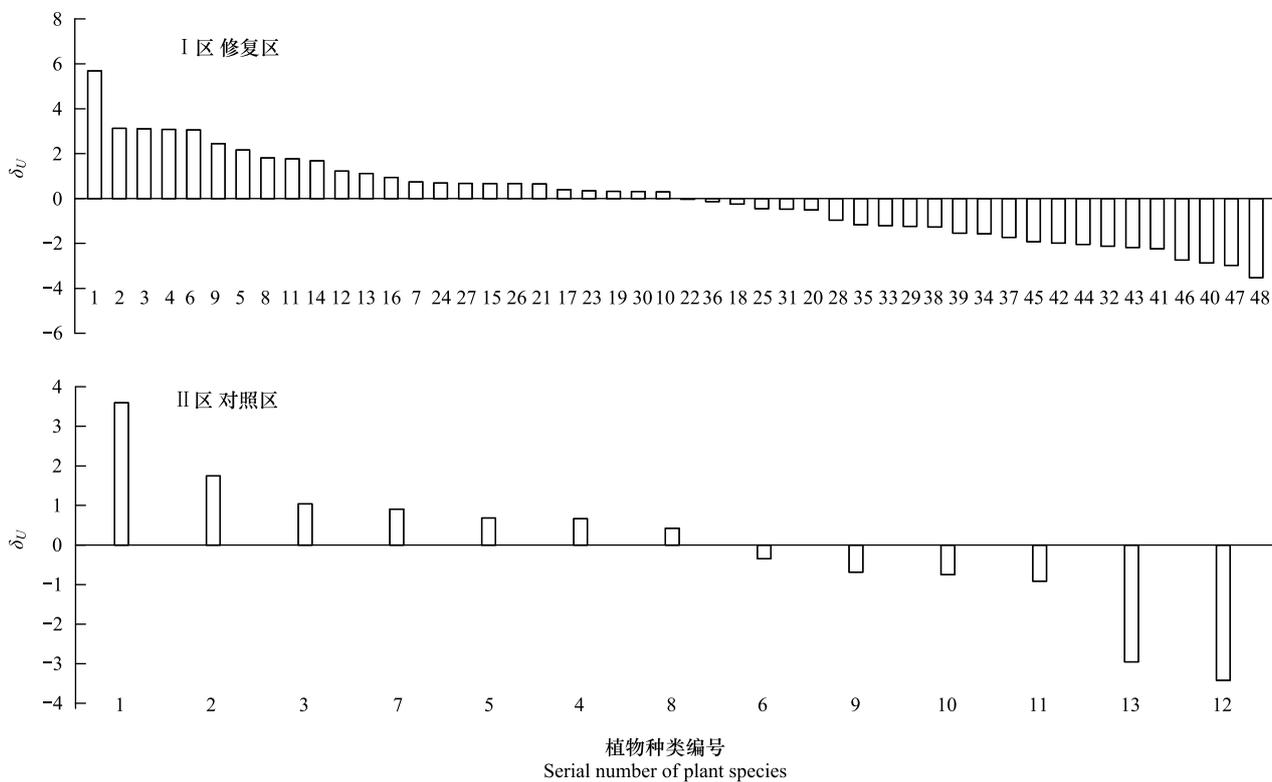


图 2 修复区 (I) 和对照区 (II) 植物种类间锰吸收量化学势差异

Fig.2 Difference in chemical potential (manganese) uptake among plant species in restoration (I) and control (II) sites

$\delta_U = \ln(U_i) - (1/S) \sum \ln(U_i)$ ,  $U_i$ : 锰吸收量,  $S$ : 物种数

( $\Sigma\delta_B$ )、 $\delta_U$ 值和( $\Sigma\delta_U$ )、以及按优势度排序前 10 物种的 Simpson 指数值。自表 5 可看出,由  $\delta_B$ 和  $\delta_U$ 值大小排列出的前 10 植物种类基本一致。采用  $\delta_B$ 和  $\delta_U$ 值作为筛选修复植物的依据,可满足快速恢复植被、增强系统去锰能力和提高污染地生产力的综合目标。I 区中泡桐、栾树和构树分别为用材林和能源树种,具有较高的经济价值,可作为锰污染区植被修复的建群树种。采用锰平均浓度、TF 值、优势度排列出的前 10 植物种类差异很大,更为明显的是排前的主要是生物量小和锰吸收总量小的植物种类,如 I 区中的商陆、一年蓬、通泉草、狗牙根和 II 区的小蓬草、狗尾草均属于一年生草本植物,可利用的经济价值也很低。

自表 5 可看出, I 区的  $\Sigma\delta_B$ 、 $\Sigma\delta_U$ 和 Simpson 指数值均大于 II 区的值。Simpson 指数是反映系统物种多样性指标,说明  $\Sigma\delta_B$ 和  $\Sigma\delta_U$ 与 Simpson 指数值具有相似功能,可作为系统生物多样性指标。总体上, II 区前 10 植物种类的生物量和吸收量虽然小于 I 区,但其能在未改良的高锰浓度污染环境中自然生长,耐性很强,因此可以作为锰污染土壤修复的先锋植物,在建立污染区复合植物群落模式、提高植被覆盖率中可发挥重要的作用。

表 5 修复区 (I) 和对照区 (II) 五个指标排序前 10 植物种类及其  $\Sigma\delta_B$ 、 $\Sigma\delta_U$ 、simpson 指数值

Table 5 Top 10 plant species sequenced by five indicators and their  $\Sigma\delta_B$ ,  $\Sigma\delta_U$  and simpson index values in restoration (I) and control (II) sites

区域 Site	名次 Sequence	$\delta_B$	$\delta_U$	锰浓度 Manganese content	TF 值 Transfer factor value	优势度 Dominance	$\Sigma\delta_B$	$\Sigma\delta_U$	Simpson 指数值 Simpson index value
I	1	泡桐	泡桐	商陆	大青	泡桐	25.88	27.93	0.81
	2	栾树	栾树	一年蓬	商陆	狗牙根			
	3	构树	构树	通泉草	悬钩子	栾树			
	4	狗牙根	狗牙根	龙葵	蛇莓	灯心草			
	5	芒	商陆	菱蒿	小蓬草	小巢菜			
	6	商陆	一年蓬	飞蓬	鸡眼草	酢酱草			
	7	土荆芥	芒	悬钩子	芒	早熟禾			
	8	灯心草	灯心草	大青	飞蓬	狗尾草			
	9	一年蓬	早熟禾	野蔷薇	牛膝	小蓬草			
	10	香丝草	悬钩子	早熟禾	菱蒿	构树			
II	1	商陆	商陆	商陆	商陆	商陆	4.87	7.27	0.73
	2	小蓬草	小蓬草	狗尾草	土荆芥	飞蓬			
	3	野胡萝卜	狗尾草	大青	小蓬草	狗尾草			
	4	飞蓬	早熟禾	小蓬草	水芹	野胡萝卜			
	5	早熟禾	飞蓬	龙葵	大青	小蓬草			
	6	水芹	野胡萝卜	艾	狗尾草	早熟禾			
	7	狗尾草	大青	早熟禾	小巢菜	艾			
	8	大青	水芹	飞蓬	蛇莓	小巢菜			
	9	土荆芥	土荆芥	野胡萝卜	飞蓬	水芹			
	10	艾	艾	土荆芥	早熟禾	大青			

### 3 讨论

试验区锰矿渣基质重金属含量高,养分贫瘠,只有少数重金属耐性强的植物能在这类恶劣土壤环境存活。而有机菌肥改良区存活的植物种类达 48 种,为对照区的 3.7 倍,其中有 44 种自然生草本植物和 4 种在高浓度重金属环境下难以存活的泡桐、栾树等木本植物,说明专用有机菌肥的改良效果显著。专用肥含有抗性菌株、吸附介质、有机络合物和氧化还原酶等物质,其除了能为植物提供必要的养分外,最重要的功能是通过固定、吸附、络合、氧化和微生物吸收富集等作用来降低植物根际微环境中重金属的毒性,缓解重金属对植物的直接危害。有关专用有机菌肥缓解重金属毒性的作用机理将在后续结合盆栽试验数据进行深入分析与讨论。

系统自由能  $G$  是植物生物量  $B$ 、锰浓度、锰吸收量  $U$ 、密度  $d$ 、物种数  $S$  的函数, 包含了植物生长状况、重金属富集能力和生物多样性及其与立地环境的关系等综合信息, 因此可作为反映生态系统生产力、物种结构、丰富度和功能的综合指标。

甄别超富集植物的传统指标中, 植体重金属浓度主要体现植物的耐受性,  $TF$  值反映植物向地上部转移重金属元素的能力<sup>[12-13]</sup>。如 García M A 等用 Pb 浓度大小比较植物铅耐性<sup>[24]</sup>, Juárez-Santillán L F 等用  $TF$  值筛选锰耐性植物<sup>[25]</sup>。优势度是评价植物生长势的指标, 体现物种在植物群落中的扩繁能力<sup>[17]</sup>。商陆是嗜锰植物, 耐受性和转运锰的能力都很强<sup>[26-27]</sup>, 因此在对照区中, 商陆的 5 个指标排名都位居前列, 但在改良区中, 商陆排名靠前的指标仅为锰浓度和  $TF$  值, 主要原因是其生物量远远小于泡桐和栎树等其他树种, 锰吸收总量也相对小, 因此  $\delta_B$  和  $\delta_U$  值小。总体上, 在 II 区 5 项指标排名靠前植物的  $\delta_B$  和  $\delta_U$  都远远低于 I 区的值。

菌肥改良后 I 区的植物种类数、总密度、总盖度显著增大。在生态系统中, 植物种类互相争夺土壤营养元素和生长空间, 盖度和密度大的物种则优势度相对高, 如盖度大的木本植物泡桐和栎树, 以及易存活密度大的狗牙根和灯心草。因此, 在修复植物筛选中, 仅知道物种个体的浓度  $C$ 、转移系数  $TF$  的数据不够, 还需要知道给定区域单位面积上物种的生物量(物种生产力), 密度(物种扩展能力), 以及生态系统中物种间竞争、共生、抑制、互利等关系行为。采用植物重金属浓度、 $TF$  指标可以直接比较个体物种耐受和积累污染元素的生理生化特点, 但不能反应物种在重金属污染环境中的生态学特性。例如, 在给定面积的区域里, 自然萌发生长植物种类的锰浓度和  $TF$  值大, 而其密度、生物量和污染元素吸收量等值却小。与传统指标相比, 化学势差异指标  $\delta_B$  和  $\delta_U$  除了能体现植物生长和富集锰元素能力差异外, 还具有反映植物生态学特性的优势。

物种多样性是植被恢复过程中群落变化的重要指标<sup>[28]</sup>, 多样性越高, 生态服务功能越高<sup>[29]</sup>, 抗干扰能力越强<sup>[18]</sup>, 反映物种多样性的指标很多, 常用的是 Simpson 指数<sup>[5,30]</sup>。Simpson 指数的变量因子是  $p_i = n_i / \sum n_i$ , 而化学势的变量因子是  $x_i = C_i / \sum C_i$ , 两者的差别是, Simpson 指数以物种个体数  $n_i$  与系统总个体数  $\sum n_i$  比值为基础来描述系统生物多样性, 而化学势是以物种生物量  $C_i$  与系统总生物量  $\sum C_i$  的比值为基础来反映物种潜在的势能, 其中  $C_i$  为个体生物量  $c_i$  与个体数  $n_i$  的乘积 ( $C_i = c_i n_i$ ), 因此, 化学势包含了 Simpson 指数变量因子, 系统  $\sum \delta_B$  和  $\sum \delta_U$  的绝对值大则说明系统生物多样性丰富。

试验数据分析结果表明, 采用自由能比和物种化学势差来评价锰矿污染区植被修复效果和筛选修复植物具有特殊的意义。已建立的自由能和化学势方程在描述生态系统能态, 系统及组分间能流, 结构功能, 生产力, 生物多样性和均匀度等方面具有较为广泛的应用价值。依据热力学原理, 系统自由能变  $\Delta G = 0$  是系统平衡的标志<sup>[15]</sup>, 而化学势对温度的偏导数  $\partial\mu/\partial T$  为偏摩尔熵的负值<sup>[16]</sup>。因此,  $\Delta G$  值可以作为判断生态系统平衡的指标, 而  $\partial\mu/\partial T$  方程可用以分析生态系统的熵与物种多样性的关系。这些方面的工作还有待今后进一步结合生态学理论开展深入的研究。

## 4 结论

4.1 修复区植物种类数、生物量、锰吸收量和自由能远大于对照区的值, 说明使用有机菌肥可有效地促进试验区植物生长和锰的吸收, 丰富系统生物多样性, 改善试验区生态系统结构功能。

4.2 建立的生态系统 Gibbs 自由能方程可用以描述锰矿生态试验区植被系统的结构功能, 自由能比值不仅可用以检验污染区植物修复效果, 还可以作为比较生态系统立地环境差异的指标。

4.3 物种化学势反映物种适应和修复污染环境的能力, 与传统指标相比, 物种化学势能更好地反映植物的生态学特性, 可作为污染区修复植物筛选的重要指标。

## 参考文献 (References):

- [ 1 ] Jørgensen S E. Ecosystem services, sustainability and thermodynamic indicators. *Ecological Complexity*, 2010, 7(3): 311-313.
- [ 2 ] Zhang J J, Gurkan Z, Jørgensen S E. Application of eco-exergy for assessment of ecosystem health and development of structurally dynamic models. *Ecological Modelling*, 2010, 221(4): 693-702.

- [ 3 ] Perryman M E, Schramski J R. Evaluating the relationship between natural resource management and agriculture using embodied energy and eco-exergy analyses: A comparative study of nine countries. *Ecological Complexity*, 2015, 22: 152-161.
- [ 4 ] Molozzi J, Salas F, Callisto M, Marques J C. Thermodynamic oriented ecological indicators: Application of eco-exergy and Specific eco-exergy in capturing environmental changes between disturbed and non-disturbed tropical reservoirs. *Ecological Indicators*, 2013, 24: 543-551.
- [ 5 ] Lu H F, Wang Z H, Campbell D E, Ren H, Wang J. Emergy and eco-exergy evaluation of four forest restoration modes in southeast China. *Ecological Engineering*, 2011, 37(2): 277-285.
- [ 6 ] 唐得昊, 邹欣庆, 刘兴健. 海岸带生态系统健康评价中能质和生物多样性的差异——以江苏海岸带为例. *生态学报*, 2013, 33(4): 1240-1250.
- [ 7 ] Jørgensen S E. Application of exergy and specific exergy as ecological indicators of coastal areas. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 2000, 3(3): 419-430.
- [ 8 ] Tang D H, Zou X Q, Liu X J, Liu P T, Zhamangulova N, Xu X W H, Zhao Y F. Integrated ecosystem health assessment based on eco-exergy theory: A case study of the Jiangsu coastal area. *Ecological Indicators*, 2015, 48: 107-119.
- [ 9 ] Draganovic V, Jørgensen S E, Boom R, Jonkers J, Riesen G, Van Der Goot A J. Sustainability assessment of salmonid feed using energy, classical exergy and eco-exergy analysis. *Ecological Indicators*, 2013, 34: 277-289.
- [ 10 ] 李晴新, 冯剑丰, 朱琳. 生态能质(eco-exergy)在水生生态系统建模和评价中的应用. *生态学杂志*, 2011, 30(2): 376-383.
- [ 11 ] Xu F, Yang Z F, Chen B, Zhao Y W. Ecosystem health assessment of the plant-dominated Baiyangdian Lake based on eco-exergy. *Ecological Modelling*, 2011, 222(1): 201-209.
- [ 12 ] Tassi E L, Pedron F, Barbaferi M. Evaluating the absorption of boron by plants—a potential tool to remediate contaminated sediments from Cecina River Basin in Italy. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2011, 216(1/4): 275-287.
- [ 13 ] Kumar N, Bauddh K, Kumar S, Dwivedi N, Singh D P, Barman S C. Accumulation of metals in weed species grown on the soil contaminated with industrial waste and their phytoremediation potential. *Ecological Engineering*, 2013, 61: 491-495.
- [ 14 ] 凌薇薇, 吴晓芙, 陈永华, 刘庆, 郭丹丹. 除锰微生物的筛选及其除锰特性研究. *中南林业科技大学学报*, 2011, 31(6): 152-156.
- [ 15 ] Engel T, Reid P. *Physical Chemistry (1st Edition)*. New York: Pearson Education Inc, 2006: 133.
- [ 16 ] 傅献彩, 沈文霞, 姚天扬. *物理化学(第四版)*. 北京: 高等教育出版社, 1990: 160.
- [ 17 ] 李侠, 于明坚, 慎佳泓, 胡仁勇, 李铭红. 杭州湾滩涂 Na 元素含量对植物多样性和优势度的影响. *生态学报*, 2007, 27(11): 4603-4611.
- [ 18 ] 王芸, 欧阳志云, 郑华, 陈法霖, 陈圣宾, 曾静. 南方红壤区 3 种典型森林恢复方式对植物群落多样性的影响. *生态学报*, 2013, 33(4): 1204-1211.
- [ 19 ] 贺梦璇, 李洪远, 莫训强, 孟伟庆, 杨佳楠. 基于响应面分析法土壤种子库植被恢复的因素优化. *应用生态学报*, 2014, 25(8): 2311-2316.
- [ 20 ] Tang Y, Cao M, Fu X H. Soil seedbank in a dipterocarp rain forest in Xishuangbanna, Southwest China. *Biotropica*, 2006, 38(3): 328-333.
- [ 21 ] 马全林, 卢琦, 魏林源, 靳虎甲. 干旱荒漠白刺灌丛植被演替过程土壤种子库变化特征. *生态学报*, 2015, 35(7): 2285-2294.
- [ 22 ] 程玲, 王亚珍, 许景伟, 翟树强, 曲木子, 李传荣. 灵龙湾国家森林公园垂序商陆土壤种子库时空动态及其对防除措施响应. *生态学报*, 2015, 35(15): 5095-5103.
- [ 23 ] Lin L X, Cao M. Edge effects on soil seed banks and under-story vegetation in subtropical and tropical forests in Yunnan, SW China. *Forest Ecology and Management*, 2009, 257(4): 1344-1352.
- [ 24 ] García M Á, Alonso J, Melgar M J. Lead in edible mushrooms: Levels and bioaccumulation factors. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 167(1/3): 777-783.
- [ 25 ] Juárez-Santillán L F, Lucho-Constantino C A, Vázquez-Rodríguez G A, Cerón-Ubilla N M, Beltrán-Hernández R I. Manganese accumulation in plants of the mining zone of Hidalgo, Mexico. *Bioresource Technology*, 2010, 101(15): 5836-5841.
- [ 26 ] 梁文斌, 薛生国, 沈吉红, 王萍, 王钧. 锰胁迫对垂序商陆叶片形态结构及叶绿体超微结构的影响. *生态学报*, 2011, 31(13): 3677-3683.
- [ 27 ] 徐向华, 李仁英, 刘翠英, 施积炎, 林佳. 超积累植物垂序商陆(*Phytolacca americana* L.)吸收锰机制的初步探讨. *环境科学*, 2013, 34(11): 4460-4465.
- [ 28 ] Zhang J T, Dong Y R. Factors affecting species diversity of plant communities and the restoration process in the loess area of China. *Ecological Engineering*, 2010, 36(3): 345-350.
- [ 29 ] Rey Benayas J M, Newton A C, Diaz A, Bullock J M. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science*, 2009, 325(5944): 1121-1124.
- [ 30 ] 沈亚强, 魏宏斌, 程旺大, 张红梅, 王为东, 尹澄清. 嘉兴市石臼漾水源生态湿地运行过程中植物多样性研究. *环境科学*, 2011, 32(10): 2883-2890.