

中国百种杰出学术期刊  
中国精品科技期刊  
中国科协优秀期刊  
中国科学院优秀科技期刊  
新中国 60 年有影响力的期刊  
国家期刊奖

ISSN 1000-0933  
CN 11-2031/Q

# 生态学报

## Acta Ecologica Sinica

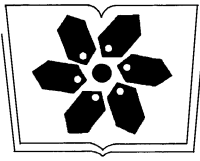
(Shengtai Xuebao)

第 30 卷 第 21 期  
Vol.30 No.21  
**2010**



中国生态学学会  
中国科学院生态环境研究中心  
科学出版社

主办  
出版



中国科学院科学出版基金资助出版

# 生态学报

(SHENGTAI XUEBAO)

第 30 卷 第 21 期 2010 年 11 月 (半月刊)

## 目 次

棉铃虫幼虫对人类呈味物质的取食反应·····	李为争,付国需,王英慧,等 (5709)
西藏拉萨机场周边风沙源空间分布及演变趋势·····	李海东,沈渭寿,邹长新,等 (5716)
新疆沙湾冷泉沉积物的细菌系统发育多样性·····	曾 军,杨红梅,徐建华,等 (5728)
应用鱼类完整性评价体系评价辽河流域健康·····	裴雪姣,牛翠娟,高 欣,等 (5736)
不同海拔天山云杉叶功能性状及其与土壤因子的关系·····	张慧文,马剑英,孙 伟,等 (5747)
滨河湿地不同植被对农业非点源氮污染的控制效果·····	徐华山,赵同谦,贺玉晓,等 (5759)
内蒙古温带荒漠草原能量平衡特征及其驱动因子·····	阳伏林,周广胜 (5769)
南北样带温带区栎属树种功能性状对气象因子的响应·····	冯秋红,史作民,董莉莉,等 (5781)
伏牛山自然保护区物种多样性分布格局·····	卢训令,胡 楠,丁圣彦,等 (5790)
减弱 UV-B 辐射对烟草形态、光合及生理生化特性的影响 ·····	陈宗瑜,钟 楚,王 毅,等 (5799)
川西亚高山针阔混交林乔木层生物量、生产力随海拔梯度的变化 ·····	刘彦春,张远东,刘世荣,等 (5810)
三峡库区消落带水淹初期地上植被与土壤种子库的关系·····	王晓荣,程瑞梅,肖文发,等 (5821)
洞庭湖西岸区防护林土壤和植物营养元素含量特征·····	柏方敏,田大伦,方 晰,等 (5832)
择伐对阔叶红松林主要树种径向与纵向生长的影响·····	蒋子涵,金光泽 (5843)
野鸭湖典型湿地植物光谱特征·····	刘 克,赵文吉,郭逍宇,等 (5853)
三种线性模型在杉木与马尾松地位指数相关关系研究中的比较·····	朱光玉,吕 勇,林 辉,等 (5862)
不同干扰类型下羊草种群的空间格局·····	陈宝瑞,杨桂霞,张宏斌,等 (5868)
基于 SWAT 模型的祁连山区最佳水源涵养植被模式研究——以石羊河上游杂木河流域为例 ·····	王军德,李元红,李赞堂,等 (5875)
2D 与 3D 景观指数测定山区植被景观格局变化对比分析 ·····	张志明,罗亲普,王文礼,等 (5886)
基于投影寻踪的珠江三角洲景观生态安全评价 ·····	高 杨,黄华梅,吴志峰 (5894)
海峡两岸 16 个沿海城市生态系统功能比较 ·····	张小飞,王如松,李 锋,等 (5904)
同安湾围(填)海生态系统服务损害的货币化预测评估 ·····	王 萱,陈伟琪,张璐平,等 (5914)
太阳辐射对玉米农田土壤呼吸作用的影响 ·····	孙敬松,周广胜,韩广轩 (5925)
水分胁迫下 AM 真菌对沙打旺生长和抗旱性的影响·····	郭辉娟,贺学礼 (5933)
宁夏南部旱区坡地不同粮草带比间作种植模式比较·····	路海东,贾志宽,杨宝平,等 (5941)
节节草生长对铜尾矿砂重金属形态转化和土壤酶活性的影响·····	李 影,陈明林 (5949)
自然植物群落形成过程中铜尾矿废弃地氮素组分的变化 ·····	安宗胜,詹 婧,孙庆业 (5958)
硅介导的水稻对二化螟幼虫钻蛀行为的影响 ·····	韩永强,刘 川,侯茂林 (5967)
饥饿对转基因鲤与野生鲤生长竞争和性腺发育的影响·····	刘春雷,常玉梅,梁利群,等 (5975)
<b>专论与综述</b>	
河流水质的景观组分阈值研究进展 ·····	刘珍环,李 猷,彭 建 (5983)
<b>研究简报</b>	
长期模拟增温对岷江冷杉幼苗生长与生物量分配的影响 ·····	杨 兵,王进闯,张远彬 (5994)
环境因素对长额斗蟋翅型分化的影响 ·····	曾 杨,朱道弘,赵吕权 (6001)

# 节节草生长对铜尾矿砂重金属形态转化 和土壤酶活性的影响

李影\*, 陈明林

(安徽师范大学生命科学学院, 安徽省高校“生物环境与生态安全”省级重点实验室; 芜湖 241000)

**摘要:**通过盆栽模拟栽培试验,研究了节节草生长对铜尾矿砂重金属形态转化和土壤酶活性的影响。结果表明,节节草生长显著提高了尾矿砂中有机物结合态重金属比例( $P < 0.01$ ),降低了交换态和残渣态重金属比例( $P < 0.05$ )。土壤过氧化氢酶、脲酶、多酚氧化酶和蔗糖酶活性均随着节节草的生长而不同程度的升高,其中过氧化氢酶和脲酶活性均与植物生长时间呈显著正相关( $r_{\text{过氧化氢酶}} = 0.911, P < 0.05; r_{\text{脲酶}} = 0.957, P < 0.01$ ),多酚氧化酶和蔗糖酶活性在植物生长旺盛期达到峰值,分别是对照组的2.40和2.02倍,随后迅速下降;而磷酸酶活性却显著下降( $r_{\text{磷酸酶}} = -0.923, P < 0.05$ )。土壤酶活性与节节草地下部分干重的相关性大于地上部分;且与土壤有机物结合态重金属的含量呈显著正相关,与交换态和残渣态重金属含量呈显著负相关。节节草生长不仅促进了铜尾矿砂重金属朝螯合态方面转化,有效降低重金属的生物有效性,同时还显著地改善了铜尾矿砂的基质环境和土壤肥力。因此,节节草在铜尾矿废弃地恢复实践中具有较大的应用潜力。

**关键词:**节节草;铜尾矿砂;重金属形态;土壤酶

## Effects of the inhabitation by *Hippochaete ramosissimum* on heavy metal speciations and enzyme activities in copper mine tailing soil

LI Ying\*, CHEN Minglin

College of Life Sciences, Anhui Normal University, Key Laboratory of Biotic Environment and Ecological Safety in Anhui Province, Wuhu 241000, China

**Abstract:** *Hippochaete ramosissimum* is a perennially herbaceous Pteridophyta with a fast growing speed and a strong adaptability to environment. It is widely distributed in the middle and lower reaches of Yangtze River, and is often found in roadside, sand soil, wasteland and mining abandoned soil. *H. ramosissimum* is also a species of Cu-resistant plant due to its high capacity of absorption and accumulation of Cu. However, whether *H. ramosissimum* can be used as a phytoremediation to restore abandoned copper mine tailings remains unknown.

The activity of soil enzyme is an important index of soil fertility, and can often be used to indicate remediation effect on polluted soils. Although the effects of inhabitation by *H. ramosissimum* on heavy metal speciations were reported occasionally, little is known about the effect of its inhabitation on soil enzyme activity. Determining the relationship between heavy metal speciations and soil enzyme activity is the first step towards large scale application of *H. ramosissimum* to the revegetation of copper mine tailings. In this study, the plant *H. ramosissimum* and the soils were both collected from Tongling copper mine tailings, and pot experiments were conducted in a greenhouse to assess the effects of *H. ramosissimum* growth on heavy metal speciation and enzyme activity in the collected soils. The main results showed that the growth of *H. ramosissimum* reduced insignificantly the total content of heavy metal in the soils ( $P > 0.05$ ) and the ratio of exchangeable and residual heavy metals ( $P < 0.05$ ), but increased significantly the ratio of the content of heavy metals bound to organic matter to the total content of corresponding heavy metals ( $P < 0.01$ ). With *H. ramosissimum* growing, the activities of

**基金项目:**国家自然科学基金(30470270);安徽师范大学博士启动基金;安徽省重要生物资源保护与利用研究省级重点实验室基金;安徽省教育厅自然科学重点项目基金(KJ2009A104);安徽省高校省自然基金(KL2010A152)

收稿日期:2010-06-09; 修订日期:2010-09-30

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: liying791212@Yahoo.com.cn

Catalase, Urease, Polyphenoloxidase and Invertase increased. The activities of both Catalase and Urease were significantly positive correlated with the growth time ( $r_{\text{Catalase}} = 0.911$ ,  $P < 0.05$ ;  $r_{\text{Urease}} = 0.957$ ,  $P < 0.01$ ), and the activities of both Polyphenoloxidase and Invertase reached the peak during the vigorous growth periods of the plant, which were approximately 2.40 and 2.02 times higher than those in the controls, respectively, and then decreased rapidly. In contrast, the Phosphatase activity notably decreased ( $r_{\text{Phosphatase}} = -0.923$ ,  $P < 0.05$ ) during the study period, which indicated the inhabitation of *H. ramosissimum* had the weaker promoting effect on the transformation of organophosphate matters to inorganophosphate ones in the soils. Compared with the dry weight of the aboveground parts of the plant, that of the underground parts showed a stronger correlation with the enzyme activities in copper mine tailing soil. The enzyme activities in the copper mine tailing soils were positively related to the content of heavy metals bound to organic matter, but were negatively related to that of exchangeable and residual heavy metals. In summary, the inhabitation of *H. ramosissimum* not only promoted transformation of heavy metals in copper mine tailing soils to chelated speciation and decreased heavy metal bioavailability, but also improved the fertility of soils, indicating revegetation in mining waste land is possible. *H. ramosissimum* exhibits application potential for the restoration of abandoned copper-mining lands.

**Key Words:** *Hippochaete ramosissimum*; copper mine tailings soil; heavy metal speciations; soil enzyme

土壤酶在土壤养分循环以及植物生长所需养分的供给过程中扮演着重要角色。酶活性的高低不仅表明了土壤的养分状况,且在一定程度上反映着土壤生物的活动状况,以及土壤对植物根系供应养分的潜力和土壤生物化学过程的强度与方向。土壤酶活性具有相对稳定性,是灵敏可靠的土壤肥力指标之一<sup>[1-2]</sup>。此外,近年来,国内外学者已将土壤酶学广泛应用到土壤重金属污染的研究领域中,在应用土壤酶进行土壤肥力评价、土壤污染物诊断、土壤污染修复及其修复效果的评价等方面取得了众多的研究成果<sup>[3-5]</sup>。

尾矿砂是矿石经磨碎、精选后被遗弃的矿石提取残余物,主要成分以沙粒和粉粒为主,其基质不稳定,重金属含量高、土壤肥力极其贫乏,植被覆盖率低,当遇到风雨天气极易造成污染物的扩散,甚至尾矿坝的滑坡、倒塌,带来很大的生态危害和安全隐患<sup>[6-8]</sup>。目前,大部分尾矿库多位于山谷、河谷等相对低凹地带,一般并不迫切要求将其转变为耕地<sup>[9-10]</sup>,且在其植被恢复的过程中,土壤养分的提高、毒性物质浓度的降低、耐性植物品系的形成等都是一个长期的过程。因此,当前金属尾矿库的治理关键在于使其裸露而不稳定的尾矿基质得到改良,实现植被的覆盖,以减少尾矿砂对周围环境的危害。

节节草(*Hippochaete ramosissimum*)隶属于木贼科木贼属多年生草本蕨类植物,其分布广泛,生长迅速,抗逆性强,常生长在路边、砂地、荒原以及矿业废弃地上<sup>[10-12]</sup>。有研究表明,节节草对Cu具有较强的吸收和积累能力,是一种铜耐性植物<sup>[13-15]</sup>。然而,有关节节草的生长对铜尾矿砂重金属形态转化和土壤酶活性的影响还不很清楚;虽然王友保等<sup>[16]</sup>初步研究了节节草生长对铜尾矿土壤重金属形态转化的影响,但由于尾矿区自然定居的节节草伴有狗牙根(*Cynodon dactylon*)、白茅(*Imperata cylindrica* var. *major*)等植物的生长,而植物之间的相互作用可能会影响其土壤修复的效果<sup>[17]</sup>,这对于认识节节草在铜尾矿废弃地恢复中的作用可能是不全面的。基于此,本文通过盆栽模拟试验,研究了节节草的生长对铜尾矿砂重金属形态转化和土壤酶活性的影响,目的在于探讨在非人工辅助条件下节节草自然定居对重金属形态和土壤酶活性的作用规律,为节节草大规模地应用于尾矿砂等矿业废弃地植被恢复提供理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 土壤和植物采集地

狮子山铜尾矿库位于安徽省铜陵市东南部的朝山村(30°56'42"N, 117°43'28"E),十多年来大量废弃的尾矿砂堆积在该山谷之中,形成了三面环山、一面筑坝的形式,受人为和其它因素干扰小,其自然定居植被在不断进行着演替。

## 1.2 土壤和植物的采集

经过长期的演变,尾矿库基质表层土壤(0—20 cm)仍以砂粒为主,不稳定,也是植物根系所能触及的范围;而下层土壤质地较为紧密,基本稳定,因此对于这类尾矿砂的治理主要在于表层土壤。基于此,作者采集了铜尾矿库裸露区 0—20 cm 表层土壤,充分混匀,风干,过 2 mm 筛。采集的土壤一部分用于植物的栽培,另一部分用于土样的基本化学性质和重金属总量的测定(表 1)。采集土壤的同时,于铜尾矿区采集自然定居物种节节草,将其根部土壤冲洗干净后,于正常土壤中进行预培养,待新苗长出后,取长势一致的幼苗进行试验。

表 1 土壤基本化学性质和重金属含量

Table 1 Contents of heavy metals and chemical property in mine tailing soils

	BG	RI	RII	RIII	RIV
全 Cu Total Cu/(mg/kg)	1496.81a	1203.49b	1380a	1317b	1341.5a
全 Cd Total Cd/(mg/kg)	3.28a	3.17a	3.01b	2.87c	2.52b
全 Pb Total Pb/(mg/kg)	35.47a	38.22b	33.36a	36.12a	34.32a
全 Zn Total Zn/(mg/kg)	207.05a	182.13a	186.91a	175.63b	185.17a
pH	6.63a	7.94b	7.06b	7.12b	7.56b
全 N Total N/(g/kg)	0.27a	0.23a	0.29a	0.37b	0.34b
全 P Total P/(g/kg)	0.16a	0.15a	0.14a	0.18a	0.15a
全 K Total K/(g/kg)	2.61a	1.48b	2.66a	1.73b	2.56a
有机质 Organic matter/(g/kg)	2.01a	1.93b	1.99a	2.62c	2.91c

LSD 检验:不同字母表示同一行中数据间有显著性差异( $P < 0.05$ ); BG:裸地对照组,RI:植物生长 50d,R II:植物生长 100d,R III:植物生长 150d,R IV:植物生长 200d

## 1.3 试验设计

将尾矿砂混合均匀后进行装盆,盆高为 25 cm,直径为 30 cm,每盆装土 3 kg(以干土计),加入去离子水,使含水量为田间持水量的 70% 左右,平衡 1 周后,每盆栽种幼苗 5 株,此为试验组(根际土壤);以不栽种植物的裸地铜尾矿土作为试验对照组(BG);每组 3 个重复。将栽培组于日光温室中培养,植物生长期间保持土壤含水量为田间持水量的 70% 左右。分别于植物生长的 50、100、150、200 d 时采用手抖法采集根际土壤,并标记为 R I、R II、R III、R IV。

## 1.4 分析方法

### 1.4.1 土壤化学性质测定

采用 1:2.5 的土水比测定土壤 pH 值;以  $K_2CrO_7$ -砂浴加热,  $FeSO_4$  滴定测定土壤有机质含量;常规方法测定土壤 N、P、K 含量<sup>[18]</sup>。

### 1.4.2 重金属形态分析

土壤重金属总量的测定采用  $HClO_4$ -浓  $H_2SO_4$  消化,原子吸收分光光度计测定;土壤中 Cu、Cd 的形态分析采用逐级连续提取法,按液土质量比 10:1,参照李仁英<sup>[19]</sup>、郑绍建等<sup>[20]</sup>的方法,分别以 1 mol/L  $MgCl_2$ 、1 mol/L  $NaAc$ (用 1 mol/L  $HAc$  调节至 pH5.0)、0.1 mol/L  $NH_2OH \cdot HCl$  + 25%  $HAc$ 、0.02 mol/L  $HNO_3$  + 30%  $H_2O_2$  + 0.8 mol/L  $HAc$  提取 Cu、Cd 的交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态和有机结合态。操作过程中所用容器均用 2%  $HNO_3$  浸泡 24 h 后使用,以避免其它重金属的污染。

### 1.4.3 土壤酶活性的测定

参照关松荫<sup>[21]</sup>和周礼恺等<sup>[22]</sup>的方法进行。过氧化氢酶活性的测定采用 0.1 mol/L  $KMnO_4$  滴定法,以 1.0 g 土壤培养 20 min 后消耗的 0.1 mol/L  $KMnO_4$  的毫升数表示;多酚氧化酶活性的测定采用碘量滴定法,以 1.0 g 土壤培养 20 min 后,滴定消耗的 0.01 mol/L  $I_2$  的毫升数表示;脲酶活性的测定采用苯酚钠比色法,以 24 h 内 1.0 g 土壤中  $NH_3$ -N 的毫克数表示;蔗糖酶活性的测定采用滴定法,以 1.0 g 土壤 37 °C 下培养 24 h 后,所消耗的 0.1 mol/L  $Na_2S_2O_3$  的毫升数表示;磷酸酶活性的测定采用比色法,以 1.0 g 土壤 37 °C 下培养 12 h

后,所消耗的酚的毫克数(折算为 100 g 土中  $P_2O_5$  的毫克数)表示。

### 1.5 数据处理

采用 SPSS11.5 统计分析软件进行数据分析和差异显著性检验。

## 2 结果与分析

### 2.1 节节草生长对铜尾矿砂基本化学性质的影响

和中国土壤元素背景值及国家土壤环境标准<sup>[23]</sup>相比,无论是根际土壤还是裸地对照组土壤,铜尾矿砂中 Pb、Zn 含量虽显著超出土壤元素背景值,但均在国家土壤二级标准以内(98.30、283.0 mg/kg),由其造成的土壤重金属污染较轻。但 Cu、Cd 含量均超出土壤二级标准数倍(47.4、0.28 mg/kg),污染严重;尾矿砂中有机质、全 N 等养分含量严重匮乏(表 1)。

与对照组相比,节节草根际基质的化学组成发生了显著的变化,基质环境得到一定的改善。其中,节节草根际尾矿基质逐渐由酸性趋于中性或弱碱性;有机质和全 N 的含量平均分别提高了 1.18 倍和 1.14 倍,随着节节草生长时间的增加有机质的含量显著上升( $r = 0.885, P < 0.05$ );而全 P 和全 K 的含量并无明显变化,随着植物的生长也未呈现出显著的变化( $P > 0.05$ )。栽种植物后铜尾矿砂中 Cu、Cd、Pb、Zn 全量均变化不显著,其中 Cu、Cd 含量的平均降幅仅为 12.5% 和 11.8%(表 1);相关性分析表明,土壤 Cu、Cd 全量与植物生长时间也无显著性相关( $P > 0.05$ );说明节节草的生长对铜尾矿土壤铜、镉离子的清除作用比较小。

### 2.2 节节草生长对土壤 Cu、Cd 形态分布状况的影响

由表 2 分析可得,在各生长时期节节草根际土壤 Cu、Cd 重金属各形态含量在其全量的分配比例差异较大。其中 Cu 元素的交换态和碳酸盐结合态的含量偏低,两者之和所占比例平均仅为 0.28%;而铁锰氧化物结合态和有机结合态的含量相对较高,两者之和所占比例平均高达 91.7%。与未定居的裸露地相比,随着节节草在铜尾矿砂上的生长,Cu 交换态和残渣态所占比例均显著下降( $r_{EXC} = -0.904, P < 0.05$ ;  $r_{Res} = -0.962, P < 0.01$ ),而有机结合态所占比例则显著提高( $r_{OM} = 0.988, P < 0.01$ );在植物生长的 RIV 期时,其含量是对照组的 1.34 倍。其他两种结合态(碳酸盐结合态和铁锰氧化物结合态)含量占总量比例呈不规则波动。

重金属 Cd 的有机结合态含量占总量比例显著提高( $r_{OM} = 0.994, P < 0.01$ );在 RIV 期时,其含量是对照组的 3.16 倍。其他 4 种形态占总量比例随植物的生长变化不显著( $P > 0.05$ );但与未定居的裸露地相比,在植物生长较为旺盛期(R III 和 R IV 期),Cd 的交换态和残渣态含量所占总量比例均显著低于对照组( $P < 0.05$ ),平均分别是对照组的 0.66 倍和 0.87 倍。

表 2 节节草根际土壤重金属结合态的含量

Table 2 The content of heavy metal speciations in rhizosphere soils of *H. ramosissimum*

	Cu/(mg/kg)					Cd/(mg/kg)				
	EXC <sup>①</sup>	CA <sup>②</sup>	Fe-Mn <sup>③</sup>	OM <sup>④</sup>	Res <sup>⑤</sup>	EXC <sup>①</sup>	CA <sup>②</sup>	Fe-Mn <sup>③</sup>	OM <sup>④</sup>	Res <sup>⑤</sup>
BC	3.44 (0.23)	2.39 (0.16)	527.03 (35.21)	665.03 (44.43)	298.91 (19.97)	0.31 (9.45)	0.54 (16.46)	0.61 (18.60)	0.21 (6.40)	1.61 (49.09)
R I	1.81 (0.15)	2.05 (0.17)	514.73 (42.77)	559.14 (46.46)	125.76 (10.45)	0.37 (11.67)	0.52 (16.40)	0.54 (17.03)	0.27 (8.52)	1.47 (46.37)
R II	2.21 (0.16)	0.41 (0.03)	559.73 (40.56)	727.12 (52.69)	90.53 (6.56)	0.25 (8.31)	0.38 (12.62)	0.42 (13.95)	0.37 (12.29)	1.59 (52.82)
R III	0.13 (0.01)	4.48 (0.34)	530.09 (40.25)	748.71 (56.85)	33.58 (2.55)	0.22 (7.67)	0.34 (11.84)	0.57 (19.86)	0.46 (16.03)	1.28 (44.60)
R IV	0.54 (0.04)	1.48 (0.11)	536.20 (39.97)	796.85 (59.40)	6.44 (0.48)	0.12 (4.76)	0.37 (14.68)	0.49 (19.44)	0.51 (20.24)	1.03 (40.87)

①交换态 Exchangeable form;②碳酸盐结合态 Carbonate combined form;③铁锰氧化物结合态 Fe-Mn oxides combined form;④有机结合态 Organic combined form;⑤残渣态 Residual form;括号内数值为分配比率(%)

### 2.3 节节草生长对铜尾矿土壤酶活性的影响

随着节节草的生长,其根际铜尾矿土壤 5 种土壤酶活性与对照组有着明显的差异(图 1)。其中过氧化氢

酶和脲酶活性与节节草的生长时间呈显著正相关( $r_{\text{过氧化氢酶}} = 0.911, P < 0.05$ ;  $r_{\text{脲酶}} = 0.957, P < 0.01$ ); 各生长时期节节草根际土壤脲酶和过氧化氢酶活性平均分别是其对照的 1.11 和 1.12 倍。随着节节草的生长, 节节草根际土壤的多酚氧化酶和蔗糖酶活性均表现为先升高后降低的趋势, 在第 100 天(R II 期)时两种土壤酶活性均达到峰值, 分别是对照的 2.40 倍和 2.02 倍, 随后两者活性逐渐下降; 在第 200 天(R IV 期)时, 蔗糖酶活性仍高于其对照, 是其 1.15 倍; 而多酚氧化酶活性却是明显低于其对照, 其活性仅为对照的 67.2%。此外, 与其它 4 种土壤酶明显不同的是根际土壤磷酸酶的活性均明显低于对照组; 在第 150 天(R III 期)时, 其活性相对最低, 仅为其对照的 60.36%; 根际土壤磷酸酶的活性与节节草的生长时间呈现显著的负相关( $r_{\text{磷酸酶}} = -0.923, P < 0.05$ )。

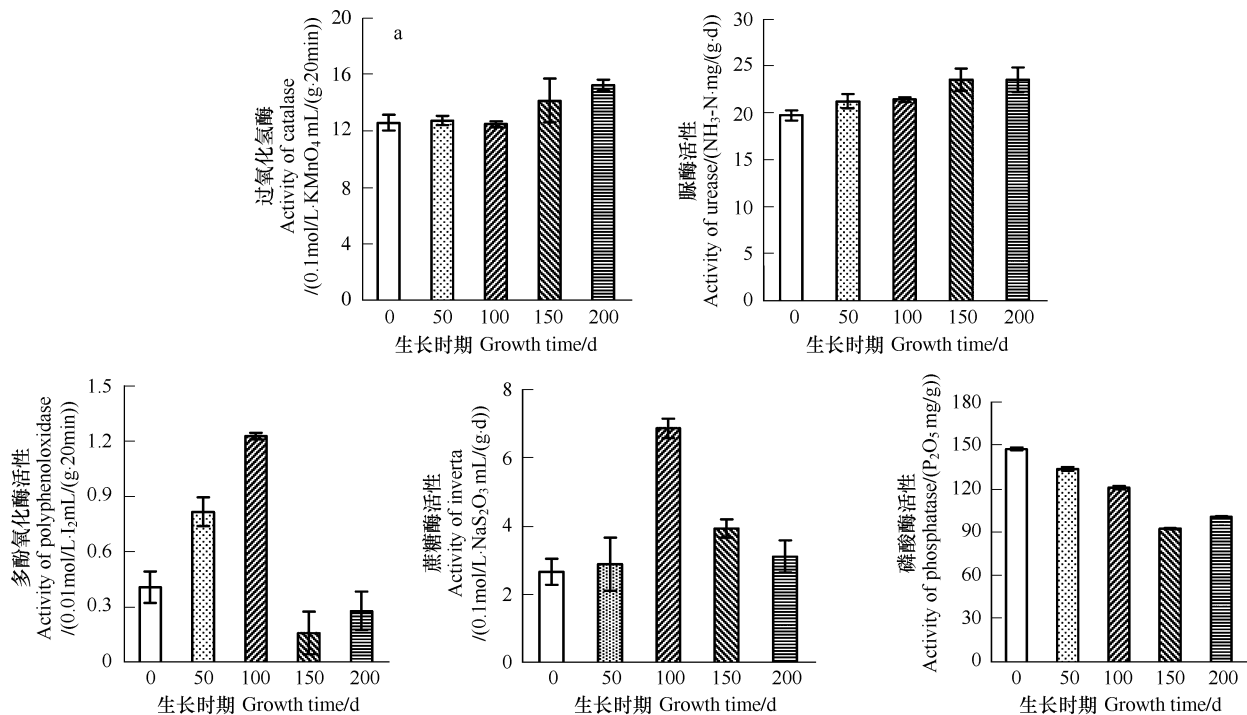


图 1 不同生长时期节节草根际土壤酶活性

Fig. 1 The soil enzymatic activities of *H. ramosissimum* growing in different time

图中横坐标“0”示裸地对照组

#### 2.4 土壤酶活性与节节草生物量的关系

将植物的生物量与 5 种土壤酶活性进行回归分析发现(表 3), 脲酶和过氧化氢酶的活性均与节节草地上部分、地下部分的干重呈极显著正相关, 磷酸酶与之呈极显著负相关, 而多酚氧化酶和蔗糖酶的活性与节节草生物量没有达到显著水平。分别比较植物地上部分和地下部分与土壤酶活性的偏相关系数可以发现(表 3), 过氧化氢酶、脲酶和磷酸酶这 3 种土壤酶活性与节节草地下部分干重的相关性均明显大于地上部分, 说明土壤酶活性受植物根系活动的影响较为密切。

#### 2.5 土壤酶活性与重金属结合态含量的关系

从表 4 可知, 土壤酶活性与土壤中重金属的总量和形态有着密切的关系, 但不同重金属表现出的相关性存在差异。Cu 元素和 Cd 元素的交换态、有机结合态和残渣态含量与土壤酶活性相关性尤为显著, 其它形态的含量与土壤酶活性的相关性较差; Cu 总量仅与磷酸酶有一定的相关, 而 Cd 总量与土壤酶活性的相关性相对较高; 相对于 Cu 元素, Cd 的铁锰氧化态含量与土壤酶活性显著相关; 而碳酸盐结合态含量与土壤酶活性之间关系均不是很明显。比较分析这 5 种土壤酶发现(表 4), 过氧化氢酶和脲酶活性受土壤重金属形态的影响较为显著; 磷酸酶活性仅与 Cu 的碳酸盐结合态和残渣态有一定的关系; 而多酚氧化酶和蔗糖酶活性受 Cd 的

铁锰氧化态和残渣态的影响较大。

表 3 节节草生物量与土壤酶活性的回归性分析

Table 3 The regressive analysis on the relationship between soil enzyme activities and biomass of *H. ramosissimum*

因变量 Dependent	标准化回归模型 Standard regression model	F 值及显著性 F-value and significance test	偏相关系数及显著性 Partial correlation coefficient and significance test
过氧化氢酶 Catalase	$y = 12.228 + 0.329x_1 + 0.437x_2$	24.779 **	$x_1 = 0.802^*$ , $x_2 = 1.666^{**}$
脲酶 Urease	$y = 20.521 + 0.097x_1 + 0.194x_2$	52.479 **	$x_1 = 0.239$ , $x_2 = 0.749^*$
磷酸酶 Phosphatase	$y = 143.983 - 0.751x_1 - 4.842x_2$	544.390 **	$x_1 = -0.197^{**}$ , $x_2 = -0.812^{**}$
蔗糖酶 Invertase	$y = 4.337 + 4.00x_1 - 0.313x_2$	0.259	—
多酚氧化酶 Polyphenol-oxidase	$y = 1.363 - 0.120x_1 - 0.015x_2$	5.498	—

\*  $P < 0.05$ ; \*\*  $P < 0.01$ ;  $x_1$ : 节节草地上部干重;  $x_2$ : 节节草地下部干重

表 4 土壤酶活性与土壤重金属铜、镉各形态含量的相关关系

Table 4 Relationship between various fraction of Cu, Cd and soil enzyme activity

金属结合形态 Metal combined from		过氧化氢酶 Catalase	脲酶 Urease	磷酸酶 Phosphatase	多酚氧化酶 Polyphenol-oxidase	蔗糖酶 Invertase
EXC	Cu	-0.849 **	-0.988 **	-0.404	0.577	0.023
	Cd	-0.830 **	-0.696 *	0.044	0.424	-0.116
CA	Cu	0.284	0.359	-0.175	-0.774 **	-0.445
	Cd	-0.266	-0.622	-0.319	0.082	-0.690 *
Fe-Mn	Cu	0.121	0.478	0.977 **	0.316	0.242
	Cd	0.689 *	0.424	-0.427	-0.978 **	-0.775 **
OM	Cu	0.842 **	0.940 **	0.367	-0.369	0.250
	Cd	0.905 **	0.939 **	0.354	-0.406	0.125
Res	Cu	-0.743 *	-0.953 **	-0.651 *	0.200	-0.290
	Cd	-0.897 **	-0.706 *	-0.087	0.745 **	0.645 *
总计 Total	Cu	-0.168	-0.439	-0.846 **	-0.097	0.092
	Cd	-0.920 **	-0.889 **	-0.335	0.376	-0.053

\*  $P < 0.05$ ; \*\*  $P < 0.01$

### 3 讨论

植物生长发育过程中,根系作为植物和土壤的重要界面,不仅是吸收和代谢器官,而且是强大的分泌器官。当植物定居后其根系由于呼吸作用、吸收作用以及向外界环境不断分泌的各种有机化合物等均会对污染土壤的理化性状、重金属的迁移和转化等产生较大的影响<sup>[24]</sup>。本研究中所测土壤的几个基本化学性质显示出节节草的生长对铜尾矿砂基质有较好的改良作用(表 1),突出表现在土壤有机质和全氮含量的升高,以及土壤酸化程度的降低。对于目前植物修复技术难以广泛应用于实际的现状,加大研究耐性物种对尾矿基质的改良,对于加速重金属尾矿废弃地的植被覆盖进程具有重要的价值。

王友保等<sup>[16]</sup>研究发现自然条件下节节草根际土壤中的 Cu、Cd 的形态分布基本一致,均表现为有机结合态和交换态所占各种金属总量的比例明显增加,而碳酸盐结合态和铁锰氧化物结合态在重金属总量中所占比例则有所下降。而本研究显示,在模拟培养条件下,节节草根际土壤中重金属 Cu、Cd 的交换态所占重金属总量的比例均明显低于对照组,尤其是 Cu 的交换态含量占重金属总量的比例随着节节草生长时间的增加而显著降低;这与王友保等研究结果明显不同,其原因一方面可能与在有限的栽培空间内节节草对 Cu、Cd 的吸收有关,因为已有研究表明节节草对 Cu 和 Cd 具有较强的吸收和转运能力<sup>[14]</sup>;另一方面可能是随着节节草的生长,其根系的分泌物和凋落物提高了土壤有机质的含量(表 1),强化了有机物与重金属的螯合程度,从而使得交换态的比例相对下降。从植物的生长过程中重金属总量变化不明显的结果来看,本研究认为相对于节节草



对重金属的吸收能力而言,植物更可能是通过其根系活动促使根际土壤中重金属形态进行重新的结合和分配,使得金属离子以另外一种较为稳定的结合态存在,以此降低其生物有效性,是典型的植物修复中的“稳定效应”。且这种重金属形态的转化也可能是导致残渣态重金属比例下降的原因所在,尽管具体机理不清楚,但至少表明节节草的生长提高了结构性重金属的迁移性。相反的,相对于对照组,节节草根际土壤中 Cu、Cd 的有机结合态均随着植物的生长而显著升高,这与王友保等研究结果基本一致。此外,与王友保等研究结果不同的是,本研究中, Cu、Cd 的铁锰氧化物结合态含量所占比例变化规律不明显。因为 Fe-Mn 氧化物从土壤溶液中获得重金属主要是通过吸附和共沉淀来实现的,该过程不一定随着 Fe-Mn 氧化物表面位点的增加而提高,而土壤有机质对 Fe-Mn 氧化物与重金属的结合具有干扰作用,因此束缚到 Fe-Mn 氧化物上的重金属比例一般呈无规则变化<sup>[25-27]</sup>。

土壤各种酶的积累是土壤微生物、土壤动物和根系生命活动共同作用的结果,与微生物呼吸、微生物种类及数量、有机碳含量之间存在显著相关关系,尤其是在植物生长过程中,植物主要是通过根系不断地向土壤中分泌各种有机物、无机物、生长激素等活性物质,而它们有助于重金属污染土壤微生物的生长和活性的提高,从而直接或间接地影响着土壤酶的活性<sup>[5, 28-29]</sup>。本研究相关性分析也证实了节节草地下部分的生长状况对土壤酶活性的作用更为密切。有研究表明,重金属复合污染不仅影响了土壤微生物的生物量和土壤微生物种群结构同时对土壤基因的多态性也产生严重的抑制,而定居植物的共生作用明显促进了土壤基因的多态性和主要土壤酶的活性,但磷酸酶的活性却是显著下降的<sup>[30-32]</sup>。与之研究结果基本一致的是,在本研究中所测的 5 种土壤酶除磷酸酶活性呈下降趋势外,过氧化氢酶、脲酶、多酚氧化酶和蔗糖酶活性均比对照有不同程度的升高,尤其是在植物生长比较旺盛时期,这 4 种土壤酶活性均相对处于较高水平,表明节节草的生长可以大大改善铜尾矿土壤基质中养分贫瘠的状况,有利于养分的积累,尤其是氮素的提高为尾矿植物的生长提供了必要的氮素营养的来源,保证植物的正常生长。究其原因可能是当植物生长旺盛时,其根系活动比较剧烈,一方面可分泌大量活性物质或一些胞外酶等,另一方面也可能是根刺激了土壤微生物的活性,从而导致根际土壤酶活性的增加<sup>[4, 30, 32-33]</sup>。磷酸酶活性随着植物的生长而逐渐下降,说明蕨类植物节节草对铜尾矿土壤磷元素的改善效果较差,其原因可能与磷酸酶的类型和结构有关。磷酸酶包括酸性磷酸酶和碱性磷酸酶,其酶的活性需要一定量的金属离子作为辅基来激活酶的活性<sup>[34]</sup>。节节草的生长使土壤 pH 升高以及金属离子含量和形态发生改变,这也许就导致了酸性磷酸酶活性的降低,或者是由于磷酸酶的金属离子辅基的缺失而导致酶活性不能正常表达;Tu 和 Ma<sup>[35]</sup>的研究表明,土壤中磷含量的升高有助于提高蜈蚣草对砷的吸收和积累能力。鉴于此结论,节节草也有可能是通过降低根际土壤磷酸酶的活性,从而导致土壤中磷元素含量的下降,以此达到降低植物对铜尾矿重金属离子的吸收和积累量,提高植物的抗污染能力。此外本研究发现,随着节节草的衰老,其根际土壤过氧化氢酶和脲酶活性趋于稳定或维持在一定水平;而多酚氧化酶和蔗糖酶活性则明显下降,多酚氧化酶活性下降尤为显著。产生这种现象的原因可能是植物的衰老大大降低了植物的生理代谢活动,此时植物根系产生的活性物质减少,其自身的消耗增加,而且植物衰老时植物体的抵抗能力明显下降,此时恶劣的铜尾矿环境将加剧对植物根系的毒害,进一步降低了根系的活性,从而不能促进土壤酶活性,且留存在土壤中高浓度重金属对土壤酶活性同时起着抑制作用,故活性逐渐减少。

当然,影响土壤酶活性的因素是综合的,也是非常复杂的。本研究相关性分析表明,土壤酶活性总体与重金属交换态呈负相关,与有机结合态呈正相关。这种相关并不是一种简单的、直接的促进关系,而是通过土壤有机物有效地降低了重金属的生物有效性和对微生物可获得性,间接地促进了微生物群落结构与功能的正向演替<sup>[29, 36]</sup>,从而导致土壤酶活性的增加。至于土壤酶活性与重金属残渣态呈负相关,可能在于残渣态 Cu、Cd 比例的下降并没有导致可交换态比例的升高,反而是降低的,但有机物结合态 Cu、Cd 比例显著上升,说明残渣态的降低并不意味着其对土壤酶的毒性随之提高,而是以另外一种较为稳定的形式被重新束缚。当然有关两者间的关系还有待进一步深入研究。

总之,作为重金属耐性植物,节节草的生长显著提高了铜尾矿砂土壤有机物结合态重金属的比例,降低了

可交换态和残渣态土壤重金属的比例;随着节节草的生长,尾矿土壤有机质和氮素营养得到一定的改善;土壤过氧化氢酶、脲酶、多酚氧化酶和蔗糖酶活性均不同程度提高,因而在铜矿业废弃地植被恢复过程中,节节草具有较大应用潜力。

#### References:

- [ 1 ] Zhang Y L, Wang Y S. Soil enzyme activities with greenhouse subsurface irrigation. *Pedosphere*, 2006, 16 (4): 512-518.
- [ 2 ] Fang X, Tian D L, Wu L H, Tang Z J. Effects on soil microorganisms and enzyme activity of revegetation in the slag wasteland of Xiangtan manganese mine. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2009, 23 (4): 221-226.
- [ 3 ] He W X, Cheng H M, Feng G Y, Zhu M E. Study on enzyme index in soils polluted by mercury, chromium and arsenic. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2000, 20 (3): 338-343.
- [ 4 ] Teng Y, Huang C Y, Long J, Yao H Y, Liu F. Enzyme activities in soils contaminated by abandoned copper tailings. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14 (11): 1976-1980.
- [ 5 ] Chen C L, Liao N M, Huang C Y. Effect of combined pollution by heavy metals on soil enzymatic activities in areas polluted by tailings from Pb-Zn-Ag mine. *Journal of Environmental Sciences*, 2005, 17 (4): 637-640.
- [ 6 ] Yi D Q, You L Y, Fan Q X. Comprehensive utilization of Meishan iron tailings. *Mining and Metallurgical Engineering*, 2006, 26 (2): 45-47.
- [ 7 ] Dong P, Liu J H, Zhang G Z. The progress of phytoremediation in contaminated area of mine tailings. *Multipurpose Utilization of Mineral Resources*, 2009, 3: 43-46.
- [ 8 ] Mendez M O, Glenn E P, Maier R M. Phytostabilization potential of quailbush for mine tailings: growth, metal accumulation, and microbial community changes. *Journal of Environmental Quality*, 2007, 36: 245-253.
- [ 9 ] Wang H, Shan X, Wen B, Zhang S, Wang Z. Responses of antioxidative enzymes to accumulation of copper in a copper hyperaccumulator of *Commoelina communis*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2004, 14 (2): 185-192.
- [ 10 ] Wang Y B, Zhang L, Liu D Y, Xie J C, Chu L, Li Y. Analysis of vegetation state in the copper tailing yard in Tongling. *Chinese Journal of Ecology*, 2004, 23 (1): 135-139.
- [ 11 ] Li Y, Wang Y B, Liu D Y. Investigation on the vegetation of copper tailing wasteland in Shizishan, Tongling, Anhui Province. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14 (11): 1981-1984.
- [ 12 ] Cooperation of Anhui Botanical. *Anhui Botanical (Volume I)*. Hefei: Science and Technology Press in Anhui, 1986: 36.
- [ 13 ] Li Y, Liu D Y. Physiological metabolism and protective enzyme activity of *Equisetum ramosissimum* under Cu stress. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2006, 17 (3): 498-501.
- [ 14 ] Li Y, Chu L. The uptake and accumulation of Cu in *Hippochaete ramosissimum*. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28 (4): 1565-1572.
- [ 15 ] Liu D Y, Li Y, Chu L, Wang GL, Wang L L. Study of the tolerance of *Hippochaete ramosissimum* to Cu stress. *Science in China*, 2005, 5 (48) Supp. I: 150-155.
- [ 16 ] Wang Y B, Zhang L, Zhang F M, Zhou Y X, Liu D Y. Distribution of heavy metals forms and its affecting factors in rhizosphere soils of *Hippochaete ramosissimum* in large-scale copper tailings yard. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2006, 26 (1): 76-84.
- [ 17 ] Zhang C B, Wang J, Ke S X, Jin Z X. Effects of natural inhabitation by *miscanthus floridulus* on heavy metal speciations and function and diversity of microbial community in mine tailing sand. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2009, 33 (4): 629-637.
- [ 18 ] Soil Research Institute of Nanjing of Science Academy in China. *Analysis of Physical and Chemical of Soil*. Shanghai: Science and Technology Press of Shanghai, 1978: 38.
- [ 19 ] Li R Y, Zhang M, Yang H. Forms, contents and distribution of Cu, Zn in some orchard soils in Shandong Province. *Rural Eco-environment*, 2002, 18 (4): 41-44.
- [ 20 ] Zheng S J, Hu A T. Effects of flooding on the transformation of cadmium fractions in contaminated soils. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1995, 15 (2): 142-147.
- [ 21 ] Guan S Y. *Soil Enzyme and Its Research Methods*. Beijing: China Agricultural Press, 1987: 274-339.
- [ 22 ] Zhou L K, Zhang Z M, Cao C M, Li R H. Relationship of soil heavy metal pollution and enzymatic activities. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1985, 5 (2): 176-183.
- [ 23 ] State Environmental Protection Administration of China. *The Background Value of Soil Chemical Element of China*. Beijing: Chinese Environmental Science Press, 1990: 52-81.
- [ 24 ] Cao Q H, Pu S P, Xu W H, Xiong Z T. Progress in research on speciation and bioavailability of heavy metals in rhizosphere. *Guangzhou Environmental Sciences*, 2006, 21 (3): 1-4.
- [ 25 ] Krupadam R J, Wate A S R. Heavy metal binding fractions in the sediments of the Godavari estuary, East Coast of India. *Environmental Model Assessment*, 2007, 12: 145-155.
- [ 26 ] Abollino O, Aceto M, Malandrino M, Mentasti E, Sarzanini C, Petrella F. Heavy metals in agricultural soil from Piedmont, Italy. Distribution, speciation and chemometric data treatment. *Chemosphere*, 2002, 49: 545-557.
- [ 27 ] García G, Zanuzzi A L, Faz A. Evaluation of heavy metal availability prior to an in situ soil phytoremediation program. *Biodegradation*, 2005, 16:

187-194.

- [28] Gagnon B, Lalonde R, Simard R R, Roy M. Soil enzyme activities following paper sludge addition in a winter cabbage sweet corn rotation. *Canadian Journal of Soil Science*, 2000, 80 (9): 91-97.
- [29] Kelly J J, H ggblom M M, Tate R L. Effects of heavy metal contamination and remediation on soil microbial communities in the vicinity of a zinc smelter as indicated by analysis of microbial community phospholipids fatty acid profiles. *Biology and Fertility of Soils*, 2003, 38: 65-71.
- [30] Gao Y, Zhou P, Mao L, Zhi Y, Zhang C, Shi W. Effects of plant species coexistence on soil enzyme activities and soil microbial community structure under Cd and Pb combined pollution. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, 22 (7): 1040-1048.
- [31] Wang Y P, Shi J Y, Wang H, Lin Q, Chen X C, Chen Y X. The influence of soil heavy metals pollution on soil microbial biomass, enzyme activity, and community composition near a copper smelter. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2007, 67: 75-81.
- [32] Kumpiene J, Guerri G, Landi L, Pietramellara G, Nannipieri P, Renella G. Microbial biomass, respiration and enzyme activities after in situ aided phytostabilization of a Pb- and Cu-contaminated soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2009, 72: 115-119.
- [33] Hinojosa M B, Carreria J A, Garc3a-Ruz R, Garc3a-Ruz R, Dick R P. Soil moisture pre-treatment effects on enzyme activities as indicators of heavy metal contaminated and reclaimed soils. *Soil Biology and Biogeochemistry*, 2004, 36 (10): 1559-1568.
- [34] Wang L M, Xu D M, Chen B, Liu G S. Effects of external contaminants on soil phosphatase. *Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control*, 2004, 5 (5): 11-17.
- [35] Tu C, Ma L Q. Effects of arsenate and phosphate on their accumulation by an arsenic-hyperaccumulator *Pteris vittata* L. *Plant and Soil*, 2003, 249 (2): 373-382.
- [36] Mummey D L, Stahl P D, Buyer J S. Microbial biomarkers as an indicator of ecosystem recovery following surface mine reclamation. *Applied Soil Ecology*, 2002, 21: 251-259.

#### 参考文献:

- [2] 方晰, 田大伦, 武丽花, 唐志娟. 植被修复对锰矿渣废弃地土壤微生物数量与酶活性的影响. *水土保持学报*, 2009, 23 (4): 221-226.
- [3] 和文祥, 陈会明, 冯贵颖, 朱铭菽. 汞镉砷元素污染土壤的酶监测研究. *环境科学学报*, 2000, 20 (3): 338-343.
- [4] 腾应, 黄昌勇, 龙健, 姚槐应, 刘方. 铜尾矿污染区土壤酶活性研究. *应用生态学报*, 2003, 14 (11): 1976-1980.
- [6] 衣德强, 尤六亿, 范庆霞. 梅山铁矿尾矿综合利用研究. *矿冶工程*, 2006, 26 (2): 45-47.
- [7] 董鹏, 刘均洪, 张广柱. 尾矿污染区的植被修复研究进展. *矿产综合利用*, 2009, 3: 43-46.
- [10] 王友保, 张莉, 刘登义, 谢建春, 储玲, 李影. 铜陵铜尾矿库植被状况分析. *生态学杂志*, 2004, 23 (1): 135-139.
- [11] 李影, 王友保, 刘登义. 安徽铜陵狮子山铜尾矿库植被调查. *应用生态学报*, 2003, 14(11): 1981-1984.
- [12] 安徽植物志协作组. *安徽植物志(第一卷)*. 合肥: 安徽科学技术出版社, 1986: 36.
- [13] 李影, 刘登义. Cu对节节草生理代谢及抗氧化酶活性的影响研究. *应用生态学报*, 2006, 17(3): 498-501.
- [14] 李影, 褚磊. 节节草对Cu的吸收和积累特性. *生态学报*, 2008, 28 (4): 1565-1572.
- [16] 王友保, 张莉, 张凤美, 周银宣, 刘登义. 大型铜尾矿库区节节草根际土壤重金属形态分布与影响因素研究. *环境科学学报*, 2006, 26 (1): 76-84.
- [17] 张崇邦, 王江, 柯世省, 金则新. 五节芒定居对尾矿砂重金属形态、微生物群落功能及多样性的影响. *植物生态学报*, 2009, 33 (4): 629-637.
- [18] 中国科学院南京土壤所. *土壤理化分析*. 上海: 上海科学技术出版社, 1978: 38.
- [19] 李仁英, 张民, 杨浩. 山东省主要果园土壤中Cu、Zn的形态、含量及分布. *农村生态环境*, 2002, 18 (4): 41-44.
- [20] 郑绍建, 胡霁堂. 淹水对污染土壤镉形态转化的影响. *环境科学学报*, 1995, 15 (2): 142-147.
- [21] 关松荫. *土壤酶及其研究方法*. 北京: 农业出版社, 1987: 274-339.
- [22] 周礼恺, 张志明, 曹承绵, 李荣华. 土壤的重金属污染与土壤酶活性. *环境科学学报*, 1985, 5 (2): 176-183.
- [23] 国家环保局. *中国土壤元素背景值*. 北京: 中国环境科学出版社, 1990: 52-81.
- [24] 曹秋华, 普绍莘, 徐卫红, 熊治廷. 根际重金属形态与生物有效性研究进展. *广州环境科学*, 2006, 21 (3): 1-4.
- [34] 王黎明, 徐冬梅, 陈波, 刘广深. 外来污染物对土壤磷酸酶影响的研究进展. *环境污染治理技术与设备*, 2004, 5 (5): 11-17.

# 2008 年度生物学科总被引频次和影响因子前 10 名期刊\*

(源于 2009 年版 CSTPCD 数据库)

排序 Order	期刊 Journal	总被引频次 Total citation	排序 Order	期刊 Journal	影响因子 Impact factor
1	生态学报	8956	1	生态学报	1.669
2	应用生态学报	7979	2	植物生态学报	1.656
3	植物生态学报	3742	3	应用生态学报	1.632
4	西北植物学报	3584	4	生物多样性	1.474
5	JOURNAL OF INTEGRATIVE PLANT BIOLOGY	3460	5	生态学杂志	1.276
6	植物生理学通讯	3187	6	植物学通报	1.058
7	生态学杂志	3148	7	西北植物学报	1.046
8	遗传学报	2142	8	植物生理与分子生物学 学报	1.034
9	植物生理与分子生物学学报	1855	9	遗传学报	0.887
10	昆虫学报	1580	10	遗传	0.835

★《生态学报》2008 年在核心版的 1868 种科技期刊排序中总被引频次 8956 次,全国排名第 2;影响因子 1.669,全国排名第 14;第 1~8 届连续 8 年入围中国百种杰出学术期刊;中国精品科技期刊

编辑部主任: 孔红梅

执行编辑: 刘天星 段 靖

生态学报  
(SHENGTAI XUEBAO)  
(半月刊 1981 年 3 月创刊)  
第 30 卷 第 21 期 (2010 年 11 月)

ACTA ECOLOGICA SINICA  
(Semimonthly, Started in 1981)  
Vol. 30 No. 21 2010

**编 辑** 《生态学报》编辑部  
地址:北京海淀区双清路 18 号  
邮政编码:100085  
电话:(010)62941099  
www.ecologica.cn  
shengtaixuebao@rcees.ac.cn

**主 编** 冯宗炜  
**主 管** 中国科学技术协会  
**主 办** 中国生态学会  
中国科学院生态环境研究中心  
地址:北京海淀区双清路 18 号  
邮政编码:100085

**出 版** 科 学 出 版 社  
地址:北京东黄城根北街 16 号  
邮政编码:100717

**印 刷** 北京北林印刷厂  
**发 行** 科 学 出 版 社  
地址:东黄城根北街 16 号  
邮政编码:100717  
电话:(010)64034563  
E-mail:journal@cspg.net

**订 购** 全国各地邮局  
**国外发行** 中国国际图书贸易总公司  
地址:北京 399 信箱  
邮政编码:100044

**广告经营** 京海工商广字第 8013 号  
**许 可 证**

**Edited** by Editorial board of  
ACTA ECOLOGICA SINICA  
Add:18, Shuangqing Street, Haidian, Beijing 100085, China  
Tel:(010)62941099  
www.ecologica.cn  
Shengtaixuebao@rcees.ac.cn

**Editor-in-chief** FENG Zong-Wei  
**Supervised** by China Association for Science and Technology  
**Sponsored** by Ecological Society of China  
Research Center for Eco-environmental Sciences, CAS  
Add:18, Shuangqing Street, Haidian, Beijing 100085, China

**Published** by Science Press  
Add:16 Donghuangchenggen North Street,  
Beijing 100717, China

**Printed** by Beijing Bei Lin Printing House,  
Beijing 100083, China

**Distributed** by Science Press  
Add:16 Donghuangchenggen North  
Street, Beijing 100717, China  
Tel:(010)64034563  
E-mail:journal@cspg.net

**Domestic** All Local Post Offices in China  
**Foreign** China International Book Trading  
Corporation  
Add:P. O. Box 399 Beijing 100044, China



ISSN 1000-0933  
CN 11-2031/Q

国内外公开发行

国内邮发代号 82-7

国外发行代号 M670

定价 70.00 元