

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

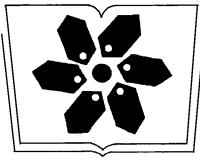
(Shengtai Xuebao)

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)
专论与综述	
河流水质的景观组分阈值研究进展·····	刘珍环,李猷,彭建 (5983)
研究简报	
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)

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*

(安徽大学生命科学学院, 合肥 230039)

摘要:为探讨自然生态恢复过程中铜尾矿废弃地氮素各组分的变化,采集铜尾矿废弃地不同植物群落下的表尾矿样品经室内自然风干、研磨、过筛,用2mol/L KCl提取后进行无机氮各组分含量分析,有机氮各组分含量分析采用 Bremner 法。结果表明,样品中总氮含量为40.9—1366.1mg/kg,其中总无机氮含量为1.7—8.8mg/kg,占总氮的0.5%—4.3%;酸解氮含量为20.8—361.4mg/kg,占总氮的20.3%—51.9%;酸未解氮含量为20.1—1004.7mg/kg,占总氮的48.1%—79.7%。不同植物群落下尾矿中无机氮、有机氮各组分含量存在较大差异。在无机氮中,铵态氮、硝态氮和亚硝态氮含量为1.7—3.0 mg/kg、未检出—5.8mg/kg和0.019—0.038mg/kg,所占总氮比例为0.2%—4.2%、0—1.8%和0.003%—0.057%。随着生态系统从裸地→隐花植物结皮→维管植物群落发展,表层尾矿中总无机氮含量逐渐增加,表现为尾矿裸地 < 隐花植物结皮 < 维管植物群落;但对维管植物群落而言,随着植物群落发育时间的增加,表层尾矿中无机氮占总氮的比例逐渐降低。数据分析表明:处于演替初期的裸地、隐花植物结皮生长处的尾矿中铵态氮为有效态氮的主要存在形式,而维管植物群落下尾矿中硝态氮为有效氮的主要形态,占无机氮总量60.0%以上。随着植物群落从裸地、隐花植物结皮向维管植物群落的发展,以及维管植物群落发育时间的延长,表层尾矿中酸解氮和酸未解氮含量逐渐积累。在酸解氮中,氨基酸氮、氨态氮、氨基糖态氮和未知氮含量变化范围分别为4.7—95.7mg/kg、5.8—37.3mg/kg、8.2—38.8mg/kg和2.1—194.6mg/kg,占总氮比例分别为7.2%—11.9%、2.8%—14.1%、2.5%—20.1%和3.4%—19.7%。除杨山冲裸地外,有机氮以酸未解氮为主,同时随着尾矿废弃地弃置时间的延长及植物群落的演替,酸未解氮所占总氮比例有所提高,酸解氮所占比例则呈递减趋势。目前尾矿中有机质和总氮含量仍处于较低的水平,养分的形成、积累尚处于初期阶段,尾矿中氮素的积累过程主要表现为有机氮(尤其是酸未解氮)的积累过程。

关键词:无机氮;有机氮;铜尾矿;生态恢复;植物群落

Changes of nitrogen components in wastelands of copper mine tailings with the formation of natural plant communities

AN Zongsheng, ZHAN Jing, SUN Qingye*

School of Life Science, Anhui University, Hefei 230039, China

Abstract: The changes of nitrogen components in wastelands of copper mine tailings were investigated with the samples collected from the copper mine tailings under different plant communities after natural drying, grinding and sieving in indoor. The inorganic nitrogen content of these samples was determined after extraction using 2mol/L KCl, whereas organic nitrogen content was measured by Bremner approach. The results showed that the total nitrogen (TN) content was 40.9—1366.1mg/kg in which total inorganic nitrogen content was 1.7—8.8mg/kg, accounting for TN of 0.5%—4.3%; acidic hydrolysable nitrogen content was 20.8—361.4mg/kg, accounting for TN of 20.3%—51.9%; acidic unhydrolysable nitrogen content was 20.1—1004.7mg/kg, accounting for TN of 48.1%—79.7%. A remarkable difference was observed in the inorganic and organic nitrogen contents among the samples. In the inorganic nitrogen components, the content ranges were 1.7—3.0mg/kg for ammonium nitrogen, undetectable—5.8mg/kg for nitrate nitrogen and 0.019—0.038mg/kg for

基金项目:国家高技术研究发展计划项目(2006AA06Z359);安徽省自然科学基金项目(070415208)

收稿日期:2009-10-13; **修订日期:**2010-02-05

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: sunqingye@ahu.edu.cn

nitrite nitrogen, which respectively occupied 0.2%—4.2%, 0—1.8% and 0.003%—0.057% of TN. The contents of inorganic nitrogen components in the upper layer of copper mine tailings gradually increased as the eco-system development from bare lands→cryptogamic crusts→vascular plant communities, and followed the order of bare lands < cryptogamic crusts < vascular plant communities. But in terms of vascular plant communities, the percentage of total inorganic nitrogen in TN in the upper layer of copper mine tailings decreased with the increase of plant community development time. Data analysis showed that in the early successional bare lands and cryptogamic crusts, ammonium nitrogen mainly exists as a main form of available nitrogen, whereas the nitrate nitrogen is the main form of available nitrogen in the tailings under vascular plant communities, occupying above 60.0% for total inorganic nitrogen. The acidic hydrolysable nitrogen and acidic unhydrolysable nitrogen accumulated gradually with the succession of plant communities and the increase of vascular plant community development time. In the acidic hydrolysable organic nitrogen components, the content ranges were 4.7—95.7 mg/kg for amino acid nitrogen, 5.8—37.3mg/kg for ammoniacal nitrogen, 8.2—38.8mg/kg for aminosugar nitrogen and 2.1—194.6mg/kg for unknown nitrogen, which respectively occupied 7.2%—11.9%, 2.8%—14.1%, 2.5%—20.1% and 3.4%—19.7% of TN. The percentage of acidic unhydrolysable nitrogen, as the main parts of organic nitrogen in addition to the samples from Yangshanchong bare land, in TN increased simultaneously with the succession of plant communities and the extension of the disposed time of copper mine tailing, but an contrary trend was displayed in the percentage of acidic hydrolysable nitrogen in TN. At present, organic matter and TN content in the wastelands of copper mine tailings are still at a low level and the formation and accumulation of nutrients in the wastelands of copper mine tailings are still in its early stages. The accumulation process of organic nitrogen (in particular, acidic unhydrolysable nitrogen) is the main accumulations of nitrogen in copper mine tailings.

Key Words: inorganic nitrogen; organic nitrogen; copper mine tailing; ecological restoration; plant communities

尾矿废弃地是堆积在尾矿库内的尾矿被弃置后形成的。弃置初期,尾矿废弃地具有非常严酷的基质条件^[1],高等植物难以定居、生长。随着弃置时间的延长,一些耐性植物开始在其上自然定居并逐渐形成植物群落。尾矿废弃地作为植物定居的一种特殊生境,对植物群落发生作用的同时,自身发育也受到植物群落的影响。Bradshaw 认为随着自然植被的形成和发展,废弃地本身的理化性质(特别是土壤有机质和氮素)逐渐得到改善^[2]。迄今为止,国内外在植物群落演替与土壤环境演变方面进行了大量研究^[3-7]。研究表明,定居于尾矿废弃地上的植物,能够有效降低有效态重金属含量、延缓尾矿基质 pH 的下降和电导率的升高,提高尾矿基质中 N、K 和有机质含量以及土壤酶活性^[8-10]。

在生态系统演替过程中,土壤发育与植物群落演替是两个密不可分、相辅相成的过程^[11],土壤的分异导致植被的变化,植被的变化又影响着土壤的发育^[12]。氮素是土壤养分的重要组成部分,不仅限制着植物的生长发育^[13-14],而且对植物群落乃至生态系统的发展、演化也是重要制约因素^[15-16]。目前,对于植物群落演替过程中土壤氮素的研究多集中于含量动态变化方面^[17-20],而对植物群落演替过程中土壤氮素形态(尤其是有机氮形态)及其含量变化则较少关注。土壤中的氮素包括无机氮和有机氮,无机氮是植物可利用性氮的主要形式。有机氮是土壤矿质氮的源和汇,约占土壤总氮 90% 以上,主要包括有机残体中的氮和土壤有机质或腐殖质中的氮两大类。土壤有机氮不仅在维持氮素平衡方面有重要的意义,而且直接决定着土壤供氮能力,其化学形态及存在状况是影响土壤氮素有效性的重要因子。

本文以铜陵铜尾矿废弃地为对象,旨在探讨铜尾矿废弃地自然生态恢复过程不同演替阶段植物群落下表层尾矿氮素组分变化及其影响因素,揭示尾矿植物群落变化与基质氮素变化关系。

1 材料和方法

1.1 研究区概况与样品的采集

铜陵位于安徽省中南部,长江下游南岸,介于北纬 30°46'—31°08',东经 117°42'—118°11'之间,属亚热带

季风气候。年降雨 1346mm,降雨主要集中在夏季;年平均温度 16.2℃,1 月份平均温度 3.2℃,7 月份平均温度 28.8℃;无霜期 237—258d,全年 $\geq 10^{\circ}\text{C}$ 的积温为 4944.4—5463.9℃。区内总体气候条件表现为光热资源丰富、降水充沛,光、热、水分配较平衡。本研究以铜陵铜矿区的两处不同时间弃置的尾矿废弃地(铜官山老尾矿废弃地、杨山冲尾矿废弃地)为对象,其中铜官山老尾矿库弃置时间约 30a,自然植被恢复较好,形成以白茅为优势种的白茅(*Imperata cylindrica*)群落,伴生植物包括芒(*Miscanthus sinensis*)、马棘(*Indigofera pseudotinctoria*)等,植物群落盖度 60%—90%;杨山冲尾矿库弃置 17a,主要为自然生态恢复,自然植物群落为单优群落 包括白茅群落(盖度 5%—90%)、中华结缕草(*Zoysia sinica*)群落(盖度 5%—80%)及木贼(*Hippochaete ramosissima*)群落(盖度 5%—20%),另外尚有有些区域分布着隐花植物结皮(cryptogamic crusts)或称为生物土壤结皮(biological soil crusts)和未有任何高等植物生长的裸地(bare lands)。杨山冲铜尾矿废弃地上的植物群落的伴生植物主要为小飞蓬(*Conyza canadensis*)、一年蓬(*Erigeron annuus*)、五节芒(*Miscanthus floridulus*)、苍耳(*Xanthium sibiricum*)等,均零星分布于白茅群落、中华结缕草群落及木贼群落中。

2008 年 10 月分别采集杨山冲尾矿裸地(杨裸地)、隐花植物结皮(杨结皮)、白茅群落(杨白茅)、中华结缕草群落(杨结缕草)、木贼群落(杨木贼)及铜官山白茅群落(铜白茅)等 6 处表层尾矿样本。在去除尾矿表面的植物凋落物后,采集位于尾矿表层有机质含量较高、颜色呈黑色的尾矿样本(A 层样本),采集深度依 A 层厚薄而定。每种类型植物群落下采集 3 个样本,每样本由 6 个随机样点均匀混合而成。野外采集的样本于室内自然风干后研磨、过筛。

1.2 测定方法

因尾矿废弃物中含有一定比例的金属硫化物,故样品中总有机质含量采用灼烧法(550 ± 5)℃测定^[21],腐殖质及胡敏酸含量采用 0.1mol/L 氢氧化钠提取-重铬酸钾法测定^[22],总氮采用凯氏定氮法测定^[22],腐殖质氮及胡敏酸氮含量用 0.1mol/L 氢氧化钠提取-凯氏定氮法测定^[22],pH 用酸度计测定(尾矿_w:水_v=1g:2.5mL)^[22]。

样品无机氮以 2mol/L KCl 提取(尾矿_w:溶液_v=1g:5mL),振荡 30min、过滤,滤液中的铵态氮、硝态氮和亚硝态氮含量分别用苯酚-次氯酸钠分光光度法^[23]、紫外分光光度法和 N-1 萘-乙二胺比色法测定^[23]。

有机氮组分用 Bremner 法测定^[24],即样品中加入 6mol/L HCl,在 120℃下封管水解 12h 后取出冷却、过滤,并用少量蒸馏水多次淋洗残渣,水解液中酸解氮用凯氏定氮法^[22],酸解铵态氮用氧化镁蒸馏法^[24],(氨+氨基糖)氮用 pH11.2 的磷酸盐-硼酸盐缓冲液蒸汽蒸馏法^[24],氨基酸氮用茚三酮氧化、磷酸盐-硼酸盐缓冲液蒸汽蒸馏法^[24]。酸未解氮、氨基糖氮、酸解未知氮用差减法求得。

1.3 数据分析

数据分析用 SPSS 16.0 进行,One-Way ANOVA (Duncan 检验)用于多重比较($P < 0.05$);双变量相关分析采用 Pearson 相关系数。

2 结果与分析

2.1 基本化学性质

表 1 为各样本基本化学性质。从表 1 可以看出,不同植物群落尾矿中总氮、烧失量、腐殖质、胡敏酸及腐殖质氮与胡敏酸氮都有一定差异,基本表现为:铜白茅 > 杨白茅、杨木贼和杨结缕草 > 杨结皮和杨裸地,表明随着植物群落从裸地、隐花植物结皮向维管植物群落的发展,以及维管植物群落发育时间的延长,表层尾矿中有机质碳、总氮含量逐渐增加,烧失量(有机质)由 7.3 mg/g 增加到 59.3mg/g,腐殖质由 0.1 mg/g 增加到 3.1 mg/g,总氮增加幅度更大,由 40.9 mg/g 增加到 1366.1 mg/g,腐殖质氮和胡敏酸氮也有不同程度的增加。

2.2 无机氮组分含量与比例的变化

表 2 列出了供试尾矿样品三种形态无机氮和总无机氮的含量。总无机氮含量为 1.7—8.8 mg/kg,不同群落类型尾矿中总无机氮含量差异显著($P < 0.05$),总无机氮占总氮比例为 0.5%—4.3%,平均为 2.3%。杨山冲白茅群落下尾矿中总无机氮含量(8.8mg/kg)明显高于裸地(1.7mg/kg)和隐花植物结皮(1.7 mg/kg),

表明随着植物群落发展,表层尾矿中无机氮含量逐渐递增。而演替初期的裸地中总无机氮占总氮比例(4.3%)远高于铜官山白茅群落(0.5%),表明随着植物群落发展,表层尾矿中无机氮占总氮比例呈递减趋势(表3)。

表1 尾矿的基本化学性质

Table 1 Chemical properties of the copper mine tailings

样本 Samples	烧失量 Loss on ignition /(mg/g)	腐殖质 Humus /(mg/g)	胡敏酸 Humic acid /(mg/g)	总氮 Total nitrogen /(mg/kg)	腐殖质氮 Humus nitrogen /(mg/kg)	胡敏酸氮 Humic acid nitrogen /(mg/kg)	pH
杨裸地 ^①	7.3 ± 0.2a	0.1 ± 0.0a	0.2 ± 0.1a	40.9 ± 4.0a	35.1 ± 11.1a	0.1 ± 0.0a	8.1 ± 0.3a
杨结皮 ^②	8.1 ± 2.9a	0.2 ± 0.0a	0.2 ± 0.0ab	97.9 ± 26.7a	49.9 ± 4.4ab	0.4 ± 0.2a	8.2 ± 0.1a
杨结缕草 ^③	9.8 ± 0.9a	0.9 ± 0.0b	0.5 ± 0.2c	202.3 ± 44.2ab	76.4 ± 0.7bc	1.1 ± 0.1b	8.3 ± 0.1a
杨木贼 ^④	13.3 ± 7.8a	0.9 ± 0.4b	0.3 ± 0.2abc	282.5 ± 77.2b	91.2 ± 15.5c	1.2 ± 0.6b	8.4 ± 0.0a
杨白茅 ^⑤	12.5 ± 7.7a	0.9 ± 0.2b	0.4 ± 0.1bc	493.1 ± 123.9c	89.1 ± 9.8c	1.3 ± 0.4b	8.4 ± 0.1a
铜白茅 ^⑥	59.3 ± 3.7b	3.1 ± 0.3c	0.8 ± 0.0c	1366.1 ± 184.4d	100.3 ± 39.2c	2.1 ± 0.1c	8.0 ± 0.1a

① 杨裸地: Samples under bare lands of Yangshanchong wasteland of copper mine tailings; ② 杨结皮: Samples under cryptogamic crusts on Yangshanchong wasteland of copper mine tailings; ③ 杨结缕草: Samples within *Zoysia sinica* community on Yangshanchong wasteland of copper mine tailings; ④ 杨木贼: Samples within *Hippochaete ramosissimum* community on Yangshanchong wasteland of copper mine tailings; ⑤ 杨白茅: Samples within *Imperata cylindrica* community on Yangshanchong wasteland of copper mine tailings; ⑥ 铜白茅: Samples within *Imperata cylindrica* community on old Tongguanshan wasteland of copper mine tailings; 同列内不同字母表示差异达0.05显著水平

表2 各种植被群落下尾矿无机氮组分

Table 2 Inorganic nitrogen components to copper mine tailings below different plants/(mg/kg)

样本 Samples	铵态氮 Ammonium nitrogen	硝态氮 Nitrate nitrogen	亚态硝氮 Nitrite nitrogen	总无机氮 Total inorganic nitrogen
杨裸地 ^①	1.7 ± 0.5a	—	0.023 ± 0.004ab	1.7 ± 0.5a
杨结皮 ^②	1.7 ± 0.8a	—	0.026 ± 0.007ab	1.7 ± 0.8a
杨结缕草 ^③	2.0 ± 0.5ab	3.2 ± 1.7a	0.019 ± 0.005a	5.2 ± 2.2b
杨木贼 ^④	2.2 ± 0.3ab	4.1 ± 1.7a	0.032 ± 0.019ab	6.3 ± 2.0bc
杨白茅 ^⑤	3.0 ± 0.5b	5.8 ± 2.4a	0.027 ± 0.006ab	8.8 ± 2.3c
铜白茅 ^⑥	2.2 ± 0.8ab	4.1 ± 0.1a	0.038 ± 0.005b	6.3 ± 0.8bc

① 杨裸地: Samples under bare lands of Yangshanchong wasteland of copper mine tailings; ② 杨结皮: Samples under cryptogamic crusts on Yangshanchong wasteland of copper mine tailings; ③ 杨结缕草: Samples within *Zoysia sinica* community on Yangshanchong wasteland of copper mine tailings; ④ 杨木贼: Samples within *Hippochaete ramosissimum* community on Yangshanchong wasteland of copper mine tailings; ⑤ 杨白茅: Samples within *Imperata cylindrica* community on Yangshanchong wasteland of copper mine tailings; ⑥ 铜白茅: Samples within *Imperata cylindrica* community on old Tongguanshan wasteland of copper mine tailings

表3 各种无机氮组分所占总氮的比例

Table 3 Percentage of inorganic nitrogen components to total nitrogen/%

样本 Samples	铵态氮 Ammonium nitrogen	硝态氮 Nitrate nitrogen	亚态硝氮 Nitrite nitrogen	总无机氮 Total inorganic nitrogen
杨裸地	4.2 ± 1.6	—	0.057 ± 0.015	4.3 ± 1.6
杨结皮	2.0 ± 1.4	—	0.029 ± 0.017	2.1 ± 1.4
杨结缕草	1.1 ± 0.5	1.8 ± 1.3	0.010 ± 0.005	2.8 ± 1.8
杨木贼	0.8 ± 0.3	1.5 ± 0.4	0.011 ± 0.004	2.3 ± 0.6
杨白茅	0.7 ± 0.3	1.2 ± 0.5	0.006 ± 0.002	1.9 ± 0.7
铜白茅	0.2 ± 0.0	0.3 ± 0.0	0.003 ± 0.001	0.5 ± 0.0

由表2和表3可以看出,尾矿废弃地中铵态氮的含量为1.7—3.0mg/kg,硝态氮的含量从未检测到5.8mg/kg,亚硝态氮的含量为0.019—0.038mg/kg,铵态氮所占总氮比例为0.2%—4.2%,平均为1.5%;硝态氮占总氮比例平均为0.8%;亚硝态氮占总氮比例平均仅为0.019%。与维管植物群落下尾矿相比,裸地和隐花植物结皮处的尾矿中铵态氮含量较低,但铵态氮占总氮的比例较高,表明在尾矿废弃地生态系统发展过

程中,处于演替初期的裸地、隐花植物结皮生长处的尾矿中铵态氮为有效氮的主要存在形式,而维管植物群落下尾矿中硝态氮为有效氮的主要形态,占无机氮总量 60.0% 以上。

2.3 有机氮组分含量与比例的变化

2.3.1 有机氮组分含量的变化

供试尾矿样品中酸解氮的含量因植物群落类型而有很大差异($P < 0.05$),含量为 20.8—361.4mg/kg,平均 118.0mg/kg(表 4)。氨基酸氮含量变化范围为 4.7—95.7mg/kg,平均 33.8mg/kg;氨态氮含量在 5.8—37.3mg/kg 之间,平均 16.5mg/kg;氨基糖态氮含量为 8.2—38.8mg/kg,平均 16.5mg/kg;未知氮含量为 2.1—194.6mg/kg,平均 51.1mg/kg;不同样品中酸解氮组分含量差异显著($P < 0.05$)。尾矿中酸未解氮含量为 20.1—1004.7mg/kg,平均 295.9mg/kg(表 4),不同尾矿酸未解氮含量差异显著($P < 0.05$)。

表 4 各种植被群落下尾矿有机氮组分

Table 4 Organic nitrogen components to copper mine tailings below different plants

样本 Samples	酸解氮 acidic hydrolysable nitrogen				总和 Total	酸未解氮 Acidic unhydrolysable nitrogen
	氨基酸氮 Amino acid nitrogen	氨态氮 Ammoniacal nitrogen	氨基糖氮 Aminosugar nitrogen	未知氮 Unknown nitrogen		
杨裸地	4.7 ± 2.0a	5.8 ± 2.0a	8.2 ± 2.0a	2.1 ± 3.5a	20.8 ± 4.0a	20.1 ± 7.3a
杨结皮	8.2 ± 2.0a	8.2 ± 2.0ab	8.9 ± 1.8a	4.9 ± 7.3a	30.1 ± 6.1a	67.8 ± 31.6a
杨结缕草	16.3 ± 4.0a	14.0 ± 3.5bc	11.0 ± 2.8ab	34.3 ± 26.7a	75.6 ± 27.3ab	126.7 ± 70.1a
杨木贼	31.5 ± 6.1ab	15.2 ± 5.4bc	16.3 ± 2.0bc	56.9 ± 42.1a	119.9 ± 40.6bc	162.6 ± 41.2a
杨白茅	46.7 ± 39.8ab	19.1 ± 4.8c	20.5 ± 0.8c	13.8 ± 65.1a	100.1 ± 48.1c	393.0 ± 112.2b
铜白茅	95.7 ± 17.6c	37.3 ± 5.4d	33.8 ± 7.3d	194.6 ± 33.4b	361.4 ± 25.3d	1004.7 ± 171.7c

由表 4 可以看出,不同尾矿样本中有机氮各组分含量的变化规律与表 1 列出总氮含量基本一致,弃置时间长的铜官山处白茅群落尾矿有机氮各组分含量都最高,总体表现为铜白茅 > 杨白茅、杨木贼和杨结缕草 > 杨结皮和杨裸地,表明随着植物群落从裸地、隐花植物结皮向维管植物群落的发展,以及维管植物群落发育时间的延长,表层尾矿中酸解氮和酸未解氮含量逐渐积累。换言之,随着生态系统的发展,尾矿中氮素的积累过程主要表现为有机氮(尤其是酸未解氮)的积累过程。

2.3.2 有机氮组分比例的变化

表 5 列出了各种有机氮组分所占总氮的比例,酸解氮占总氮比例为 20.3%—51.9%,平均仅为 35.9%。其中氨基酸氮所占总氮比例为 7.2%—11.9%,平均为 9.3%;氨态氮占总氮的比例为 2.8%—14.1%,平均 7.1%;氨基糖态氮占总氮的百分比为 2.5%—20.1%,平均 8.1%,绝大部分样本的氨基糖态氮占总氮比例在 10% 以下;未知氮占总氮的百分比为 3.4%—19.7%,平均 11.3%。酸未解氮占总氮的百分比为 48.1%—79.7%,平均 62.3%。

表 5 各种有机氮组分所占总氮的比例

Table 5 Percentage of organic nitrogen components to total nitrogen

样本 Samples	酸解氮 Acidic hydrolysable nitrogen				总和 Total	酸未解氮 Acidic unhydrolysable nitrogen
	氨基酸氮 Amino acid nitrogen	氨态氮 Ammoniacal nitrogen	氨基糖氮 Aminosugr nitrogen	未知氮 Unknown nitrogen		
杨裸地	11.9 ± 6.5	14.1 ± 3.8	20.1 ± 4.5	5.8 ± 9.4	51.9 ± 13.7	48.1 ± 13.7
杨结皮	8.7 ± 2.5	8.5 ± 1.8	9.9 ± 4.5	6.4 ± 8.3	33.5 ± 15.0	66.5 ± 15.0
杨结缕草	8.1 ± 1.3	7.4 ± 3.5	5.6 ± 1.9	19.7 ± 19.5	40.8 ± 24.8	59.2 ± 24.8
杨木贼	11.5 ± 2.5	6.1 ± 4.0	6.2 ± 2.5	18.3 ± 10.3	42.1 ± 4.5	57.9 ± 4.5
杨白茅	8.6 ± 5.7	4.0 ± 0.9	4.4 ± 1.3	3.4 ± 12.1	20.3 ± 8.5	79.7 ± 8.5
铜白茅	7.2 ± 2.3	2.8 ± 0.8	2.5 ± 0.5	14.2 ± 1.0	26.7 ± 3.1	73.3 ± 3.1

由表 5 可以看出,除杨山冲裸地尾矿中酸解氮与酸未解氮分别占总氮比例相当外,有机氮基本以酸未解

氮为主体部分,随着尾矿废弃地弃置时间的延长及植物群落的演替,酸未解氮所占总氮比例有所提高,酸解氮所占比例则呈递减趋势。

3 讨论

氮是植物生长发育的基本元素,植物枯死后凋落于土壤表面,形成凋落物层,其中一部分凋落物经腐殖化作用,形成土壤有机氮固定在土壤中,这部分有机氮经土壤动物和土壤微生物的矿化作用,部分分解产物被植物再次吸收、利用,因此植物群落形成的凋落物数量直接影响土壤中氮素总量。本研究中维管植物群落(铜白茅、杨白茅、杨木贼和杨结缕草)生长处的尾矿中比隐花植物结皮(杨结皮)下和裸地处尾矿含有更高的总氮、烧失量、腐殖质、胡敏酸、腐殖质氮和胡敏酸氮等,与维管植物群落具有较高植物群落生产力、并在尾矿表面形成更多的凋落物积累具有直接关系。

土壤无机氮是土壤可利用性氮的主要形式,直接影响到陆地生态系统的生产力,并且与植物多样性、群落演替、生态系统可持续性之间存在回馈关系^[25],植物群落类型和植物组成等通过影响基质质量(如 C/N 比等)而影响有效氮含量^[26]。本研究表明,尾矿中无机氮含量差异显著,随着植物群落的演替,总无机氮含量增加,与不同群落下的尾矿基质的理化性质及微生物性质的差异有关^[27-28]。维管植物群落下尾矿中无机氮以硝态氮为主,而处于演替早期阶段的裸地和隐花植物结皮处废弃地中无机氮以铵态氮为主,硝态氮未检出。不同形态无机氮含量上的差异可能与两方面因素有关:第一、处于演替早期阶段的尾矿中有机质含量极低、尾矿硝化能力弱、硝态氮更易淋失^[29];第二、处于演替早期阶段的隐花植物结皮中甚至是裸地阶段的尾矿表面生长着一些具有固氮作用的蓝藻和其他自由固氮细菌等,这些固氮蓝藻和固氮微生物在固氮酶作用下将大气中的氮气(N₂)转变为氨态氮^[30-33],并释放到周围的尾矿中从而导致铵态氮含量较高。

土壤有机氮不仅在维持氮素平衡方面有重要意义,而且直接决定土壤的潜在供氮能力。根据李菊梅^[34]等研究结果,可矿化氮主要来自于酸解氮,尤其是酸解氮中的氨基酸氮和氨态氮。对尾矿各种形态有机氮含量的分析可以看出,从杨山冲裸地到铜官山白茅群落的正向演替,酸解氮含量由 20.8mg/kg 增加到 361.4mg/kg,氨基酸氮含量由 4.7mg/kg 增加到 95.7mg/kg,氨态氮含量由 5.8mg/kg 增加到 37.3 mg/kg,植物群落发展过程中,植物对尾矿中可矿化氮素的积累有促进作用。

然而相比于农田土壤,本研究中酸解氮组分中的氨基酸氮和氨态氮所占总氮比例(分别为 7.2%—11.9% 和 2.8%—14.1%)均低于农田土壤中这两种组分所占总氮比例(分别为 30%—45% 和 20%—35%^[35])。并且本研究中有机氮以酸未解氮为主体部分,酸解氮所占总氮比例平均仅为 35.9%,表明尾矿总氮素中可矿化氮所占比例处于相对较低水平。这一结果与王瑞军^[36]等所测试的 12 种生态系统土壤也不相同,其测试的酸解氮所占总氮比例平均为 72.7%,酸解氮组成有机氮的主体部分,酸解氮含量亦远远高于本研究供试尾矿样本。出现此种差异一方面可能与所研究铜尾矿中总氮含量较低有关,另一方面可能与目前尾矿废弃地养分形成与积累仍处于早期阶段有关,同时还可能与构成尾矿废弃地生态系统植物群落为单优群落、植物物种多样性较低有关。

另外,相关研究认为酸未解氮或以杂环存在,或与杂环或芳香键合在一起,这部分氮主要存在于缩合程度较高的腐殖质结构中^[37]。由表 1 可以看出,杨山冲裸地中腐殖质含量极低(0.1mg/g),经过隐花植物结皮至维管植物群落等阶段的演替,铜尾矿中腐殖质含量大幅度提高(如铜官山白茅群落下尾矿中腐殖质含量达到 3.1mg/g)。腐殖质不仅为土壤微生物提供了能量和底物^[38],影响着土壤酶活性及污染物在土壤中的迁移和转化过程^[39-42],而且为尾矿有机碳、氮的积累提供了物质基础,对植物生长具有促进作用^[43-44],有利于植物群落的正向演替。

综上所述,随着植物群落的发展,尾矿中有机质、总氮、可利用性氮、有机氮及有机氮各组分含量逐步提高,植被-土壤养分体系开始朝着良性循环方向转变。但与其他研究^[45]相比,目前尾矿中有机质和总氮含量还处于相对较低的水平,即使是弃置 30a 的铜官山白茅群落尾矿中有机质和总氮含量亦如此,表明尾矿废弃地养分的形成、积累仍处于初期阶段。

References:

- [1] Wang M H, Luo Y M. Land remediation and ecological restoration of mined land. *Acta Pedologica Sinica*, 2003, 40(2): 161-169.
- [2] Bradshaw A. Restoration of mined lands-using natural processes. *Ecological Engineering*, 1997, 8(4): 255-269.
- [3] Lu Q M, Lin L, Zhuang X Y, Chen H Y, Huang Y F. Preliminary study on the soil characteristic of different plant communities in Chebaling national nature reserve, Guangdong Province. *Journal of South China Agricultural University*, 1997, 18(3): 48-52.
- [4] Nihlgrad B. Pedological influence of spruce planted on former beech forest soil in Scania, South Sweden. *Oikos*, 1971, 22(3): 302-314.
- [5] Qu G H, Guo J X. The relationship between different plant communities and soil characteristics in Songnen grassland. *Acta Pratacultural Science*, 2003, 12(1): 18-22.
- [6] Zhang Q F, Song Y C, You W H. Relationship between plant community secondary succession and soil fertility on Tiantong, Zhejiang Province. *Acta Ecologica Sinica*, 1999, 19(2): 174-178.
- [7] Kellner O, Redbo-Torstensson P R. Effects of elevated nitrogen deposition on the field-layer vegetation in coniferous forests. *Ecological Bulletins*, 1995, 44: 227-237.
- [8] Tian S N, Sun Q Y, Wang Z F, Peng S L, Xia H P. Plant colonization on copper tailings and the change of the physio-chemistry properties of substrate in Tongling City. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2005, 14(1): 88-93.
- [9] Sun Q Y, Ren G J, Yang L Z, An S Q. Effect of natural plant communities on soil enzyme activities in deserted copper mine tailing dumps. *Acta Pedologica Sinica*, 2005, 42(1): 37-43.
- [10] Ren G J, Sun Q Y, An S Q, Li Y, Li X. Nutrient status and enzyme activities of acidified tailings under different plant communities. *Chinese Journal of Ecology*, 2006, 25(4): 379-382.
- [11] Song H X, Su Z X, Peng Y Y. Relationship between plant community succession and fertility variation of mountain yellow soil in east Chongqing. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, 16(2): 223-226.
- [12] Mcquilkin W E. The natural establishment of pine in abandoned fields in the Piedmour Plateau Region. *Ecology*, 1940, 21(2): 135-147.
- [13] Vitousek P M, Gosz J R, Grier C C, Melillo J M, Reiners W A. A comparative analysis of potential nitrification and nitrate mobility in forest ecosystems. *Ecological Monographs*, 1982, 52(2): 155-177.
- [14] Stuart Chapin III F, Vitousek P M, Cleve K V. The nature of nutrient limitation in plant communities. *The American Naturalist*, 1986, 127(1): 148-158.
- [15] Kahindi J H P, Woomeer P, George T, de Souza Moreira F M, Karanja N K, Giller K E. Agricultural intensification, soil biodiversity and ecosystem function in the tropics: the role of nitrogen-fixing bacteria. *Applied Soil Ecology*, 1997, 6(1): 55-76.
- [16] Hurek T, Reinhold-Hurek B. *Azoarcus* sp. Strain BH72 as a model for nitrogen-fixing grass endophytes. *Journal of Biotechnology*, 2003, 106(2/3): 169-178.
- [17] Clein J S, Schimel J P. Nitrogen turnover and availability during succession from alder to poplar in Alaskan Taiga forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 1995, 27(6): 743-752.
- [18] Roy A, Singh K P. Dynamics of microbial biomass and nitrogen supply during primary succession on blastfurnace slag dumps in dry tropics. *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, 35(3): 365-372.
- [19] Cao G M, Wu Q, Li D, Hu Q W, Li Y M, Wang X. Effect of nitrogen supply and demand status of soil and herbage system on vegetation succession and grassland degradation in alpine meadow. *Chinese Journal of Ecology*, 2004, 23(6): 25-28.
- [20] Li G C, Han X G, Huang J H. N mineralization and nitrification in a primary *Lithocarpus xylocarpus* forest and degrade vegetation in the Ailao Mountain, Yunnan Province. *Acta Botanica Sinica*, 2004, 46(2): 194-201.
- [21] Li J. A review of determination methods for soil organic matter. *Chinese Journal of Analysis Laboratory*, 2008, 27(sppul): 154-156.
- [22] Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences. *Analysis of Soil Physical and Chemical Properties*. Shanghai: Shanghai Scientific and Technical Publishers, 1978: 63-67, 136-140, 146-157.
- [23] Liu G S. *Soil Physical, Chemical Analysis and Description of Soil Profiles*. Beijing: Standards Press of China, 1996: 33-37.
- [24] Bremner J M. Organic forms of nitrogen//Black C A ed. *Methods of Soil Analysis*. Madison Wisconsin USA: American Society of Agronomy, 1965, 9: 1148-1178.
- [25] Han X G, Li L H, Huang J H. *An Introduction to Biogeochemistry*. Beijing: Chinese Higher Education Press, 1999: 197-244.
- [26] Mo J M, Peng S L, Fang Y T, Yu M D, Kong G H, Zhang Y C. A preliminary study on the dynamics of bio-available nitrogen in soils of pine-broadleaf mixed forest in Dinghushan biosphere reserve. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(3): 492-497.
- [27] Fan X H, Zhu Z L. Nitrification and denitrification in upland soils. *Chinese Journal of Soil Science*, 2002, 33(5): 385-391.

- [28] Li S L, Liu C Q, Xiao H Y. Microbial effect on nitrogen cycle and nitrogen isotope fractionation on the earth's surface — a review. *Geology-Geochemistry*, 2002, 30(4): 40-45.
- [29] Guo S L, Yu C Z, Dai M J. Simulated test of effects of organic Manure on leaching of $\text{NO}_3\text{-N}$ in soil profile. *Research of Soil and Water Conservation*, 2000, 7(4): 123-126.
- [30] Wu N, Zhang Y M, Downing A. Comparative study of nitrogenase activity in different types of biological soil crusts in the Gurbantunggut Desert, Northwestern China. *Journal of Arid Environments*, 2009, 73(9): 828-833.
- [31] Deslippe J R, Egger K N, Henry G H R. Impacts of warming and fertilization on nitrogen-fixing microbial communities in the Canadian High Arctic. *FEMS Microbiology Ecology*, 2005, 53(1): 41-50.
- [32] Yeager C M, Kornosky J L, Morgan R E, Cain E C, Garcia-Pichel F, Housman D C, Belnap J, Kuske C R. Three distinct clades of cultured heterocystous cyanobacteria constitute the dominant N_2 -fixing members of biological soil crusts of the Colorado Plateau, USA. *FEMS Microbiology Ecology*, 2007, 60(1): 85-97.
- [33] Zehr J P, Jenkins B D, Short S M, Steward G F. Nitrogenase gene diversity and microbial community structure: a cross-system comparison. *Environmental Microbiology*, 2003, 5(7): 539-554.
- [34] Li J M, Li S X. Relation of mineralization N to organic N components. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2003, 9(2): 158-164.
- [35] Stevenson F J. Organic forms of soil nitrogen // Stevenson F J ed. *Nitrogen in Agricultural Soils*. Madison Wisconsin USA: American Society of Agronomy-Soil Science Society of America, 1982: 67-122.
- [36] Wang R J, Li S Q, Zhang X C, Li S X, Shao M A. Difference of soil organic nitrogen components and microbial biomass nitrogen under different ecosystem in northwestern China. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2004, 22(4): 21-27.
- [37] Wu G Y. The forms, distributions and its decomposability of soil organic nitrogen. *Chinese Journal of Soil Science*, 1986, 17: 90-95.
- [38] Lovley D R, Coates J D, Blunt-Harris E L, Phillips E J P, Woodward J C. Humic substances as electron acceptors for microbial respiration. *Nature*, 1996, 382(6590): 445-448.
- [39] Gu B H, Yan H, Zhou P, Watson D. Natural humics impact uranium bioreduction and oxidation. *Environmental Science and Technology*, 2005, 39(14): 5268-5275.
- [40] Xu Z C, Hong Y G, Luo W. The effects of the humic substances on azo reduction by *Shewanella* spp. *Acta Microbiologica Sinica*, 2006, 46(4): 591-597.
- [41] Zee F P, Renske H M. Application of redox mediators to accelerate the transformation of reactive azo dyes in anaerobic bioreactors. *Dutch Governmental Economy Ecology Technology*, 2001, 75(6): 691-701.
- [42] Wang D L, Guan Z C, Wang E D. Adsorption of heavy metal ions onto humus. *Gold*, 2003, 24(1): 47-49.
- [43] Nardi S, Pizzeghello D, Muscolo A, Vianello A. Physiological effects of humic substances on higher plants. *Soil Biology & Biochemistry*, 2002, 34(11): 1527-1536.
- [44] Chen Y, Katan J, Gamliel A, Aviad T, Schnitzer M. Involvement of soluble organic matter in increased plant growth in solarized soils. *Biology and Fertility of Soils*, 2000, 32(1): 28-34.
- [45] Wang H, Huang Y, Wang S L, Yang Z J. Soil quality assessment under several typical ecosystems in mid-subtropical region I. Effects of several typical ecosystems on soil properties. *Ecology and Environmental Sciences*, 2009, 18(3): 1100-1106.

参考文献:

- [1] 黄铭洪, 骆永明. 矿区土地修复与生态恢复. *土壤学报*, 2003, 40(2): 161-169.
- [3] 卢其明, 林琳, 庄雪影, 陈红跃, 黄永芳. 车八岭不同演替阶段植物群落土壤特征的初步研究. *华南农业大学学报*, 1997, 18(3): 48-52.
- [5] 曲国辉, 郭继勋. 松嫩平原不同演替阶段植物群落和土壤特性的关系. *草业学报*, 2003, 12(1): 18-22.
- [6] 张庆费, 宋永昌, 由文辉. 浙江天童植物群落次生演替与土壤肥力的关系. *生态学报*, 1999, 19(2): 174-178.
- [8] 田胜尼, 孙庆业, 王铮峰, 彭少麟, 夏汉平. 铜陵铜尾矿废弃地定居植物及基质理化性质的变化. *长江流域资源与环境*, 2005, 14(1): 88-93.
- [9] 孙庆业, 任冠举, 杨林章, 安树青. 自然植物群落对铜尾矿废弃地土壤酶活性的影响. *土壤学报*, 2005, 42(1): 37-43.
- [10] 任冠举, 孙庆业, 安树青, 李远, 李旭. 不同植物群落下酸化尾矿养分状况及土壤酶活性. *生态学杂志*, 2006, 25(4): 379-382.
- [11] 宋会兴, 苏智先, 彭远英. 渝东山地黄壤肥力变化与植物群落演替的关系. *应用生态学报*, 2005, 16(2): 223-226.
- [19] 曹广民, 吴琴, 李东, 胡启武, 李月梅, 王溪. 土壤-牧草氮素供需状况变化对高寒草甸植被演替与草地退化的影响. *生态学杂志*, 2004, 23(6): 25-28.
- [20] 李贵才, 韩兴国, 黄建辉. 哀牢山木果柯林及退化植被下土壤氮素矿化和硝化作用. *植物学报*, 2004, 46(2): 194-201.

- [21] 李婧. 土壤有机质测定方法综述. 分析实验室, 2008, 27(z1): 154-156.
- [22] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析. 上海: 上海科学技术出版社, 1978: 63-67, 136-140, 146-157.
- [23] 刘光松. 土壤理化分析与剖面描述. 北京: 中国标准出版社, 1996: 33-37.
- [25] 韩兴国, 李凌浩, 黄建辉. 生物地球化学概论. 北京: 高等教育出版社, 1999: 197-244.
- [26] 莫江明, 彭少麟, 方运霆, 郁梦德, 孔国辉, 张佑昌. 鼎湖山马尾松针阔叶混交林土壤有效氮动态的初步研究. 生态学报, 2001, 21(3): 492-497.
- [27] 范晓晖, 朱兆良. 旱地土壤中的硝化-反硝化作用. 土壤通报, 2002, 33(5): 385-391.
- [28] 李思亮, 刘丛强, 肖化云. 地表环境氮循环过程中微生物作用及同位素分馏研究综述. 地质地球化学, 2002, 30(4): 40-45.
- [29] 郭胜利, 余存祖, 戴鸣钧. 有机肥对土壤剖面硝态氮淋失影响的模拟研究. 水土保持研究, 2000, 7(4): 123-126.
- [34] 李菊梅, 李生秀. 可矿化氮与各有机氮组分的关系. 植物营养与肥料学报, 2003, 9(2): 158-164.
- [36] 王瑞军, 李世清, 张兴昌, 李生秀, 邵明安. 西北地区不同生态系统几种土壤有机氮组分和微生物体氮的差异. 干旱地区农业研究, 2004, 22(4): 21-27.
- [37] 武冠云. 土壤有机氮的形态、分布及其易分解性. 土壤通报, 1986, 17(2): 90-95.
- [42] 王丹丽, 关子川, 王恩德. 腐殖质对重金属离子的吸附作用. 黄金, 2003, 24(1): 47-49.
- [45] 王华, 黄宇, 汪思龙, 杨知建. 中亚热带区域几种典型生态系统土壤质量评价 I. 不同生态系统对土壤性质的影响. 生态环境学报, 2009, 18(3): 1100-1106.

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