ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV

# 环境科学

(HUANJING KEXUE)

# ENVIRONMENTAL SCIENCE

第37卷 第9期

Vol.37 No.9

2016

中国科学院生态环境研究中心 主办

科学出版社 出版

双奖期刊

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第37卷 第9期
2016年9月15日

# 目 次

1960~2013年我国霾污染的时空变化 …… 符传博,唐家翔,丹利,何媛(3237)
太原大气颗粒物中水溶性无机离子质量浓度及粒径分布特征 …… 王璐,温天雪,苗红妍,高文康,王跃思(3249)
石家庄秋季一次典型霾污染过程水溶性离子粒径分布特征 …… 刘景云,刘子锐,温天雪,虢俊龙,黄小娟,乔宝文,王莉莉,杨洋,徐仲均,王跃思(3258)
南京北郊大气颗粒物的粒径分布及其影响因素分析 …… 吴丹,曹双,汤莉莉,夏俊荣,陆建刚,刘刚,杨孟,李凤英,盖鑫磊(3268)
南京北郊黑碳气溶胶污染特征及影响因素分析 …… 肖思晗,于兴娜,朱彬,何镓祺(3280)
上海崇明地区大气分形态汞污染特征 …… 李舒,高伟,王书肖,张磊,李智坚,王龙,郝吉明(3290)
三峡库区典型农田系统大气汞浓度及不同自然界面释汞通量 …… 王永敏,赵铮,孙涛,王娅,薛金平,张成,王定勇(3300)
长白山背景站大气VOCs浓度变化特征及来源分析 …… 吴方堃,孙杰,余晔,唐贵谦,王跃思(3308)
铅冶炼厂无组织排放源不同颗粒物中铅含量特征 …… 刘大钧,汪家权(3315)
祁连山东段降水的水化学特征及离子来源研究 …… 贾文雄,李宗省(3322)
三峡库区(重庆—宜昌段)沉积物中钒的污染特征及生态风险评价 … 郭威,殷淑华,徐建新,徐东昱,高丽,郝红,高博(3333)
太湖不同富营养化水域砷的分布特征及其环境影响因素 …… 车霏霏,王大鹏,甄卓,颜昌宙,王灶生(3340)
太湖表层沉积物中PPCPs的时空分布特征及潜在风险 …… 张盼伟,周怀东,赵高峰,李昆,刘巧娜,任敏,赵丹丹,李东佼(3348)
岩溶地下河系统中有机氯的分布特征与来源分析 …… 张媚,孙玉川,谢正兰,余琴,徐昕(3356)
西南典型岩溶地下河系统水文地球化学特征对比:以重庆市青木关、老龙洞为例 …… 詹兆君,陈峰,杨平恒,任娟,张海月,刘黛薇,蓝家程,张宇(3365)
不同水源补给情形的溪流沟渠沉积物磷形态及释放风险分析 …… 李如忠,秦如彬,黄青飞,耿若楠(3375)
滇池柱状沉积物磷形态垂向变化及对释放的贡献 …… 李乐,王圣瑞,焦立新,余佑金,丁帅,王跃杰(3384)
荧光光谱结合平行因子分析研究夏季周村水库溶解性有机物的分布与来源 …… 黄廷林,方开凯,张春华,周石磊,曾明正,刘飞,夏超,丛海兵(3394)
富营养化水体中黑水团的吸收及反射特性分析 …… 张思敏,李云梅,王桥,朱利,王旭东,温爽(3402)
基于微生物生物完整性指数的地下水生态系统健康评价:以包钢稀土尾矿库周边地下水生态系统为例 …… 安新丽,陈廷廷,赵晗,张又弛,侯艳伟,蔡超(3413)
于桥水库水源地水体沉积物重金属空间分异与景观格局的关系 …… 王祖伟,王祎玮,侯迎迎,包姗姗,王子璐,王倩倩(3423)
人工湿地构型对水产养殖废水含氮污染物和抗生素去除影响 …… 刘佳,易乃康,熊永娇,黄翔峰(3430)
共生细菌对盐生小球藻富集和转化砷酸盐的影响 …… 许平平,刘聪,王亚,郑燕恒,张春华,葛滢(3438)
模拟水体硝态氮对黄菖蒲生长及其氮吸收的影响 …… 王兵,温奋翔,肖波(3447)
对羟基联苯在黄河兰州段底泥上的吸附行为 …… 周琦,蒋煜峰,孙航,慕仲锋,张振国,展惠英(3453)
多级A/O工艺强化处理城市污水的效果研究 …… 尹子华,盛晓琳,刘锐,陈吕军,张永明(3460)
某微污染水源自来水厂的纳滤深度处理效果研究 …… 吴玉超,陈吕军,兰亚琼,刘锐(3466)
$Fe^0$-PRB去除Cr(Ⅵ)反应动力学及影响机制 …… 卢欣,李淼,唐翠梅,辛佳,林朋飞,刘翔(3473)
EDTA-$nSiO_2$纳米颗粒对$Cd^{2+}$的吸附 …… 蒋顺成,秦睿,李满林,李荣华,张增强,Amjad Ali,梁文(3480)
硝酸-PPy/AQDS联合处理改善阳极性能的分析表征 …… 沈伟航,朱能武,尹富华,吴平霄,张彦鸿(3488)
人工合成水铁矿对含磷废水的吸附性能 …… 崔蒙蒙,王殿升,黄天寅,刘锋(3498)
生物沸石人工湿地处理分散养猪冲洗水性能 …… 牟锐,沈志强,周岳溪,陈学民,伏小勇,谭蕾蕾,瞿畏(3508)
甘油基混合培养物合成PHA及其与OUR的关系 …… 刘东,张小婷,张代钧,曾善文,卢培利(3518)
光催化体系中噻虫胺降解动力学及机制 …… 胡倩,阳海,石妮,胡乐天,易兵(3524)
宁夏干旱地区工业区对农田土壤重金属累积的影响 …… 王美娥,彭驰,陈卫平(3532)
北方某大型钢铁企业表层土壤中多环芳烃污染特征与健康风险评价 …… 董捷,黄莹,李永霞,张厚勇,高甫威(3540)
红壤剖面重金属分布特征及对有机碳响应 … 贾广梅,马玲玲,徐殿斗,成杭新,周国华,杨国胜,罗敏,路雨楠,刘志明(3547)
外源锌刺激下水稻对土壤镉的累积效应 …… 辜娇峰,杨文弢,周航,张平,彭佩钦,廖柏寒(3554)
改性生物炭材料对稻田原状和外源镉污染土钝化效应 …… 杨兰,李冰,王昌全,刘倾城,张庆沛,肖瑞,李一丁(3562)
生物淋滤联合类Fenton反应去除污染土壤中重金属的效果 …… 周普雄,严勰,余震,王跃强,朱艺,周顺桂(3575)
长期石油污染对盐碱化土壤中微生物群落分子生态网络的影响 …… 赵慧慧,肖娴,裴孟,赵远,梁玉婷(3582)
应用PLFA法分析氮沉降对缙云山马尾松林土壤微生物群落结构的影响 …… 曾清苹,何丙辉(3590)
三江平原不同退化阶段小叶章湿地土壤真菌群落结构组成变化 …… 隋心,张荣涛,许楠,刘赢男,柴春荣,王继丰,付晓玲,钟海秀,倪红伟(3598)
外源氮、硫添加对闽江河口湿地$CH_4$、$CO_2$排放的短期影响 …… 胡敏杰,任鹏,黄佳芳,仝川(3606)
模拟条件下侵蚀-沉积部位土壤$CO_2$通量变化及其影响因素 …… 杜兰兰,王志齐,王蕊,李如剑,吴得峰,赵慢,孙棋棋,高鑫,郭胜利(3616)
太原晋祠地区果园土壤呼吸的年际变化及其温度敏感性 …… 严俊霞,郝忠,荆雪锴,李洪建(3625)
生物炭对墁土土壤温室气体及土壤理化性质的影响 … 王月玲,耿增超,王强,尚杰,曹胜磊,周凤,李鑫,刘福义,张萍(3634)
氮沉降对臭氧胁迫下青杨光合特性和生物量的影响 …… 辛月,尚博,陈兴玲,冯兆忠(3642)
冠层辐射温度对冬小麦生态系统碳通量的影响 …… 李洪建,杨艳,严俊霞(3650)
堆肥过程水溶性有机物组成和结构演化研究 …… 李丹,何小松,席北斗,高如泰,张慧,黄彩红,党秋玲(3660)
酸碱改性活性炭及其对甲苯吸附的影响 …… 刘寒冰,杨兵,薛南冬(3670)
《环境科学》征订启事(3517) 《环境科学》征稿简则(3561) 信息(3289,3321,3422)

# 基于微生物生物完整性指数的地下水生态系统健康评价:以包钢稀土尾矿库周边地下水生态系统为例

安新丽[1,2],陈廷廷[3],赵晗[1,2],张又弛[1],侯艳伟[3],蔡超[1*]

(1. 中国科学院城市环境研究所中国科学院城市环境与健康重点实验室,厦门 361000; 2. 中国科学院大学,北京 100049; 3. 华侨大学化工学院,厦门 361000)

**摘要**: 生物完整性指数是水体生态系统健康评价的重要指标,已被广泛应用于湖泊河流等的生态系统健康评价中. 但利用水体中分解者微生物群落构建 IBI 评价标准的报道很少,针对地下水生态系统的研究更是鲜见. 本研究针对包钢稀土尾矿库周边地下水生态系统健康开展评价工作,基于地下水环境中微生物群落 Illumina 高通量测序信息,筛选关键环境因子,甄别敏感或耐受微生物分类属,确定候选生物参数,探索针对地下水的微生物完整性指数(microbiome index of biotic integrity, M-IBI)评价流程与标准构建方法. 结果表明,总计 12 个地下水样点中,4 个样点属于健康等级(Ⅰ级),占总样点的 33.3%; 2 个样点属于亚健康等级(Ⅱ级),占总样点的 16.7%; 5 个样点属于一般等级(Ⅲ级),占 41.7%; 1 个样点属于较差等级(Ⅳ级),占 8.3%; 总体来看,靠近尾矿库的样点健康等级较低,而远离尾矿库参照点受到的干扰较小,健康等级较高,这可能与人类活动干扰影响程度密切相关. 参照该地区地下水理化参数基础上的水质情况分析结果,发现应用 M-IBI 指数可较合理地评估包头稀土尾矿区周边地下水生态系统健康状况. 结合生态系统健康内涵,本研究初步提出针对地下水生态系统健康的 M-IBI 指数评价体系构建流程.

**关键词**:微生物群落; 生物完整性指数; 地下水生态系统; 健康评价; 微生物生物完整性指数

**中图分类号**: X826 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2016)09-3413-10 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.2016.09.020

# Assessment of Ecosystem Health of Baogang Tailings Groundwater Based on Microbiome Index of Biotic Integrity (M-IBI)

AN Xin-li[1,2], CHEN Ting-ting[3], ZHAO Han[1,2], ZHANG You-chi[1], HOU Yan-wei[3], CAI Chao[1*]

(1. Key Laboratory of Urban Environment and Health, Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences, Xiamen 361000, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. College of Chemical Engineering, Huaqiao University, Xiamen 361000, China)

**Abstract**: Index of Biological Integrity (IBI) is a scientific tool used to evaluate health of aquatic ecosystems. IBI associates anthropogenic influences with biological activity in the water body, and is formulated using data developed from biosurveys. Compared with other biotic assemblage indicators of water quality, little attention has been paid to the application of microbial community in ecosystem health assessment for groundwater bodies so far. An approach based on microbiome index of biotic integrity was developed to assess groundwater ecosystem health in this study. The method based on Illumina high-throughput DNA sequencing was applied to achieve the information of microbial community. The key environmental factors were selected based on CCA analysis and the optimized values were calculated for defining the taxonomic genera sensitive and resistant to these factors. The resulting candidate biotic factors were used to construct microbiome index of biotic integrity (M-IBI) evaluating system. The results showed among the studied sample sites from groundwater of Baogang rare earth tailings, 33.3% of samples were at "Great" level, 16.7% at "Good" level, most of samples (41.7%) at "moderate" level and 8.3% at "Bad" level. The ecosystem healthy status of the sample sites near the tailings was affected by human disturbances, while the samples far away the tailings were at healthy level. The results of the groundwater ecosystem healthy assessment based on M-IBI system had a good match with the groundwater quality standard based on chemical properties. It indicated that M-IBI could be a potential index to evaluate the health of groundwater ecosystem.

**Key words**: microbial community; index of biotic integrity (IBI); groundwater ecosystem; ecological health assessment; microbiome index of biotic integrity (M-IBI)

地下水是水资源的重要组成部分,是地球上最丰富且分布最广泛的淡水资源,对于人类的生产生活、社会经济发展具有重要的意义,也是生态环境中非常重要的生态系统类型. 近年来,随着经济社会的快速发展,人类对地下水生态系统的过度干扰导致部分区域地下水水质恶化、形态结构破坏、水

**收稿日期**: 2015-12-28; **修订日期**: 2016-04-06

**基金项目**: 环境保护公益性行业科研专项(201309005); 国家高技术研究发展计划(863)项目(2013AA06A211)

**作者简介**: 安新丽(1986~),女,博士研究生,主要研究方向为环境微生物生态学,E-mail: xlan@iue.ac.cn

* 通讯联系人,E-mail: ccai@iue.ac.cn

文条件变化、生境退化以及重要或敏感生物消失,许多地方的地下水生态系统健康严重受损,甚至引发灾难性的后果[1,2]. 地下水生态系统健康状况已经成为许多国家和地区重点关注的环境问题之一. 然而,迄今为止国内外鲜见开展地下水生态系统健康的研究报道. 因此开展地下水生态系统健康评价体系的研究,选取有效的指标和科学的方法,对地下水生态系统的健康状况进行准确诊断,进而开展可持续利用与管理,对于促进地下水生态系统健康发展具有重大意义.

目前,国内外有很多关于水体生态系统健康评价的研究,采用的评价指标和方法繁杂多样. 其中,生物完整性指数(index of biotic integrity,IBI)是目前水体生态系统健康评价中应用最广泛的指标之一. IBI 评价法是由多个生物状况参数组成的,主要从生物类群的组成和结构来反映生态系统的健康状况,定量描述生物特性与非生物因子的关系,建立对环境干扰最敏感的生物参数,通过比较参数值与参考系统的标准值对生态系统健康水平进行评价[3~5]. 最早,Karr[4]提出 IBI 指数并以鱼类为研究对象构建评价标准(fish-index of biotic integrity,F-IBI),应用于美国河流生态系统的健康评价中. 随后,研究者们根据不同水体状况,逐渐将研究对象扩展延伸到大型底栖无脊椎动物、藻类、水生植物和浮游生物等. 美国环保署(EPA)利用底栖无脊椎动物完整性指数(benthic index of biotic integrity,B-IBI)评价了美国 16 个州的河流健康状况[5,6]. 有研究利用硅藻生态特征以及对不同压力和干扰的响应参数[7],构建 IBI 评价体系,比较了当地 Hungary 河流生态系统健康状况随季节的变化特征. Kane 等[8]发展了浮游生物完整性指数(planktonic index of biotic integrity,P-IBI)评价美国 Erie 湖在 1970 ~ 2002 年内的健康状况变化. 我国对 IBI 的研究始于 1990 年,王备新等[9]以安徽黄山地区的溪流为研究对象,首次在我国构建 B-IBI 评价指标并对其与理化指标的关系进行研究. 卢东琪等[10]推广 B-IBI 评价方法应用到钦江流域河流的健康评价. IBI 自提出至今,经过研究者们近 30 年的应用、验证和改进,现已广泛应用于水体(主要是地表水体)的生态系统健康评价中[11,12].

完整的水生态系统生物群落由生产者、消费者和分解者共同构成,但是已有的研究中,构建 B-IBI 评价指数的生物主要集中于水体生态系统的生产者和消费者部分,忽略了分解者. 水体生态系统中的分解者,主要是微生物,是水体自我净化的基础. 微生物群落特性与水生态环境具有高度相关性,微生物的变化比水文地球化学指标的变化更为敏感,其结构特征和功能状态可以反映水体生态系统对污染输入胁迫的恢复力. 目前,随着水体污染日益严重,生产者和消费者的丰度及多样性日益减少,数据可获得性难度增加,以这些生物作为生态系统表征指数,经常无法为生态系统健康评估提供足够的信息[13]. 而在受污染水体生态系统中,微生物作为分解者,其功能活性极其活跃,群落结构多样性很高. 因此,以分解者——微生物群落作为主要对象构建 IBI(microbe index of biotic integrity,M-IBI)指数体系用于评估水体生态系统健康是一个值得关注的重要研究方向. 目前,黄艺等[13]已成功构建浮游细菌生物完整性指数(bacterioplankton index of biotic integrity,BP-IBI)并用于滇池流域河流生态健康的评价. 这表明微生物群落生物完整性指数具有成为水体生态系统健康状况有效评价指标的潜在可能性.

地下水生态系统中由于大型生物丰度低,生物信息匮乏,数据获取困难,现阶段国内外还很少将 IBI 应用于地下水生态系统健康评估的研究,有关微生物生物完整性指数(M-IBI) 的研究更是鲜见. 因此,如果可以将 M-IBI 引入评价地下水生态系统健康状况必将进一步补充和完善地下水健康评价体系. 包钢稀土尾矿库周边地下水生态系统由于受到尾矿库污染物泄漏、污染物地表径流、降水等原因而遭到不同程度损害,目前关于尾矿库周边地下水生态系统健康评估的研究工作还未开展[14]. 本文以包钢稀土尾矿库周边地下水为研究对象,尝试构建地下水中的 M-IBI,并应用于尾矿库周边地下水生态系统的健康分级与评价,探讨基于微生物生物完整性指数在地下水生态系统健康评价中应用的科学性和可行性,以期为地下水生态系统健康分级评价提供新的科学依据,也为该区域地下水资源的可持续利用和管理提供支撑.

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区采样位点设置

包钢稀土金属冶选尾矿库(109°40′06.41″E ~ 109°42′23.45″E, 40°37′15.66″N ~ 40°39′10.55″N)位于内蒙古自治区包头市西南部 3 km 处,总面积大约 12 $km^2$. 尾矿库位于哈德门沟和昆都仑河冲洪积扇前缘交汇处,地势北高南低,平均坡降约 4‰. 2013 年 7 ~ 8 月对尾矿库周边地下水进行监测井的

布设，共设置 12 个位点. 选择远离尾矿库、无点源污染、受人为活动影响小、污染小的地下水样点作为参照点（G10、G111、G12），选择人为活动明显、靠近尾矿库、可能有点源污染的其余 9 个样点为受损点（G1、G2、G3、G4、G5、G6、G7、G8、G9）. 样点的分布如图 1 所示.

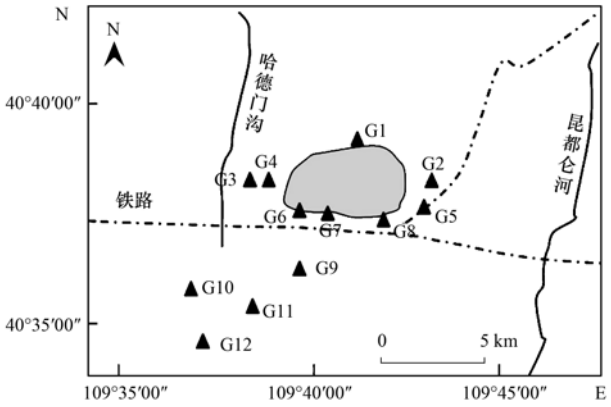



**图 1　包钢稀土尾矿库周边地下水样点示意**

Fig. 1　Sampling map of groundwater of Baogang rare earth tailings analyzed in this study

### 1.2　样品采集与分析

使用 QJ 不锈钢潜水泵（朝隆，上海）采集地下水样品，每个样品收集 2 L. 使用便携式 pH/电导率/溶氧仪（alalis MP3500，MP3500，美国）现场测定地下水水质酸碱度（pH）、温度（$T$）、溶解氧（DO）、电导率（Ec）、氧化还原电位（Eh）. 其中 1 L 密封装于塑料瓶，低温带回实验室进行理化指标分析，包括溶解性总固体（TDS）、总硬度（GH）、高锰酸盐指数（PI）、氨氮（$NH_4^+$）、硝态氮（$NO_3^-$）、亚硝态氮（$NO_2^-$）、硫酸根（$SO_4^{2-}$）、碳酸根（$CO_3^{2-}$）、氟（$F^-$）、氯（$Cl^-$）、钠（$Na^+$）、钾（$K^+$）、镁（$Mg^{2+}$）、钙（$Ca^{2+}$）、砷（As）、硒（Se）等离子. 另外 1 L 装于已灭菌处理的采样瓶中，置于冰盒运回实验室，立即进行微生物群落的收集处理. 每个样品取 500 mL 水样经过 0.22 μm 的微孔滤膜进行抽滤，将抽滤后的膜保存于 −20℃冰箱备用.

### 1.3　地下水微生物核酸信息的获取

将冷冻保存的 0.22 μm 滤膜采用灭菌剪刀剪碎（约 1 $mm^2$）转移至 DNA 提取的破碎管中，DNA 提取步骤参照 FastDNA Spin Kit for Soil（MP 医疗，美国）试剂盒说明书进行. 得到的 DNA 样品采用带有 barcode 序列的引物对（515F 和 907R）对 16S r RNA 基因 V4 ~ V5 区片段进行 PCR 扩增，扩增体系是包括 40 ~ 50 ng 模板 DNA，25 μL 的 2 × Premix Ex*Taq*™聚合酶（Takara，Japan），0.5 μL 牛血清蛋白（BSA）（20 mg·$mL^{-1}$，Takara，日本）以及 10 μmol·$L^{-1}$引物各 1 μL，用无菌水补充至 50 μL. 扩增条件是 95℃预变性 3 min，随后 94℃变性 30 s，58℃退火 1 min，72℃延伸 1 min，30 个循环，最后 72℃延伸 5 min.

扩增得到的 PCR 产物采用通用 DNA 纯化试剂盒（天根，中国）进行纯化回收. 所得纯化的 DNA 样品采用 Quant-iT PicoGreen double-stranded DNA（dsDNA）试剂盒（Invitrogen，美国）进行定量，具体步骤参考试剂盒说明书进行.

纯化的 PCR 扩增产物等份合并后，送至北京诺禾致源生物信息科技有限公司进行测序. 测序采用双末端测序，测序平台采用 Illumina MiSeq PE300 高通量测序平台.

### 1.4　微生物群落信息的分析

总的测序 reads 通过不同的 barcode 序列区分并分配到相应的样品中，采用 QIIME 软件包去除所得序列中包含模糊碱基的，引物错配的或者多于 6 个碱基同聚物的序列，并过滤掉含有 > 20 bp 低质量碱基的低质量序列，随后去掉引物序列. 采用 RDP classifier 的方法生成 OTU table（cutoff = 97%），去除嵌合体序列和单一序列. 选择每个 OTU 中丰度最大的序列为代表性序列，将代表性序列与 Greengene database 进行比对分类.

为使样品间的序列数标准化，随机从每个样品中挑选最小数目 19221 条序列，利用 QIIME 进行稀有化分析并计算 α-多样性指数（Chao-1 指数、Shannon 指数、Simpson 指数、物种累计数、偏 Simpson 指数、Observed species、均匀度指数以及 PD_whole_tree 进化多样性等）. 基于各样点的微生物相对丰度信息，建立本研究所需的微生物 IBI 评价体系.

### 1.5　M-IBI 评价体系的构建

参考现阶段 F-IBI、B-IBI、P-IBI 和 BP-IBI 的指数构建流程，初步确定其主要步骤包括：①确定候选生物参数；②通过参数指标值的分布范围、判别能力分析和相关关系分析，建立评价指标体系；③确定每种生物参数值及 IBI 指数的计算方法；④确定微生物生物完整性指数的评分标准；⑤通过独立数据的比较，对 IBI 进行验证与修订，判别 IBI 指数方法的有效性.

#### 1.5.1　候选生物参数的确定

本研究选取与丰富度相关的参数、与群落组成

相关的参数和与对干扰耐受能力有限的参数作为计算生物完整性指数的候选参数. 干扰耐受参数与栖境参数的计算参照文献所述的具体方法[10]. 首先应用典范对应分析(canonical correspondence analysis,CCA)筛选关键环境因子,然后利用加权平均回归方法计算各分类单元的最适值. 其具体运算方法与公式参照文献[13],即可确定对各关键环境因子敏感或耐受的分类单元,并按照各样点环境因子的25%与75%百分位数为分界点. 根据微生物对环境因子的最适值不同,将其划分为对环境干扰的敏感种、中间种或耐受种.

**1.5.2** 生物参数的筛选

候选生物参数确定后,要对参数进行分布范围分析,判别能力分析、相关性分析和变异度分析,筛选或淘汰不能充分反映地下水生态系统受损情况的参数.

(1)指数值分布范围分析

根据参照点和受损点的数据计算各候选生物参数值,分析候选生物参数对人类干扰的反应,挑选出对人类干扰反应单向递增或递减的指标; 剔除掉分布范围太大或太小的指数.

(2)判别能力分析

对剩余参数在参照点和受损点的分布做箱体图,比较各指数在参照点和受损点的25% ~75%分位数范围即箱体四分位范围(IQ). 根据箱体的重叠情况,对IQ(生物判别能力)赋予不同的值,如无重叠,IQ=3; 部分重叠,但各自中位数值都在对方箱体范围之外,IQ=2; 仅一个中位数值在对方箱体范围之内,IQ=1; 各自中位数值都在对方箱体范围之内,IQ=0.

(3)相关性分析

经过上述判别能力分析后,选取IQ述判别的指数用SPSS 22.0作Pearson相关性分析,若两参数相关性较高($|R| \geq 0.75$),表明二者所反映的信息重叠性较大,选择其中之一参数用于构建M-IBI评价体系.

**1.5.3** M-IBI评价体系标准的确定

采用比值法计算各样点各生物参数分值,累加各个参数分值得到各样点的M-IBI指数值. 具体步骤参照文献:①对于随干扰增大而数值越低的生物参数,以95%分位数为最佳期望值,参数分值为:该生物参数值/95%分位数; ②对于随干扰增大而数值越低的生物参数,以5%分位数为最佳期望值,参数分值为:(最大参数值 - 该生物参数值)/(最大参数值 - 5%分位数). 经计算后,得到的分值的分布范围为0~1,如果>1,则都记为1.

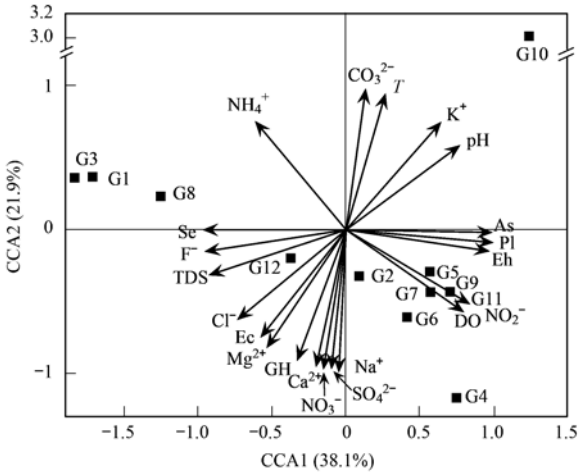
**1.5.4** 生物完整性的等级划分

以参照点M-IBI值分布的95%分位数作为健康评价标准的最佳值,低于该值的分布范围进行5等分,靠近95%分位数的一等分代表被测样点处于健康状态,随后依次是亚健康、一般、较差和极差的划分标准.

## 2 结果与分析

### 2.1 关键环境因子的确定

研究区各样点微生物信息通过高通量测序分析共获得729 827条序列,各样点微生物多样性指数以及物种丰富度分析结果见表1,各样点之间存在一定的差异. 矿库周边地下水理化因子检测结果和综合水质情况如表2所示,参照点和受损点的水质等级差异很大. CCA分析了与微生物群落结构变化显著相关的环境因子见图2. 图中第一轴解释了38.1%的微生物分布,第二轴解释了21.9%比例的微生物分布. 此外,蒙特卡罗(Monte Carlo)置换检验表明硒含量与微生物群落分布具有极显著相关关系($P=0.008<0.01$). 有研究报道地下水环境中温度和氧气的变化对微生物群落扰动比较大,也是影响微生物分布的主要因子[15, 16]. 在一定程度上温度的增加使水体中溶解氧的含量增加,地下水环境中厌氧或者缺氧的微生物对氧气极其敏感,相应地也受到温度干扰. 高锰酸盐指数可以用于部分表征水体环境中有机物含量,与水体环境中微生物的




箭头与轴的角度代表环境因子的正负相关性,
箭头长度代表相关性大小

**图2 微生物群落分布变化与环境因子相关的CCA分析**

Fig. 2 Canonical correspondence analysis (CCA) of microbial community distribution variation and environmental factors

活性极为密切[15]. 综合考虑，本研究最终确定溶解氧(DO)、温度($T$)、高锰酸盐指数(PI)和硒含量(Se)这4个环境因子作为关键环境因子，它们在参照点和受损点中的分布见表3.

**表1　各样点微生物多样性指数及物种丰富度**

Table 1　Diversity indexes and abundance of microbial community in the studied groundwater

| 群落丰富度及多样性 | G1 | G2 | G3 | G4 | G5 | G6 | G7 | G8 | G10 | G11 | G12 | G13 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Methyloversatilis* 属/% | 0.22 | 0.20 | 0.15 | 0.17 | 0.79 | 0.18 | 0.20 | 0.20 | 0.45 | 0.30 | 0.19 | 0.28 |
| *Pseudidiomarina* 属/% | 0.02 | 0.03 | 0.04 | 0.03 | 0.05 | 0.03 | 0.03 | 0.03 | 0.06 | 0.05 | 0.04 | 0.03 |
| *Thiobacillus* 属/% | 2.25 | 0.22 | 0.24 | 0.29 | 0.25 | 0.23 | 0.26 | 0.24 | 0.52 | 0.28 | 0.26 | 0.21 |
| 香农指数 | 2.23 | 2.72 | 2.24 | 2.88 | 2.82 | 2.65 | 2.80 | 2.49 | 2.79 | 3.11 | 2.77 | 2.63 |
| 辛普森指数 | 0.76 | 0.89 | 0.76 | 0.91 | 0.89 | 0.87 | 0.89 | 0.81 | 0.89 | 0.92 | 0.90 | 0.87 |
| 偏辛普森指数 | 4.12 | 9.14 | 4.13 | 10.96 | 8.94 | 7.74 | 9.36 | 5.32 | 8.91 | 12.80 | 9.72 | 7.97 |
| Pielou 均匀度指数 | 0.40 | 0.48 | 0.41 | 0.52 | 0.49 | 0.46 | 0.50 | 0.45 | 0.54 | 0.54 | 0.50 | 0.49 |
| PD_whole_tree | 50.09 | 55.56 | 49.49 | 59.44 | 64.22 | 60.33 | 60.59 | 56.28 | 64.23 | 64.55 | 56.24 | 54.19 |
| Chao 1 指数 | 3 388 | 4 022 | 3 566 | 4 155 | 4 492 | 4 545 | 4 290 | 3 976 | 4 909 | 4 390 | 4 249 | 3 856 |
| Observed species | 1 211 | 1 488 | 1 235 | 1 562 | 1 600 | 1 552 | 1 554 | 1 390 | 1 760 | 1 623 | 1 563 | 1 447 |
| 物种累计数 | 275 | 273 | 247 | 251 | 315 | 330 | 277 | 269 | 180 | 307 | 244 | 225 |

**表2　包钢稀土尾矿库周边地下水理化特征/mg·L$^{-1}$**

Table 2　Geochemical characteristics of groundwater around Baogang rare earth tailings/mg·L$^{-1}$

| 理化参数 | G1 | G2 | G3 | G4 | G5 | G6 | G7 | G8 | G9 | G10 | G11 | G12 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Ec | 10.05 | 1.61 | 1.79 | 6.36 | 10.59 | 5.79 | 2.61 | 3.38 | 1.79 | 0.86 | 0.65 | 0.96 |
| Eh | 17.2 | 4.3 | −245.7 | −7.5 | 27.1 | 163.8 | −71.4 | −129.8 | −62.3 | −5.6 | −156.3 | −1.4 |
| As×10$^{-4}$ | 12.2 | 7.6 | 24.8 | 4.8 | 8.1 | 7.4 | 40.6 | 15.5 | 88.5 | 24.9 | 34.1 | 27.8 |
| Se×10$^{-4}$ | 4.4 | 4.0 | 4.5 | 2.1 | 2.4 | 1.7 | 3.4 | 4.8 | 0.9 | 1.2 | 1.1 | 1.4 |
| TDS | 7 780 | 1 210 | 1 250 | 90 | 10 100 | 5 500 | 1 920 | 2 740 | 966 | 524 | 426 | 558 |
| PI | 1.4 | 3.1 | 1.4 | 3.0 | 2.0 | 2.9 | 1.9 | 2.1 | 1.9 | 2.7 | 1.6 | 2.8 |
| GH | 3 860 | 631 | 661 | 2 900 | 5 460 | 2 700 | 811 | 1 360 | 470 | 280 | 216 | 276 |
| DO | 2.81 | 0.32 | 0.26 | 0.48 | 3.78 | 4.00 | 2.05 | 1.24 | 5.42 | 1.41 | 1.28 | 2.52 |
| $T$/℃ | 11.4 | 9.7 | 10.6 | 10.9 | 11.4 | 9.3 | 10.2 | 11.1 | 13.0 | 12.3 | 10.6 | 11.1 |
| $SO_4^{2-}$ | 2 645 | 418 | 427 | 2 489 | 4 444 | 2 491 | 627 | 913 | 332 | 16 | 3 | 18 |
| $Cl^-$ | 1 666 | 176 | 145 | 947 | 1 417 | 682 | 303 | 500 | 161 | 34 | 17 | 48 |
| $NO_3^-$ | 5.1 | 0.0 | 0.0 | 9.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.5 | 0.6 |
| $NO_2^-$ ×10$^{-3}$ | 78 | 3 | 11 | 29 | 491 | 24 | 9 | 3 | 11 | 3 | 8 | 3 |
| $NH_4^+$ | 36.79 | 0.32 | 1.08 | 0.44 | 57.26 | 0.36 | 1.33 | 0.91 | 2.06 | 10.36 | 3.36 | 9.53 |
| $F^-$ | 0.86 | 0.42 | 0.71 | 0.58 | 0.49 | 0.93 | 0.74 | 1.81 | 0.79 | 0.47 | 0.72 | 0.84 |
| $Na^+$ | 618 | 99 | 156 | 528 | 802 | 860 | 342 | 302 | 168 | 69 | 62 | 103 |
| $K^+$ | 17.20 | 4.14 | 5.48 | 8.35 | 40.4 | 8.25 | 5.51 | 8.85 | 7.02 | 11.9 | 6.95 | 15.10 |
| $Mg^{2+}$ | 548 | 67 | 71 | 319 | 797 | 260 | 102 | 180 | 68 | 48 | 34 | 54 |
| $Ca^{2+}$ | 535 | 144 | 111 | 617 | 643 | 537 | 132 | 219 | 90 | 15 | 28 | 21 |
| $CO_3^{2-}$ | 227 | 182 | 342 | 203 | 159 | 153 | 504 | 367 | 385 | 404 | 430 | 565 |
| pH | 6.98 | 7.49 | 7.73 | 7.43 | 7.47 | 7.34 | 7.59 | 7.73 | 7.69 | 7.66 | 7.70 | 7.83 |
| 水体健康水平 | Ⅴ类 | Ⅴ类 | Ⅴ类 | Ⅴ类 | Ⅴ类 | Ⅴ类 | Ⅴ类 | Ⅴ类 | Ⅴ类 | Ⅱ类 | Ⅱ类 | Ⅱ类 |

**表3　关键环境因子在受损点和参照点中的分布**

Table 3　Distribution of major environmental factors in the damaged sites and references sites

| 位点 | 关键环境因子 | 样点数 | 极小值 | 极大值 | 均值 | 标准差 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 受损点 | 溶解氧/mg·L$^{-1}$ | 9 | 0.26 | 5.42 | 2.26 | 1.86 |
| | 温度/℃ | 9 | 9.3 | 13.0 | 10.8 | 1.1 |
| | 高锰酸盐指数/mg·L$^{-1}$ | 9 | 1.40 | 3.10 | 2.19 | 0.66 |
| | 硒/mg·L$^{-1}$ | 9 | 9×10$^{-5}$ | 4.8×10$^{-4}$ | 3.1×10$^{-4}$ | 1.4×10$^{-4}$ |
| 参照点 | 溶解氧/mg·L$^{-1}$ | 3 | 1.41 | 2.52 | 1.74 | 0.68 |
| | 温度/℃ | 3 | 10.6 | 12.3 | 11.3 | 0.9 |
| | 高锰酸盐指数/mg·L$^{-1}$ | 3 | 1.60 | 2.80 | 2.37 | 0.67 |
| | 硒/mg·L$^{-1}$ | 3 | 1.1×10$^{-4}$ | 1.4×10$^{-4}$ | 1.23×10$^{-4}$ | 1.5×10$^{-5}$ |

### 2.2 关键环境因子敏感属和耐受属的确定

根据由加权平均回归分析得到微生物分类属的关键环境因子的最适值,对微生物分类属分别归类敏感属和耐受属. 各类群在不同地下水样点的分布存在较大的差异,具体情况如表 4 所示.

**表 4 对环境因子敏感和耐受的微生物分类属个数汇总**

Table 4 Summary of microbial taxonomic genera which were sensitive or tolerant to the major environmental factors

| 与环境因子关系 | 微生物分类属种类数 |
|---|---|
| 硒敏感 | 25 |
| 硒耐受 | 29 |
| 厌氧 | 30 |
| 好氧 | 67 |
| 高温敏感 | 57 |
| 耐高温 | 72 |
| 有机物敏感 | 28 |
| 有机物耐受 | 32 |

### 2.3 候选生物参数的筛选

本研究选用可以反映地下水微生物群落丰富度、种类个体数量比例以及生物耐污能力的指数,反映环境变化对生态系统结构和功能的影响,最终确定了 26 种地下水微生物的生物完整性指数(M-IBI)的候选生物参数(表 5).

### 2.4 判别能力分析与相关分析

通过对候选参数进行判别能力分析,获得可以参与计算 M-IBI 的 4 个生物参数:M13(*Methyloversatilis* 属相对丰度); M20(高温敏感属相对丰度); M25(*Pseudidiomarina* 属相对丰度); M26(*Thiobacillus* 属相对丰度)(图 3). 对 4 个参数进行 Pearson 相关性分析结果表明,M13 和 M25 具有显著相关($P < 0.05$),但是 $r = 0.67 < 0.75$,所以将这 4 个参数用于 M-IBI 评价体系标准指数值的计算(表 6).

**表 5 地下水微生物生物完整性指数的候选生物参数**

Table 5 Candidate biotic indexes for M-IBI in the groundwater

| 序号 | 指标 | 对干扰增加的响应 | 序号 | 指标 | 对干扰增加的响应 |
|---|---|---|---|---|---|
| M1 | 香农指数(Shannon) | 减少 | M14 | 氧气耐受属相对丰度 | 增加 |
| M2 | 辛普森指数(Simpson) | 减少 | M15 | 硒耐受属相对丰度 | 增加 |
| M3 | 偏辛普森指数(Invsimp) | 减少 | M16 | 硒敏感属相对丰度 | 减少 |
| M4 | 物种累计数($S$) | 增加 | M17 | 有机物耐受相对丰度 | 增加 |
| M5 | 最高优势分类单元相对丰度 | 增加 | M18 | 有机物敏感相对丰度 | 增加 |
| M6 | 前 2 优势分类单元相对丰度总和 | 增加 | M19 | 高温耐受属相对丰度 | 减少 |
| M7 | 前 3 优势分类单元相对丰度总和 | 增加 | M20 | 高温敏感属相对丰度 | 增加 |
| M8 | 前 4 优势分类单元相对丰度总和 | 增加 | M21 | 污染耐受属相对丰度[1)] | 减少 |
| M9 | 前 5 优势分类单元相对丰度总和 | 增加 | M22 | 污染敏感属相对丰度[2)] | 增加 |
| M10 | 氧气敏感属相对丰度 | 减少 | M23 | pielou 均匀度指数($J$) | 减少 |
| M11 | Chao 1 指数 | 减少 | M24 | PD_whole_tree | 减少 |
| M12 | Observed species | 减少 | M25 | *Pseudidiomarina* 属相对丰度 | 减少 |
| M13 | *Methyloversatilis* 属相对丰度 | 减少 | M26 | *Thiobacillus* 属相对丰度 | 减少 |

1)指对 4 种关键环境因子耐受的微生物分类属的集合; 2)指对 4 种关键环境因子敏感的微生物分类属的集合

**表 6 4 个生物指数 Pearson 相关性分析[1)]**

Table 6 Pearson correlation analysis for the four biotic indexes

| | M25 | M13 | M26 |
|---|---|---|---|
| M25 | 1 | | |
| M13 | 0.67 * | | |
| M26 | 0.008 | 0.39 | |
| M20 | −0.09 | −0.12 | −0.24 |

1) * 为 $P < 0.05$

### 2.5 M-IBI 评价体系标准

基于比值法计算各样点的 M-IBI 值,所用比值法的计算公式见表 7.

将 4 个生物参数按表 7 计算所得的值相加,即得到 M-IBI 指数值. 用 95% 分位数值(3.25)作为健康标准,进行 5 等分后,依次划分为不同的健康等级(表 8).

**表 7 比值法计算公式**

Table 7 Formula for calculating the scores based on the ratio method

| 生物参数 | 计算公式 |
|---|---|
| *Pseudidiomarina* 属相对丰度(M25) | M25/0.143 × 100 |
| *Methyloversatilis* 属相对丰度(M13) | M13/0.563 × 100 |
| *Thiobacillus* 属相对丰度(M26) | M26/0.865 × 100 |
| 高温敏感属相对丰度(M20) | 1 − M20/1.399 × 100 |

**表 8 研究区基于 M-IBI 指数的地下水生态系统健康评价标准**

Table 8 Groundwater ecosystem health assessment criteria based on M-IBI index

| M-IBI 指数值 | 健康等级 |
|---|---|
| 2.60 ~ 3.25 | 健康 |
| 1.95 ~ 2.60 | 亚健康 |
| 1.30 ~ 1.95 | 一般 |
| 0.65 ~ 1.30 | 较差 |
| ≤0.65 | 极差 |

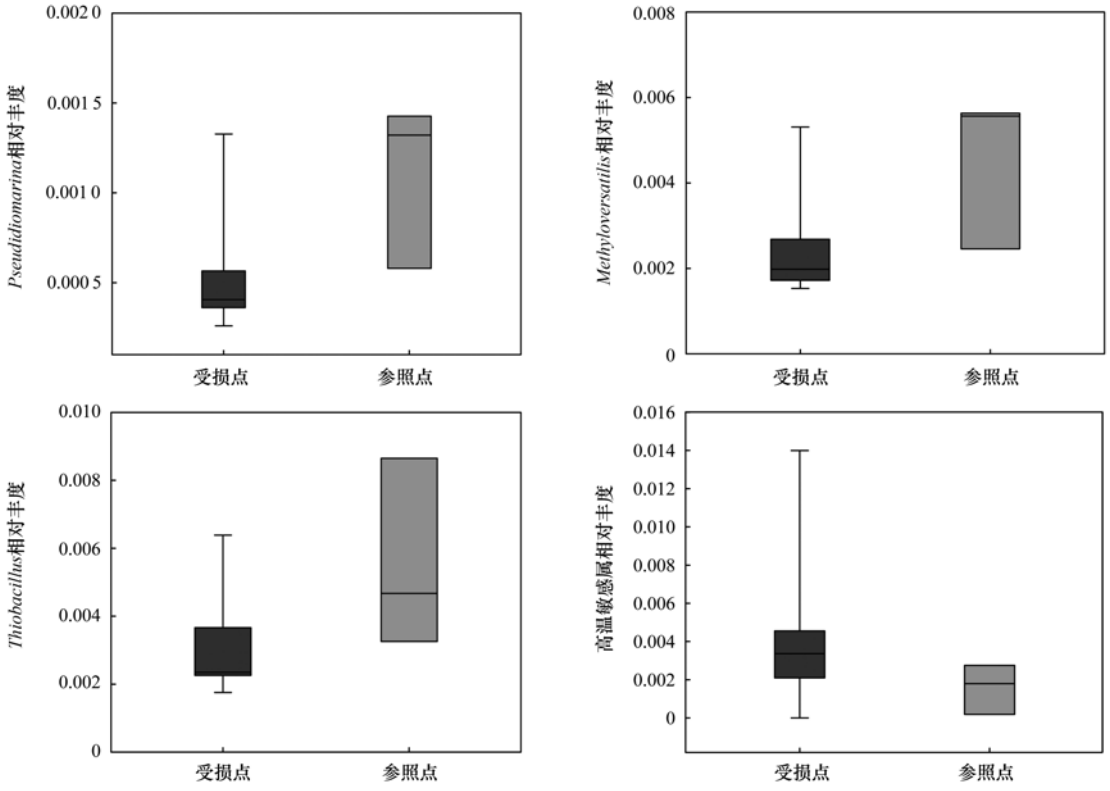



**图 3　4 个生物指数在参照点和受损点判别能力分析**

Fig. 3　Discriminatory power analysis of the four biotic indexes in the damaged sites and references sites

根据尾矿库周边地下水 M-IBI 指数健康评价标准，对尾矿库周边地下水 12 个样点进行基于微生物生物完整性指数的生态系统健康水平评价. 结果表明，在稀土金属尾矿库周边地下水的样点中，4 个样点处于健康水平，占总样点的 33.3%；2 个位点处于亚健康水平，占总样点的 16.7%；5 个位点是一般健康水平，占 41.7%；1 个位点是较差健康水平，占 8.3%（表 9）.

**表 9　基于 M-IBI 指数的研究区地下水生态系统健康评价**

Table 9　Assessment of groundwater ecosystem health by M-IBI method in study area

| 样品位点 | 样点类别 | M-IBI 值 | 健康等级 | 水质等级 |
|---|---|---|---|---|
| G1 | 受损点 | 1.69 | 一般 | Ⅲ |
| G2 | 受损点 | 2.25 | 亚健康 | Ⅱ |
| G3 | 受损点 | 1.55 | 一般 | Ⅲ |
| G4 | 受损点 | 1.58 | 一般 | Ⅲ |
| G5 | 受损点 | 1.92 | 一般 | Ⅲ |
| G6 | 受损点 | 0.98 | 较差 | Ⅳ |
| G7 | 受损点 | 2.80 | 健康 | Ⅰ |
| G8 | 受损点 | 1.81 | 一般 | Ⅲ |
| G9 | 受损点 | 2.05 | 亚健康 | Ⅱ |
| G10 | 参照点 | 3.25 | 健康 | Ⅰ |
| G11 | 参照点 | 3.20 | 健康 | Ⅰ |
| G12 | 参照点 | 2.89 | 健康 | Ⅰ |

## 3　讨论

### 3.1　M-IBI 参照点选择的合理性

在 IBI 评价体系构建中，参照点的选择对最终评价结果具有很大影响. 目前国内外没有统一的选择标准，受自然和人类活动干扰的影响，已经很难找到所谓绝对健康的生态系统. 在实际研究中，研究者们一般依据理化参数、生境以及土地利用状况等多因素来制定参照点的选择标准，再根据定性标准划分参照点和受损点，即健康的参照点只是相对的[17, 18]. 本研究依据前期地下水理化性质分析结果，结合考虑距尾矿库远近和周边环境，选择地下水理化指标接近国家地下水二级标准、生物多样性丰富、远离尾矿库、周边无居民或农业耕作等人类干扰活动较少的位点作为参照点. 此外，参照点数目的多少与评价结果的准确定性也有很大关系. 一般认为，参照点数越多，就越能减少因自然条件改变引起的微生物群落结构和功能的变化对评价标准的影响，提高 M-IBI 指数的敏感性[19,20]. 地下水环境没有完全暴露到外界环境中，通过地表径流或者渗滤等的作用而受外界环境的干扰. 与河流湖泊等地上水体环境相比，地下水环境受到外界干扰产生响应

的速度相对较慢,特别是北方地区埋藏较深,所维持的环境可能相对稳定[2, 14]. 人类活动干扰较少的位点其自身的微生物群落或相对稳定,可以在一定程度上反映该区域自然的微生物分布状况. 此外,限于地下水采样工作实际操作的复杂性及财物资源有限,生物样品采集难度大,本研究设置了 3 个样点为参照点. 本研究结果显示,微生物生物完整性指数评价结果较好地反映了尾矿库周边地下水生态系统的健康状况,说明本文参照点的选择标准合理、适用.

**3.2** 基于 M-IBI 指数评价尾矿库地下水生态系统健康的可行性

目前关于微生物生物完整性指数的应用研究屈指可数,但随着现代分子生物学技术的突飞猛进,获取关于环境微生物更多和更完整的信息变得越来越便捷和快速,这使得在生态系统健康评估中发展基于微生物的 M-IBI 指数成为可能. 黄艺等[13]采用限制性片段长度多态性的方法计算浮游细菌丰富度参数,并将其应用于建立基于浮游细菌生物完整性指数评价方法,成功用于评价滇池流域河流生态系统的健康状况. 本研究采用新一代的 Illumina 高通量测序技术来获取更全面的地下水微生物群落信息(可包括数目极少的细菌和古菌),分析了微生物类群丰富度与多样性等参数,并利用相关参数用于建立 M-IBI 评价标准. 本研究评价结果基本符合尾矿库周边地下水受人类活动干扰的状况:样点靠近尾矿库污染源,受人类活动干扰比较大,健康状况比较差,处于亚健康、一般或者更低(较差)的水平; 参照点远离尾矿库,污染源难以扩散渗透至参照点,受周围人类活动干扰较小,该区域的地下水生态系统受到破坏较小,处于健康水平. G7 样点靠近尾矿库边缘,但评价结果显示 G7 地下水生态系统处于健康水平,这可能与该样点区域小环境的水文地质条件有关. 水质是反映地下水生态系统状况的重要因子,参考了欧盟水质 5 级分类标准[21],将包钢稀土尾矿库周边地下水水质级别分为健康、亚健康、一般、较差、极差等 5 级. M-IBI 指数评价结果较好地区分了不同样点的水质优劣情况,表明利用 M-IBI 指数可以反映地下水生态系统的状况. 综合来看,微生物生物完整性指数(M-IBI)可以用于地下水生态系统健康状况的评价.

**3.3** M-IBI 指数评价地下水生态系统健康的不确定性

国内外对 M-IBI 的应用刚刚起步,对于微生物完整性指数的研究非常少,可参考的文献资料严重不足. 本研究探讨将微生物完整性指数引入地下水生态系统健康评价,从过程到结果很可能存在较多的不确定性.

首先,评价标准的划分是生物完整性指数评价中的关键,目前还不存在一个统一的划分标准. 在多种生物学指标评分方法中,3 分制法、4 分制法和比值法是较为常见的方法[3, 22, 23]. 利用底栖动物评价水体生态系统多采用 3 分制法和 4 分制法. 本研究采用比值法来计算 M-IBI 指数,并且发现与 25% 分位数为评价标准相比,以 95% 分位数为评价标准的评分标准更能准确反映研究区域的污染或健康状况,这种方法也被国外多位学者在研究中采用[5, 20]. 其次,本研究采用来自包钢尾矿区 12 个样点的地下水数据较好地开展了 M-IBI 指数构建与评价研究,但是由于样点数量有限,可能会对评估的准确性有一定的影响. 此外,目前为止还没有比较完整的候选微生物指标数据库供研究者自由选择,生物参数的优化研究还有较大发展空间.

总体而言,本研究中 M-IBI 指数可较真实地反映出被评价系统的生态环境质量状况, 证明了其可以成为评价地下水生态系统健康状况的潜在、有效工具之一,但亟待针对各种不确定因素开展探索性研究,以完善 M-IBI 指数在地下水环境中的应用,这将是未来一个重要研究方向.

**3.4** 构建 M-IBI 指数评价地下水生态系统健康体系

利用 M-IBI 指数评价地下水生态系统健康是一项具有挑战性的创新工作,也是一项系统性工作. 本研究在包钢稀土尾矿库周边地下水生态系统应用 M-IBI 指数开展评估工作证明了该体系的适用性,促进了 IBI 评价系统的延伸与发展. 但当前缺乏基础数据的积累,类似的应用与验证研究过少,急需加强对地下水环境微生物生物完整性指数评价的深入研究.

本文依据地下水生态系统健康的内涵,结合案例研究工作的经验提出微生物生物完整性指数评估地下水生态系统健康体系的构建流程(图 4). 由于受现行研究资料所限,指标的选取和评价等级的划分可能还不够成熟和合理,该指数体系会随该领域以及相关领域研究的深入和扩大而得到不断地补充和完善. 在实际的评价过程中,由于地下水生态系统的复杂性,评价指数的具体构建方法应根据研究区的具体情况进行调整,以对个案中地下水生态系统健康有客观的分析和评价.

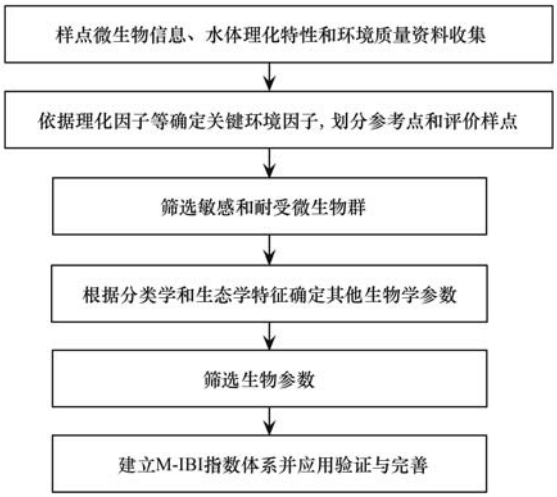



**图 4　M-IBI 指数评价地下水生态系统健康体系构建流程**

Fig. 4　Developing process of the microbiome index of biotic integrity (M-IBI) for health evaluation of groundwater ecosystems

## 4　结论

通过生物参数分布范围、相关性分析和判别能力分析，得出尾矿库周边地下水基于 M-IBI 的评价指标包括 *Methyloversatilis* 属相对丰度；高温敏感属相对丰度；*Pseudidiomarina* 属相对丰度；*Thiobacillus* 属相对丰度这 4 个指标. 根据参照点 M-IBI 的 95% 分位数作为健康评价标准，确定 M-IBI 的评价等级：2.6 < M-IBI ≤ 3.25 为健康水平，1.95 < M-IBI ≤ 2.6 为亚健康水平，1.3 < M-IBI ≤ 1.95 为一般水平，0.65 < M-IBI ≤ 1.3 为较差水平，M-IBI ≤ 0.65 为极差水平. 基于 M-IBI 的健康评价标准，对尾矿库周边地下水生态系统健康进行评价，受损点靠近尾矿库污染源，受人类活动干扰比较大，健康状况比较差，处于亚健康、一般或者更低(较差)的水平；参照点远离尾矿库，受周围人类活动干扰较小，该区域的地下水生态系统受到破坏较小，处于健康水平. 结合该地区理化参数基础上的水质情况分析，发现微生物生物完整性指数(M-IBI)可以较合理地评价地下水生态系统健康状况. 本研究依据地下水生态系统健康的内涵，初步提出针对地下水生态系统健康的 M-IBI 指数体系构建流程，可在未来的研究不断补充完善.

致谢：感谢中国科学院南京土壤研究所、内蒙古科技大学、包头市环保监测站及包头钢铁股份有限公司协助采集地下水样品.

**参考文献：**

[1] 杨彦, 于云江, 王宗庆, 等. 区域地下水污染风险评价方法研究[J]. 环境科学, 2013, **34**(2): 653-661.

[2] Yu Y, Song X F, Zhang Y H, *et al*. Identification of key factors governing chemistry in groundwater near the water course recharged by reclaimed water at Miyun County, Northern China [J]. Journal of Environmental Sciences, 2013, **25**(9): 1754-1763.

[3] 王备新. 大型底栖无脊椎动物水质生物评价研究[D]. 南京：南京农业大学, 2003. 81-99.

[4] Karr J R. Defining and assessing ecological integrity: beyond water quality [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 1993, **12**(9): 1521-1531.

[5] Barbour M T, Gerritsen J, Snyder B D, *et al*. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish (2nd ed.) [M]. Washington, DC: U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water, 1999. 1-8.

[6] Yagow G, Wilson B, Srivastava P, *et al*. Use of biological indicators in TMDL assessment and implementation [J]. American Society of Agricultural and Biological Engineers, 2006, **49**(4): 1023-1032.

[7] Stenger-Kovács C, Lengyel E, Crossetti L O, *et al*. Diatom ecological guilds as indicators of temporally changing stressors and disturbances in the small Torna-stream, Hungary[J]. Ecological Indicators, 2013, **24**: 138-147.

[8] Kane D D, Gordon S I, Munawar M, *et al*. The planktonic index of biotic integrity (P-IBI): an approach for assessing lake ecosystem health[J]. Ecological Indicators, 2009, **9**(6): 1234-1247.

[9] 王备新, 杨莲芳, 胡本进, 等. 应用底栖动物完整性指数 B-IBI 评价溪流健康[J]. 生态学报, 2005, **25**(6): 1481-1490.

[10] 卢东琪, 张勇, 蔡德所, 等. 基于干扰梯度的钦江流域底栖动物完整性指数候选参数筛选[J]. 环境科学, 2013, **34**(1): 137-144.

[11] Dolph C L, Sheshukov A Y, Chizinski C J, *et al*. The Index of Biological Integrity and the bootstrap: can random sampling error affect stream impairment decisions? [J]. Ecological Indicators, 2010, **10**(2): 527-537.

[12] Wilson M J, Bayley S E. Use of single versus multiple biotic communities as indicators of biological integrity in northern prairie wetlands[J]. Ecological Indicators, 2012, **20**: 187-195.

[13] 黄艺, 舒中亚. 基于浮游细菌生物完整性指数的河流生态系统健康评价——以滇池流域为例[J]. 环境科学, 2013, **34**(8): 3010-3018.

[14] 苗菲菲. 北方某冶选尾矿库周边水体污染对生物的毒害效应研究[D]. 包头：内蒙古科技大学, 2013. 10-14.

[15] Iwamoto T, Tani K, Nakamura K, *et al*. Monitoring impact of in situ biostimulation treatment on groundwater bacterial community by DGGE[J]. FEMS Microbiology Ecology, 2000, **32**(2): 129-141.

[16] Coulon F, McKew B A, Osborn A M, *et al*. Effects of temperature and biostimulation on oil-degrading microbial communities in temperate estuarine waters [J]. Environmental Microbiology, 2007, **9**(1): 177-186.

[17] 耿世伟, 渠晓东, 张远, 等. 大型底栖动物生物评价指数比较与应用[J]. 环境科学, 2012, **33**(7): 2281-2287.

[18] Blanco S, Bécares E. Are biotic indices sensitive to river toxicants? A comparison of metrics based on diatoms and macro-

invertebrates[J]. Chemosphere, 2010, **79**(1): 18-25.
[19] 苏玉, 曹晓峰, 黄艺. 应用底栖动物完整性指数评价滇池流域入湖河流生态系统健康[J]. 湖泊科学, 2013, **25**(1): 91-98.
[20] Li F Q, Cai Q H, Ye L. Developing a benthic index of biological integrity and some relationships to environmental factors in the subtropical Xiangxi River, China[J]. International Review of Hydrobiology, 2010, **95**(2): 171-189.
[21] European Commission. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy[R]. Brussels: Official Journal of European Communications, 2000.
[22] Reza M I H, Abdullah S A. Regional index of ecological integrity: a need for sustainable management of natural resources [J]. Ecological Indicators, 2011, **11**(2): 220-229.
[23] Ruaro R, Gubiani E A. A scientometric assessment of 30 years of the index of biotic integrity in aquatic ecosystems: applications and main flaws[J]. Ecological Indicators, 2013, **29**: 105-110.

# 《环境科学》多项引证指标名列前茅

2015 年 10 月 21 日,中国科学技术信息研究所在中国科技论文统计结果发布会上公布了 2014 年度中国科技论文统计结果. 统计结果显示 2014 年度《环境科学》多项引证指标位居环境科学技术及资源科学技术类科技期刊前列.

《环境科学》综合评价总分 76.00,排名第一,总被引频次7 733,影响因子 1.294.

综合评价总分是根据中国科技期刊综合评价指标体系,计算多项科学计量指标(总被引频次、影响因子、他引率、基金论文比、引文率等),采用层次分析法确定重要指标的权重,分学科对每种期刊进行综合评定,计算出每个期刊的综合评价总分. 这项指标屏蔽了各个学科之间总体指标背景值的差异,使科技期刊可以进行跨学科比较. 根据发布的统计结果,2014 年度《环境科学》综合评价总分 76.00,在被统计的 33 种环境科学技术及资源科学技术类期刊中名列第一.

# HUANJING KEXUE

Environmental Science (monthly)

Vol. 37 No. 9

Sep. 15, 2016


## CONTENTS


Temporal and Spatial Variation of Haze Pollution over China from 1960 to 2013 ····· FU Chuan-bo, TANG Jia-xiang, DAN Li, *et al.* (3237)

Concentrations and Size Distributions of Water-soluble Inorganic Ions in Aerosol Particles in Taiyuan, Shanxi ····· WANG Lu, WEN Tian-xue, MIAO Hong-yan, *et al.* (3249)

Characteristics of the Size Distribution of Water Soluble Inorganic Ions During a Typical Haze Pollution in the Autumn in Shijiazhuang ····· LIU Jing-yun, LIU Zi-rui, WEN Tian-xue, *et al.* (3258)

Variation of Size Distribution and the Influencing Factors of Aerosol in Northern Suburbs of Nanjing ····· WU Dan, CAO Shuang, TANG Li-li, *et al.* (3268)

Characteristics of Black Carbon Aerosol and Influencing Factors in Northern Suburbs of Nanjing ····· XIAO Si-han, YU Xing-na, ZHU Bin, *et al.* (3280)

Characteristics of Speciated Atmospheric Mercury in Chongming Island, Shanghai ····· LI Shu, GAO Wei, WANG Shu-xiao, *et al.* (3290)

Total Gaseous Mercury and Mercury Emission from Natural Surface at One Typical Agricultural Region in Three Gorges Reservoir ····· WANG Yong-min, ZHAO Zheng, SUN Tao, *et al.* (3300)

Variation Characteristics and Sources Analysis of Atmospheric Volatile Organic Compounds in Changbai Mountain Station ····· WU Fang-kun, SUN Jie, YU Ye, *et al.* (3308)

Characterization of Particle Size Distributions of the No-organized Lead Emission for a Lead and Zinc Smelter ····· LIU Da-jun, WANG Jia-quan (3315)

Hydrochemical Characteristics and Sources of Ions in Precipitation at the East Qilian Mountains ····· JIA Wen-xiong, LI Zong-xing (3322)

Pollution Characteristics and Ecological Risk Assessment of Vanadium in Sediments of the Three Gorges Reservoir (Chongqing-Yichang Section) ····· GUO Wei, YIN Shu-hua, XU Jian-xin, *et al.* (3333)

Distributions of Arsenic Species in Different Eutrophic Waters of Lake Taihu and Their Relations to Environmental Factors ····· CHE Fei-fei, WANG Da-peng, ZHEN Zhuo, *et al.* (3340)

Spatial, Temporal Distribution Characteristics and Potential Risk of PPCPs in Surface Sediments from Taihu Lake ····· ZHANG Pan-wei, ZHOU Huai-dong, ZHAO Gao-feng, *et al.* (3348)

Distribution Characteristics and Source Identification of Organochlorine Pesticides in the Karst Groundwater System ····· ZHANG Mei, SUN Yu-chuan, XIE Zheng-lan, *et al.* (3356)

Comparison on the Hydrogeochemical Characteristics of Typical Karst Groundwater System in Southwest China, a Case of Qingmuguan and Laolongdong in Chongqing ····· ZHAN Zhao-jun, CHEN Feng, YANG Ping-heng, *et al.* (3365)

Fractions and Release Risk of Phosphorus in Surface Sediments of Three Headwater Streams with Different Styles of Water Supply ····· LI Ru-zhong, QIN Ru-bin, HUANG Qing-fei, *et al.* (3375)

Vertical Variation of Phosphorus Forms in Lake Dianchi and Contribution to Release ····· LI Le, WANG Sheng-rui, JIAO Li-xin, *et al.* (3384)

Analysis of Distribution Characteristics and Source of Dissolved Organic Matter from Zhoucun Reservoir in Summer Based on Fluorescence Spectroscopy and PARAFAC ····· HUANG Ting-lin, FANG Kai-kai, ZHANG Chun-hua, *et al.* (3394)

Absorption and Reflection Characteristics of Black Water Blooms in the Eutrophic Water ····· ZHANG Si-min, LI Yun-mei, WANG Qiao, *et al.* (3402)

Assessment of Ecosystem Health of Baogang Tailings Groundwater Based on Microbiome Index of Biotic Integrity (M-IBI) ····· AN Xin-li, CHEN Ting-ting, ZHAO Han, *et al.* (3413)

Relationship Between Landscape Pattern and Spatial Variation of Heavy Metals in Aquatic Sediments in Headwaters Area of Yuqiao Reservoir ····· WANG Zu-wei, WANG Yi-wei, HOU Ying-ying, *et al.* (3423)

Effect of Constructed Wetland Configuration on the Removal of Nitrogen Pollutants and Antibiotics in Aquaculture Wastewater ····· LIU Jia, YI Nai-kang, XIONG Yong-jiao, *et al.* (3430)

Effects of a Symbiotic Bacterium on the Accumulation and Transformation of Arsenate by *Chlorella salina* ····· XU Ping-ping, LIU Cong, WANG Ya, *et al.* (3438)

Effects of Nitrate in Water on the Growth of *Iris pseudacorus* L. and Its Adsorption Capacity of Nitrogen in a Simulated Experiment ····· WANG Bing, WEN Fen-xiang, XIAO Bo (3447)

Adsorption Behavior of *p*-hydroxy Biphenyl onto Sediment of the Yellow River in Lanzhou ····· ZHOU Qi, JIANG Yu-feng, SUN Hang, *et al.* (3453)

Enhanced Pollutants Removal in a Municipal Wastewater Treatment Plant with Multistage A/O Process ····· YIN Zi-hua, SHENG Xiao-lin, LIU Rui, *et al.* (3460)

Performance of Nanofiltration for Improving the Drinking Water Quality in a Water Supply Plant with Micropolluted Water Resource ····· WU Yu-chao, CHEN Lü-jun, LAN Ya-qiong, *et al.* (3466)

Reaction Kinetics and Impacting Mechanism of Cr(Ⅵ) Removal in $Fe^0$-PRB Systems ····· LU Xin, LI Miao, TANG Cui-mei, *et al.* (3473)

Adsorption $Cd^{2+}$ from Solution by EDTA-modified Silicate Nanoparticles ····· JIANG Shun-cheng, QIN Rui, LI Man-lin, *et al.* (3480)

Analysis and Characterization of Multi-modified Anodes via Nitric Acid and PPy/AQDS in Microbial Fuel Cells ····· SHEN Wei-hang, ZHU Neng-wu, YIN Fu-hua, *et al.* (3488)

Adsorption Characteristics of Phosphorus Wastewater on the Synthetic Ferrihydrite ····· CUI Meng-meng, WANG Dian-sheng, HUANG Tian-yin, *et al.* (3498)

Performance of Bio-zeolite Constructed Wetland in Dispersed Swine Wastewater Treatment ····· MOU Rui, SHEN Zhi-qiang, ZHOU Yue-xi, *et al.* (3508)

Polyhydroxyalkanoate (PHA) Synthesis by Glycerol-based Mixed Culture and Its Relation with Oxygen Uptake Rate (OUR) ····· LIU Dong, ZHANG Xiao-ting, ZHANG Dai-jun, *et al.* (3518)

Kinetics and Mechanistic Investigation of the Photocatalytic Degradation of Clothianidin ····· HU Qian, YANG Hai, SHI Ni, *et al.* (3524)

Impacts of Industrial Zone in Arid Area in Ningxia Province on the Accumulation of Heavy Metals in Agricultural Soils ····· WANG Mei-e, PENG Chi, CHEN Wei-ping (3532)

Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Surface Soils of a Large Steel enterprise in the North of China ····· DONG Jie, HUANG Ying, LI Yong-xia, *et al.* (3540)

Vertical Distribution of Heavy Metals and Its Response to Organic Carbon in Red Soil Profile ····· JIA Guang-mei, MA Ling-ling, XU Dian-dou, *et al.* (3547)

Provoking Effects of Exogenous Zn on Cadmium Accumulation in Rice ····· GU Jiao-feng, YANG Wen-tao, ZHOU Hang, *et al.* (3554)

Effect of Modified Biochars on Soil Cadmium Stabilization in Paddy Soil Suffered from Original or Exogenous Contamination ····· YANG Lan, LI Bing, WANG Chang-quan, *et al.* (3562)

Performance of Bioleaching Combined with Fenton-like Reaction in Heavy Metals Removal from Contaminated Soil ····· ZHOU Pu-xiong, YAN Xie, YU Zhen, *et al.* (3575)

Effect of Long-term Oil Contamination on the Microbial Molecular Ecological Networks in Saline-alkali soils ····· ZHAO Hui-hui, XIAO Xian, PEI Meng, *et al.* (3582)

Effect of Nitrogen Deposition on Soil Microbial Community Structure Determined with the PLFA Method Under the Masson Pine Forest from Mt. Jinyun, Chongqing ····· ZENG Qing-ping, HE Bing-hui (3590)

Fungal Community Structure of Different Degeneration *Deyeuxia angustifolia* Wetlands in Sanjiang Plain ····· SUI Xin, ZHANG Rong-tao, XU Nan, *et al.* (3598)

Short-term Effects of Nitrogen and Sulfate Addition on $CH_4$ and $CO_2$ Emissions in the Tidal Marsh of Min River Estuary ····· HU Min-jie, REN Peng, HUANG Jia-fang, *et al.* (3606)

Variation of Soil $CO_2$ Flux and Environmental Factors Across Erosion-Deposition Sites Under Simulation Experiment ····· DU Lan-lan, WANG Zhi-qi, WANG Rui, *et al.* (3616)

Interannual Variations of Soil Respiration and Its Temperature Sensitivity in an Orchard in Jinci Region of Taiyuan City ····· YAN Jun-xia, HAO Zhong, JING Xue-kai, *et al.* (3625)

Influence of Biochar on Greenhouse Gases Emissions and Physico-chemical Properties of Loess Soil ····· WANG Yue-ling, GENG Zeng-chao, WANG Qiang, *et al.* (3634)

Effects of Elevated Ozone and Nitrogen Deposition on Photosynthetic Characteristics and biomass of *Populus cathayana* ····· XIN Yue, SHANG Bo, CHEN Xing-ling, *et al.* (3642)

Effects of Canopy Temperature on Carbon Dioxide Exchange of Winter Wheat in Taiyuan Basin ····· LI Hong-jian, YANG Yan, YAN Jun-xia (3650)

Composition and Evolution Characteristics of Dissolved Organic Matter During Composting Process ····· LI Dan, HE Xiao-song, XI Bei-dou, *et al.* (3660)

Effects of Acidic and Basic Modification on Activated Carbon for Adsorption of Toluene ····· LIU Han-bing, YANG Bing, XUE Nan-dong (3670)

# 《环境科学》第6届编辑委员会


**主　编**：赵进才

**副主编**：赵景柱　郝吉明　田　刚

**编　委**：（按姓氏笔画排序）

万国江　王华聪　王凯军　王绪绪　田　刚　田　静　史培军

朱永官　刘志培　刘　毅　汤鸿霄　孟　伟　周宗灿　林金明

赵进才　赵景柱　姜　林　郝郑平　郝吉明　聂永丰　黄　霞

黄　耀　鲍　强　潘　纲　潘　涛　魏复盛



环境科学

（HUANJING KEXUE）

（月刊　1976年8月创刊）

2016年9月15日　第37卷　第9期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

（Monthly　Started in 1976）

Vol. 37　No. 9　Sep. 15, 2016

| | | |
|---|---|---|
| 主　　管 | 中国科学院 | |
| 主　　办 | 中国科学院生态环境研究中心 | |
| 协　　办 | （以参加先后为序）<br>北京市环境保护科学研究院<br>清华大学环境学院 | |
| 主　　编 | 赵进才 | |
| 编　　辑 | 《环境科学》编辑委员会<br>北京市2871信箱（海淀区双清路18号，邮政编码：100085）<br>电话：010-62941102，010-62849343<br>传真：010-62849343<br>E-mail：hjkx@rcees.ac.cn<br>http://www.hjkx.ac.cn | |
| 出　　版 | 科学出版社<br>北京东黄城根北街16号<br>邮政编码：100717 | |
| 印刷装订 | 北京北林印刷厂 | |
| 发　　行 | 科学出版社<br>电话：010-64017032<br>E-mail：journal@mail.sciencep.com | |
| 订 购 处 | 全国各地邮电局 | |
| 国外总发行 | 中国国际图书贸易集团有限公司<br>（北京399信箱） | |

| | | |
|---|---|---|
| **Superintended** | by | Chinese Academy of Sciences |
| **Sponsored** | by | Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences |
| **Co-Sponsored** | by | Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection<br>School of Environment, Tsinghua University |
| **Editor-in -Chief** | | ZHAO Jin-cai |
| **Edited** | by | The Editorial Board of Environmental Science（HUANJING KEXUE）<br>P. O. Box 2871, Beijing 100085, China<br>Tel: 010-62941102, 010-62849343; Fax: 010-62849343<br>E-mail: hjkx@rcees.ac.cn<br>http://www.hjkx.ac.cn |
| **Published** | by | Science Press<br>16 Donghuangchenggen North Street,<br>Beijing 100717, China |
| **Printed** | by | Beijing Bei Lin Printing House |
| **Distributed** | by | Science Press<br>Tel: 010-64017032<br>E-mail: journal@mail.sciencep.com |
| **Domestic** | | All Local Post Offices in China |
| **Foreign** | | China International Book Trading Corporation（Guoji Shudian）, P. O. Box 399, Beijing 100044, China |

**中国标准刊号**：ISSN 0250-3301 / CN 11-1895/X　　**国内邮发代号**：2-821

**国 内 定 价**：120.00元　　**国外发行代号**：M 205

国内外公开发行