

DOI:10.19431/j.cnki.1673-0062.2022.04.001

矿区土壤重金属生态毒性效应研究进展

唐振平^{1,2,3}, 张泽辉¹, 牛佰强¹, 张雯婷¹, 贺海洋¹,
隋清霖¹, 冯鹏¹, 陈亮^{1,2,3*}

(1. 南华大学 资源环境与安全工程学院, 湖南 衡阳 421001; 2. 衡阳市核燃料循环地质理论与技术重点实验室, 湖南 衡阳 421001; 3. 稀有金属矿产开发与废物地质处置技术湖南省重点实验室, 湖南 衡阳 421001)

摘要: 本文介绍了影响土壤毒性的生物因素与非生物因素, 列举陆生与水生生物评价方法(植物法、动物法和发光细菌法等), 陆生生物评价方法成熟、操作简单; 水生生物评价方法测试时间短、成本较低。生物评价可科学判定污染物对生态系统的长期影响, 为理化评价重要补充。需在综合考虑各种因素的基础上对矿区土壤环境进行科学、全面评价。

关键词: 矿冶地域; 重金属; 生态毒性

中图分类号: X825 **文献标志码:** A

文章编号: 1673-0062(2022)04-0001-08

Research Progress on Ecotoxicity Effects of Heavy Metals in Soils of Mining and Metallurgy Areas

TANG Zhenping^{1,2,3}, ZHANG Zehui¹, NIU Baiqiang¹, ZHANG Wenting¹,
HE Haiyang¹, SUI Qinglin¹, FENG Peng¹, CHEN Liang^{1,2,3*}

(1. School of Resource Environment and Safety Engineering, University of South China, Hengyang, Hunan 421001, China; 2. Hengyang Key Laboratory of Geological Theory and Technology for the Nuclear Fuel Cycle, Hengyang, Hunan 421001, China; 3. Hunan Key Laboratory of Rare Metal Minerals Exploitation and Geological Disposal of Wastes, Hengyang, Hunan 421001, China)

Abstract: This paper introduces the biotic and abiotic factors in soil toxicity and analyzes the advantages and disadvantages of terrestrial and aquatic biological evaluation methods (plant method, animal method, luminescent bacteria method, etc.) by using comparative

收稿日期: 2022-03-13

基金项目: 国家自然科学基金项目(41402002); 2021年度国家级大学生创新创业训练计划项目(202110555077; 202110555082)

作者简介: 唐振平(1962—), 男, 研究员, 博士, 主要从事矿山生态环境监测与评价方面的研究。E-mail: 120007233200@usc.edu.cn。* 通信作者: 陈亮(1980—), 男, 副教授, 博士, 主要从事矿山生态环境监测与评价方面的研究。E-mail: 715342131@qq.com

analysis approach. Terrestrial biological evaluation method is more mature and easier to operate while the aquatic biological evaluation method takes less testing time and lower cost. As an important supplement for physical and chemical evaluation, biological evaluation can assess the long-term effects of pollutants on the ecosystem scientifically. It is necessary to evaluate the soil environment of mining area scientifically and comprehensively on the basis of considering all kinds of factors.

key words: mining and metallurgy area; heavy metals; ecological toxicity

0 引言

土壤是重要的自然资源,随着工业化不断发展,土壤重金属污染日益严重^[1-6]。矿山冶炼过程中产生大量废水、废气和废渣对周边土壤环境造成严重破坏,重金属不断累积可导致其肥力下降,农作物、地下水等被污染,直接或间接危害人类身体健康^[7-11]。对于土壤环境质量评价,受生物多样性、污染物复杂性等影响,理化评价较难全面而科学地反映其污染的严重程度和影响范围,而生物评价可较好实现这一目标,为理化评价重要补充^[12]。K. Radlińska^[13]利用介形类、燕麦、莴苣等对某冶炼厂进行生态毒理学评估;徐恒蒲^[14]利用发光细菌对重金属污染土壤生物毒性进行快速检测;王兴明^[15]采用蚕豆(*Vicia faba L.*)早期生长及微核实验评价淮南某煤矿土壤生态毒性,表明微核代表的生态毒性评价是重金属生态风险评价的有益补充。重金属污染物对土壤生态毒性效应研究已逐渐成为污染生态学和生态毒理学研究最活跃的领域之一^[16-18]。本文从非生物、生物因素、微生物和土壤酶等方面阐释其对土壤生态毒性的影响,总结了目前国内外常用的生态毒性评价方法,并就如何科学选择评价方法开展分析,为科学有效评价矿冶地域土壤重金属生态毒性效应提供借鉴与参考。

1 影响土壤生态毒性的因素

1.1 非生物因素

1.1.1 土壤 pH 值

土壤 pH 值被描述为“土壤的主变量”,它影响着土壤生物、化学和物理性质,同时影响土壤重金属可利用性^[19]。随着土壤 pH 值的增加,土壤中黏土矿物、水合氧化物和有机质表面负电荷增加,增强了土壤的吸附能力,导致重金属的积累^[20]。杨秀敏等^[21]利用海泡石作为吸附土壤重金属离子的改良剂,降低了重金属可交换态的浓度,使其转化为结合态与残渣态等不可利用形态。

夏运生等^[22]研究揭示 Cd 的生物有效态含量在土壤 pH<6 的状况下,随其升高而增加,土壤 pH>6 时,则表现出相反的变化趋势。

1.1.2 土壤有机质

土壤有机质是指土壤中以各种形式存在的含碳有机化合物,尽管其含量只占土壤总量很小一部分,但它在评估土壤肥力、环境保护及农林牧业可持续发展等方面发挥极其重要作用。土壤中重金属迁移转化、生物有效性等会受到有机质与重金属元素形成络合物的影响^[23]。一般来说,有机质含量与有机质结合态重金属含量呈正相关,与可溶态和碳酸盐结合态含量则为负相关。因此,合理增加土壤有机质含量可降低重金属的生物有效性。李小飞等^[24]开展盆栽和田间实验发现,施加生物有机肥后,土壤有效态 Cd 含量随着有机肥的添加而降低,从而抑制了水稻对 Cd 的吸收。黎大荣^[25]揭示蚕沙可提高土壤有机质含量,且其与重金属弱酸提取态呈负相关。

1.1.3 重金属赋存形态

不同赋存形态的重金属具有不同生理活性和毒性,其在水溶态、交换态的活性和毒性最大,其他形态次之,残留态最小。重金属化学形态决定了其在土壤中的迁移规律和对生物的毒性大小。对于同一金属,可溶性盐的毒性大于不可溶性盐^[26]。

1.2 生物因素

不同生物对土壤重金属污染的敏感性不同。J. Hou^[27]研究表明生菜对 Cr 污染土壤敏感程度高于玉米。蚯蚓是土壤重金属环境监测常用的指示生物,其蠕动能够增加土壤孔隙度,自身的取食活动及体表黏液可活化和富集土壤重金属^[28]。线虫被用来评估重金属污染对土壤有机物降解系统的影响,线虫比蚯蚓对环境的变化反应更敏感。

微生物通过各种代谢活动影响土壤重金属溶解与沉淀。微生物产生的低分子有机酸与土壤重金属化合物发生反应来影响重金属的溶解与络

合^[29]。例如土壤中一些细菌和真菌通过各种作用(如溶解、沉淀、络合和氧化还原反应)改变其中重金属的生物利用度,降低重金属对植物的毒性作用。崔雨琪等^[30]研究发现一种有机酸真菌Y9(黑曲霉)具有较高的重金属耐受性且产生小分子酸的能力较强,利用该菌的这些属性可有效浸出土壤重金属。芽孢杆菌可大量生成有机酸、蛋白质、多肽等分泌物,这些分泌物将大量的阴离子与重金属通过各种作用,形成沉淀物,降低重金属的生物毒性^[31]。

1.3 土壤酶

土壤酶作为土壤物质循环和能量转化的催化剂,能加速其中多种无机物质和有机物的产生。

许多研究者发现土壤芳基硫酸酯酶、脱氢酶、酸性磷酸酶均对土壤重金属污染较敏感,是该污染重要的指示指标^[32]。J. O. Yeboah^[33]指出土壤中过氧化氢酶和脲酶对Cd等重金属敏感,脱氢酶活性随Cd浓度的降低而升高,其可表征重金属对土壤微生物的毒性。

2 土壤污染生态毒性评价方法

2.1 陆生生物毒性评价方法

陆生生物毒性实验以土壤为实验介质,常采用实验生物有植物、动物、微生物及土壤酶等,如表1所示。

表1 陆生生物毒性测试方法

Table 1 Methods of testing terrestrial biology toxicity

暴露介质	供试生物	暴露时间/d	测试终点	毒性评价
土壤	小白菜	4~5	种子发芽、根伸长抑制	根伸长更敏感
土壤	小麦	4	种子发芽、根伸长抑制	种子萌芽更敏感
土壤	莴苣	5	出苗	指示土壤污染最敏感植物种
土壤	蚯蚓	14	存活、回避	回避行为更敏感
土壤	跳虫	2	行为、生长、繁殖	农药诱导基因水平表达效应先于个体水平反应并能在更低浓度表现
土壤	线虫	4	生长、生育能力、繁殖	环境敏感度高,可快速指示土壤重金属污染状况
土壤和试液混合物	土壤微生物	60	群落多样性、活性、结构	基于16S rRNA高通量测序与代谢组学方法为有效方法
土壤和试液混合物	土壤酶	1	酶活性	判断污染物对生物潜在毒性

2.1.1 土壤植物法

植物是土壤生态系统中的生产者,在系统中发挥重要作用,利用高等植物进行土壤毒性评价是生态毒理学评价的重要方法之一。玉米、莴苣、小麦等经济作物常被用于土壤生态毒性测试,其中莴苣被认为是指示土壤污染最敏感的物种^[34]。测试终点主要包括种子萌芽、根伸长抑制、早期植物生长及繁殖等。根系与土壤接触直接,可快速、灵敏地反映土壤生态毒性,相比于种子萌芽,根伸长是更灵敏的终点^[27,34]。植物法操作简单、成本较低,但其生长过程中易受周围环境影响且测试周期长,并不适合土壤污染快速诊断。

2.1.2 土壤无脊椎动物法

无脊椎动物在土壤生态系统中发挥重要作用,因其数量众多、分布广泛、易于取样且对土壤重金属毒性反应灵敏,是土壤生态毒性评价重要

的指示生物^[35]。土壤无脊椎动物根据体积大小可分为大型动物(如蚯蚓、蜗牛)、中型动物(跳虫、螨类)和微型动物(原生动物、线虫)^[36]。其中蚯蚓因其重要性而被广泛用于土壤毒性实验。

土壤无脊椎动物测试终点主要有存活率、繁殖率、基因表达、脂肪酸代谢和寿命等。郭佳葳等^[37]研究指出蚯蚓种类和数量随着土壤重金属污染程度的增大而减少。李进等^[38]研究表明土壤镉、铅和锌含量下降,跳虫体内重金属含量也下降,其中棘跳属 *Onychiurus sp.*、等节跳属 *Isotoma* 的三个种可作为相应重金属污染生态评价指示种。土壤无脊椎动物测试方法成熟、操作简单,但因生物个体存在不确定性,导致回避实验可能存在假阴性结果且实验成本高,因而存在一定局限性。

2.1.3 土壤微生物法

土壤微生物在土壤能量转化、养分流动和元素迁移过程中发挥重要作用^[39]。一般来说,土壤微生物法测试终点为土壤呼吸、群落多样性、群落活性和群落结构等。微生物经常作为重金属污染土壤生态毒性的指示生物,比其他陆地生物对土壤重金属浓度升高反应更敏感^[40]。S. Romdhane^[41]提出基于16S rRNA的评价方法能够很好评估土壤污染对土壤微生物群落的生态毒性效应。与植物法、动物法相比,土壤微生物法操作简单、实验周期短,然而不同土壤微生物群落结构与数量不同,对污染物的灵敏度也不同,导致很难比较不同类型场地测试结果^[42]。

2.1.4 土壤酶法

土壤酶作为土壤微生物活动、植物根系分泌

以及动植物残体分解产物,是土壤生态系统中各种生化反应催化剂,对土壤代谢过程起驱动作用^[43]。土壤酶是土壤质量生物活性指标,其测试终点为酶活性。M. B. Hinojosa^[44]研究黄铁矿污泥对土壤C、N、P、S循环相关酶活性的潜在毒理学影响,发现芳基硫酸酯酶是在该实验中反映最敏感的土壤酶,脱氢酶活性反映了土壤微生物氧化能力,可作为其微生物存活状况的指示。肖诗琦^[45]研究揭示不同酶对铀敏感性差异明显,其中芳基硫酸酯酶对铀污染反应最敏感,指出该酶活性能够灵敏反映铀对土壤的污染程度。

2.2 水生生物毒性评价方法

水生生物毒性实验以土壤提取液或土壤和水的混合物为实验介质,常采用实验生物有鱼类、大型溞、发光细菌和介形类等,如表2所示。

表2 水生生物毒性测试方法

Table 2 Methods of testing aquatic biology toxicity

暴露介质	供试生物	暴露时间	测试终点	毒性评价
土壤提取液	斑马鱼	4~5 d	孵化、死亡率、畸形、运动能力、酶活性	毒理学实验模式生物
土壤提取液	大型溞	5 d	运动、死亡率、繁殖	公认标准实验生物
土壤提取液	发光细菌	5、15或30 min	发光	对重金属污染土壤毒性快速检测
土壤提取液	藻类	7 d	细胞生长、细胞畸变、光合作用等	环境污染生物标志物,监控水质污染
土壤提取液	介形类	96 h	死亡率、繁殖、生长抑制	快速指示土壤重金属污染状况

2.2.1 鱼类

鱼类位于水生食物链顶端,重金属污染物进入水环境后,通过吸附、络合等一系列作用在水体迁移转化,或被生物富集随食物链传递,从而影响鱼类存活、生长、发育和繁殖等各种生理过程,该物种对其生存环境的反应能够反映水生生态环境污染状况^[46]。鱼类毒性实验测试终点为孵化、存活、畸形、DNA损伤、呼吸行为、酶活性变化等。斑马鱼与人类基因有高度同源性、繁殖快速、成本较低、易于培养,尤其是斑马鱼重金属暴露模型以及神经发育毒性的评判指标已相当完善,因此成为毒理学实验一种模式生物,可通过斑马鱼神经行为以及发育情况对重金属的毒性进行系统研究^[47]。J. Lourenço^[48]采用斑马鱼胚胎进行急性毒性实验,评价铀矿废水重金属毒性及致畸潜力,指出废水通过影响胚胎孵化、生长及形态发育等,干扰鱼类早期正常发育。汪红军等^[49]以青鳉(*Oryzias latipes*)作为实验生物,研究其对不同重金属敏感性与响应阈值,结果表明青鳉对镉、锌、铜和汞较敏感,其呼吸作用被用来指示水体重金

属污染。

2.2.2 大型溞

大型溞是水生无脊椎动物,作为水生生态系统消费者,在食物链发挥重要作用,因其繁殖率高、易培养、生活周期短、对水体中有害污染物质反应敏感等特点被广泛应用于急性与慢性毒性实验中,作为标准实验生物用于毒理学和生态风险评估^[50]。其实验测试终点为繁殖率、大型溞体内金属积累量、运动抑制、金属硫蛋白含量和死亡率。其中繁殖率和运动抑制较其他指标更敏感^[51]。

国外对大型溞毒理学研究已十分成熟,其在生态毒理学方面价值得到众多环保机构和组织如经济合作与发展组织(organization for economic co-operation and development, OECD)、国际标准化组织(international organization for standardization, ISO)、美国环境保护署(United States environmental protection agency, EPA)、英国标准学会(British standards institution, BSI)、法国标准化协会(association Francaise de normalisation, AFNOR)等重视,美国

于1973年就已制定关于大型溞毒性实验标准方法。H. Kim^[53]研究几种不同金属对大型溞繁殖、存活、生长和代谢的影响,通过48 h急性毒性实验,评估不同重金属对大型溞毒性和半数致死浓度LC₅₀,研究发现重金属暴露下大型溞体重低于对照组、繁殖率更低、总蛋白和谷草转氨酶活性随重金属不同而不同。S. Loureiro^[54]利用大型溞评价葡萄牙两座矿山重金属污染土壤毒性,研究表明大型溞对两座矿山土壤重金属都有较高敏感性,大型溞运动和繁殖功能均受到抑制,重金属浓度较低土壤中大型溞体长更长、数量更多。

国内对大型溞研究也日渐成熟,我国于1991年制定了关于溞类(大型溞)急性毒性测定方法^[55],陈亮等^[56]研究U对大型溞急性毒性效应,结果表明随着暴露时间及U浓度增加,大型溞死亡率升高,U对大型溞存在强烈的毒害作用。王茜等^[57]研究Cd暴露对大型溞摄食能力及酶活性的影响,研究表明大型溞摄食率、总抗氧化能力(T-AOC)等随Cd浓度增加而逐渐降低。

2.2.3 发光细菌

发光细菌测试法因反应灵敏、测试时间短、成本低、可自动化被用于土壤重金属污染生态毒性快速筛选^[58]。在对受污染土壤进行测试时,实验介质为土壤提取液或悬浊液。发光细菌明亮程度与其代谢活性成正比,毒物可抑制其发光,因此测试终点为发光抑制。目前我国常用发光细菌有:费氏弧菌(*Vibrio fischeri*)、明亮发光杆菌(*Photobacterium phosphoreum*)和青海弧菌(*Vibrio qinghaiensis*),其中,费氏弧菌、明亮发光杆菌为海洋菌,青海弧菌是国内发现的淡水菌。国内外学者以发光细菌为受试生物,开展相应单一和联合毒性实验。刘顺亮等^[59]以青海弧菌Q67和费氏弧菌为受试生物,对铀矿山废水毒性效应开展研究,结果表明青海弧菌Q67 EC₅₀值最小,灵敏度最高,可作为矿山废水毒性风险评价首选指示生物。C. Zhang等^[60]利用青海弧菌Q67对河北省南部河流重金属污染情况进行评价,研究发现河流沉积物和孔隙水具有较高毒性且受多种污染物的影响,Zn和Cr是沉积物毒性主要因素,毒性评价结果表明,非离子氨毒性最大,多环芳烃毒性最小。

2.2.4 藻类

藻类是水生生态系统初级生产者,与其他高等植物相比,繁殖迅速、培养方便。藻类毒性实验测试终点为光合作用、藻类生长、可溶性多糖、蛋

白质、脂类的合成及酶活性等^[61],其中光合作用是重金属胁迫下藻类最先响应生理过程之一,并且可通过测定细胞数量来表征其生长状况。国内外对藻类毒性实验进行大量研究,王琳等^[62]研究在不同重金属离子胁迫下斜生栅藻生长及叶绿素荧光特性的反应,结果表明Cu²⁺和Zn²⁺对斜生栅藻生长地抑制效果显著,其中Cu²⁺抑制效果最为明显。K. Hund^[63]利用藻类96 h急性毒性测试对受多环芳烃(PAH)污染土壤毒性进行了毒性测试,结果表明藻类对多环芳烃具有高毒敏感性,可用来指示受污染土壤毒性。

2.2.5 介形类

介形类属于小型甲壳动物,因其物种丰富、分布广泛、敏感性高、易于采集且适合实验室培养等一系列特点日渐成为生态毒理学评价良好实验物种,其毒性实验测试终点为死亡率、繁殖率、生长抑制等^[64]。该生物对重金属污染十分敏感,是环境健康状况良好指示生物。P. Sivalingam^[65]利用介形类对印度哥印拜陀市五个不同湖泊沉积物重金属污染状况进行风险评估,观察其死亡和生长抑制情况。结果表明,重金属浓度增加导致介形类死亡率增加,生长受到抑制。陈亮等^[66]通过对湖南某铀矿研究发现,*Cypridopsis vidua*和*Heterocypris incongruens*两种属种丰度与水样U浓度呈显著负相关,可利用其丰度的变化规律对样本中U浓度变化进行指示,生物丰度越大,U含量越低,反之亦然。

3 土壤生态毒性评价方法选取

毒性测试方法因土壤污染类型不同、生物敏感性存在差异等,仅利用统一的毒性测试方法难以准确系统评价污染土壤生态毒性效应,因此需要依据当地实际情况选择实验物种和实验方法。

地区不同,生物群落和环境条件也不同,上述各种生态毒性评价方法可能并不适用所有地区,因此,针对本地生态系统进行生态毒理学研究有利于发展本地生态毒性测试方法。虽然某一受试标准物种分布较广,但在某些地区可能不是优势种甚至有可能并未分布,因此要依据当地实际情况,选择丰度较高的物种进行生态毒性实验。P. Greenslade^[67]发现跳虫*Folsomia candida*在澳大利亚土壤中分布相对局限、数量稀少,为评价该国土壤毒性,采用两种澳大利亚弹尾虫*Sinella communis*和*Proisotoma minuta*进行毒理学实验,这两种生物数量众多、繁殖迅速且容易培养,更适合对

当地土壤环境开展评价,结果表明这些生物均对各种有毒物质反应敏感,比标准物种 *F. candida* 更合适评价其土壤生态毒性。P. M. C. S. De Silva 等^[68] 研究不同热量条件下蚯蚓回避行为差异,指出 *Eisenia andrei* 和 *Eisenia fetida* 集中分布于热量较低温带地区, *Perionyx excavatus* 则主要生存于热量较高热带地区,因此对热带地区土壤毒性开展评估时, *P. excavatus* 比其他两种蚯蚓更具优势。

选择快速、灵敏的测试终点为土壤污染生态毒性评价一个核心要素。除了敏感性以外,“生物指标早期预警”也越来越受到人们重视,研究表明,特定生物标志物可指示特定土壤污染类型,例如金属硫蛋白,能在调节微量金属代谢中发挥重要作用,防止重金属中毒和氧化^[69],因而金属硫蛋白作为指示土壤环境重金属污染生物标志物,被广泛应用于毒理学实验。

4 结 论

1) 影响土壤生态毒性因素,包括土壤 pH 值、有机质和赋存形态等非生物因素及动植物、微生物、土壤酶等生物因素。

2) 陆生生物评价方法成熟、操作简单、成本较低、结果准确。

3) 水生生物毒性评价方法利用该生物对土壤提取液进行滞留功能评价。介形类作为一种新兴环境指示生物,对环境污染敏感度高,可快速指示土壤重金属污染状况。

4) 每种评价方法均有其适用条件和范围,需在考虑受试生物敏感性、土壤环境等因素基础上提出最优方案。

土壤生态毒理学评价方法有广阔的应用前景,但需进一步完善,因为其具有其他评价方法未有的优越性,可在土壤生态毒性研究方面发挥更加重要作用。

参考文献:

[1] 顾会,赵涛,高月,等. 贵州省典型铅锌矿区土壤重金属污染特征及来源解析[J]. 地球与环境,2022,50(4):506-515.

[2] 秦旭芝,罗志祥,季文兵,等. 桂西北地质高背景区有色金属冶炼对周边土壤重金属污染与生态风险评价[J]. 生态学杂志,2021,40(8):2324-2333.

[3] XU L, WANG T, WANG J, et al. Occurrence, speciation and transportation of heavy metals in 9 coastal rivers

from watershed of Laizhou Bay, China[J]. Chemosphere, 2017,173:61-68.

[4] YAN T, ZHAO W, YU X, et al. Evaluating heavy metal pollution and potential risk of soil around a coal mining region of Tai'an City, China[J]. Alexandria engineering journal, 2022, 61(3):2156-2165.

[5] IQBAL M, ABBAS M, NISAR J, et al. Bioassays based on higher plants as excellent dosimeters for ecotoxicity monitoring: A review[J]. Chemistry international, 2019, 5(1): 1-80.

[6] ÁLVAREZ-ROGEL J, PEÑALVER-ALCALÁ A, JIMÉNEZ-CÁRCELES F J, et al. Evidence supporting the value of spontaneous vegetation for phytomanagement of soil ecosystem functions in abandoned metal (loid) mine tailings [J]. Catena, 2021, 201:105191

[7] LU Q, WANG S, BAI X, et al. Quantitative assessment of human health risks under different land uses based on soil heavy metal pollution sources[J]. Human and ecological risk assessment, 2021, 27(2):327-343.

[8] 邓海,王锐,严明书,等. 矿区周边农田土壤重金属污染风险评价[J]. 环境化学,2021,40(4):1127-1137.

[9] 陈任连,蔡茜茜,周丽华,等. 甘肃某冶炼厂厂区土壤重金属铅、镉污染特征及其对微生物群落结构的影响[J]. 生态环境学报,2021,30(3):596-603.

[10] SIVALINGAM P, AL SALAH D M M, POTÉ J. Sediment heavy metal contents, ostracod toxicity and risk assessment in tropical freshwater lakes, Tamil Nadu, India [J]. Soil and sediment contamination, 2021, 30(2): 231-252.

[11] JAUME B, BETTINA V, ANDRÉS N, et al. Ecotoxicological risks of the abandoned F-Ba-Pb-Zn mining area of Osor (Spain) [J]. Environmental geochemistry and health, 2017, 39(3):665-679.

[12] 张倩倩,乔敏,池海峰. 土壤生态毒性测试方法综述[J]. 生态毒理学报,2017,12(4):76-97.

[13] RADLIŃSKA K, WRÓBEL M, STOJANOWSKA A, et al. Assessment of the "oława" smelter (oława, southwest Poland) on the environment with ecotoxicological tests[J]. Journal of ecological engineering, 2020, 21(3):1286-191.

[14] 徐恒蒲,孟一鸣,李澳,等. 重金属污染土壤生物毒性的发光菌法测定及评价[J]. 化工环保, 2019, 39(5):538-544.

[15] 王兴明,张瑞良,王运敏,等. 淮南某煤矿邻近农田土壤中重金属的生态风险研究[J]. 生态环境学报, 2016, 25(5):877-884.

[16] PLEKHANOVA I O, ZOLOTAREVA O A, TARASENKO I D, et al. Assessment of ecotoxicity of soils contaminated by heavy metals[J]. Eurasian soil science, 2019, 52(10): 1274-1288.

- [17] JÚLIA C N, SÓNIA C, JOSÉ P S. Soil ecotoxicology in Latin America: Current research and perspectives[J]. Environmental toxicology and chemistry, 2017, 36(7): 1795-1810.
- [18] PHILIPPE C, AURELIA M, REMIGIO P, et al. Trace metal availability in soil horizons amended with various urban wastecomposts during 17 years-monitoring and modelling[J]. Science of the total environment, 2019, 651:2961-2974.
- [19] DORA N. The role of soil pH in plant nutrition and soil remediation[J]. Applied and environmental soil science, 2019, 2019(1):5794869.
- [20] JIA X, FU T, HU B, et al. Identification of the potential risk areas for soil heavy metal pollution based on the source-sink theory[J]. Journal of hazardous materials, 2020, 393:122424.
- [21] 杨秀敏,任广萌,李立新,等. 土壤 pH 值对重金属形态的影响及其相关性研究[J]. 中国矿业, 2017, 26(6):79-83.
- [22] 夏运生,王凯荣,张格丽. 土壤镉生物毒性的影响因素研究进展[J]. 农业环境保护, 2002, 21(3):272-275.
- [23] 赵一鸣,董颖博,林海,等. 土壤理化性质对重金属形态的影响[J]. 农业工程, 2018, 8(12):38-43.
- [24] 李小飞,代兵,何晓峰,等. 施用生物有机肥可降低糙米 Cd 含量:盆栽试验与田间试验比较[J]. 江苏农业科学, 2021, 49(8):96-101.
- [25] 黎大荣,杨惟薇,黎秋君,等. 蚕沙和赤泥用于铅镉污染土壤改良的研究[J]. 土壤通报, 2015, 46(4):977-984.
- [26] 李彬,李培军,王晶,等. 污染土壤毒性研究方法进展[J]. 环境污染治理技术与设备, 2003, 4(5):42-46.
- [27] HOU J, LIU G N, XUE W, et al. Seed germination, root elongation, root-tip mitosis, and micronucleus induction of five crop plants exposed to chromium in fluvo-aquic soil[J]. Environmental toxicology and chemistry, 2014, 33(3):671-676.
- [28] 王航洁,俞伟东. 陆生无脊椎动物监测土壤重金属污染[J]. 北方环境, 2011, 23(5):119-120.
- [29] 常海伟,刘代欢,贺前锋. 重金属污染农田微生物修复机理研究进展[J]. 微生物学杂志, 2018, 38(2):114-121.
- [30] 崔雨琪,方迪,毕文龙,等. 一株黑曲霉的分离鉴定及其对土壤重金属的生物浸出效果[J]. 应用与环境生物学报, 2014, 20(3):420-425.
- [31] 杨文玲,杜志敏,孙召华,等. 芽孢杆菌在重金属污染土壤修复中的研究进展[J]. 环境污染与防治, 2021, 43(6):759-763.
- [32] APONTE H, HERRERA W, CAMERON C, et al. Alteration of enzyme activities and functional diversity of a soil contaminated with copper and arsenic[J]. Ecotoxicology and environmental safety, 2020, 192:110264.
- [33] YEBOAH J O, SHI G, SHI W. Effect of heavy metal contamination on soil enzymes activities[J]. Journal of geoscience and environment protection, 2021, 9(6):135-154.
- [34] 李通,金彩霞,朱雯雯,等. 环丙沙星对3种作物的毒性[J]. 生态毒理学报, 2013, 8(3):442-446.
- [35] SANTORUFO L, VAN GESTEL C A M, ROCCO A, et al. Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality[J]. Environmental pollution, 2012, 161:57-63.
- [36] 邵元虎,张卫信,刘胜杰,等. 土壤动物多样性及其生态功能[J]. 生态学报, 2015, 35(20):6614-6625.
- [37] 郭佳葳,周世萍,刘守庆,等. 蚯蚓生物标志物在土壤生态系统监测中的应用研究进展[J]. 生态毒理学报, 2020, 15(5):69-81.
- [38] 李进,柯欣,李柱,等. 铅锌矿区周边农田土壤跳虫群落特征与重金属污染的关联[J]. 土壤学报, 2021, 58(3):732-743.
- [39] HOFMAN J, BEZCHLEBOVÁ J, DUŠEK L, et al. Novel approach to monitoring of the soil biological quality[J]. Environment international, 2003, 28(8):771-778.
- [40] 郭强. 重金属复合污染对土壤微生物的影响机制[J]. 四川环境, 2017, 36(3):167-172.
- [41] ROMDHANE S, DEVERS-LAMRANI M, BEGUET J, et al. Assessment of the ecotoxicological impact of natural and synthetic β -triketone herbicides on the diversity and activity of the soil bacterial community using omic approaches[J]. Science of the total environment, 2019, 651:241-249.
- [42] 殷娟,范雅伦,李倩,等. 污染场地土壤生物毒性测试方法研究进展[J]. 四川环境, 2019, 38(4):193-197.
- [43] 谭向平,何金红,郭志明,等. 土壤酶对重金属污染的响应及指示研究进展[J/OL]. 土壤学报:1-15(2021-11-29)[2022-03-31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/32.1119.P.20211126.1624.010.html>.
- [44] HINOJOSA M B, CARREIRA J A, RODRÍGUEZ-MAROTO J M, et al. Effects of pyrite sludge pollution on soil enzyme activities: Ecological dose-response model[J]. Science of the total environment, 2008, 396(2/3):89-99.
- [45] 肖诗琦,陈晓明,戚鑫,等. 铀污染对土壤酶活性及微生物功能多样性的影响[J]. 核农学报, 2020, 34(4):896-903.
- [46] ZHA J, WANG Z. Acute and early life stage toxicity of industrial effluent on Japanese medaka (*Oryzias latipes*) [J]. Science of the total environment, 2006, 357(1/2/3):112-119.
- [47] 王宇,黄宜宁,刘子陶,等. 模式生物斑马鱼在重金属

- 神经发育毒性的应用进展[J]. 毒理学杂志, 2021, 35(4):340-345.
- [48] LOURENÇO J, MARQUES S, CARVALHO F P, et al. Uranium mining wastes: The use of the Fish Embryo Acute Toxicity Test (FET) test to evaluate toxicity and risk of environmental discharge[J]. Science of the total environment, 2017, 605:391-404.
- [49] 汪红军, 孙凤, 池仕运, 等. 四种重金属暴露对青鳉呼吸行为的毒性效应[J]. 水生态学杂志, 2019, 40(5):91-98.
- [50] KIKUCHI M, SYUDO A, HUKUMORI M, et al. Changes in aquatic toxicity of potassium dichromate as a function of water quality parameters[J]. Chemosphere, 2017, 170:113-117.
- [51] ALVARENGA P, PALMA P, GONÇALVES A P, et al. Evaluation of tests to assess the quality of mine-contaminated soils[J]. Environmental geochemistry and health, 2008, 30(2):95-99.
- [52] MÜNZINGER A, MONICELLI F. Heavy metal co-tolerance in a chromium tolerant strain of *Daphnia magna* [J]. Aquatic toxicology, 1992, 23(3/4):203-216.
- [53] KIM H, YIM B, BAE C, et al. Acute toxicity and antioxidant responses in the water flea *Daphnia magna* to xenobiotics (cadmium, lead, mercury, bisphenol A, and 4-nonylphenol) [J]. Toxicology and environmental health sciences, 2017, 9(1):41-49.
- [54] LOUREIRO S, FERREIRA A L G, SOARES A M V M, et al. Evaluation of the toxicity of two soils from Jales Mine (Portugal) using aquatic bioassays [J]. Chemosphere, 2005, 61(2):168-177.
- [55] 国家环境保护总局. 水质 物质对蚤类(大型蚤)急性毒性测定方法:GB/T 13266—1991[S]. 北京:中国标准质检出版社:1-8.
- [56] 陈亮, 周霞飞, 夏良树, 等. 铀对大型蚤的急性毒性效应[J]. 核科学与工程, 2021, 41(4):869-875.
- [57] 王茜, 郭鹤飞, 王兰. 镉对大型蚤摄食能力和相关生理指标的影响[J]. 水生生物学报, 2018, 42(3):616-621.
- [58] HEINLAAN M, KAHRU A, KASEMETS K, et al. Rapid screening for soil ecotoxicity with a battery of luminescent bacteria tests[J]. Alternatives to laboratory animals, 2007, 35(1):101-110.
- [59] 刘顺亮, 陶峰, 宋晓红, 等. 南方某铀矿山废水对生物的急性毒性研究[J]. 生态毒理学报, 2018, 13(4):203-208.
- [60] ZHANG C, SHAN B, TANG W, et al. Identifying sediment-associated toxicity in rivers affected by multiple pollutants from the contaminant bioavailability[J]. Ecotoxicology and environmental safety, 2019, 171:84-91.
- [61] 凌娜, 刘小瑞, 李玮璐, 等. 应用藻类进行重金属污染水体生物修复的研究进展[J]. 水产学杂志, 2022, 35(1):89-96.
- [62] 王琳, 刘冉, 李文慧, 等. 不同重金属离子胁迫对斜生栅藻生长及叶绿素荧光特性的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2015, 31(5):743-747.
- [63] HUND K, FLIEDNER A, LEPPER P, et al. Ecotoxicological assessment of a decontamination method for a PAH contaminated soil [C]//International Symposium Soil Decontamination using Biological Processes. Netherlands; Journal of Hazardous Materials, 1992:176-183.
- [64] PARAMESWARI E, DAVAMANI V, KALAIARASI R, et al. Utilization of Ostracods (Crustacea) as bioindicator for environmental pollutants [J]. International research journal of pure and applied chemistry, 2020, 21(7):73-93.
- [65] SIVALINGAM P, AL SALAH D M M, POTÉ J. Sediment heavy metal contents, ostracod toxicity and risk assessment in tropical freshwater lakes, Tamil Nadu, India [J]. Soil and sediment contamination, 2021, 30(2):231-252.
- [66] 陈亮, 夏良树, 刘江, 等. 基于介形类生态特征评价湖南某铀矿山水地表水放射性环境[J]. 原子能科学技术, 2020, 54(8):1355-1360.
- [67] GREENSLADE P, VAUGHAN G T. A comparison of Collembola species for toxicity testing of Australian soils [J]. Pedobiologia, 2003, 47(2):171-179.
- [68] DE SILVA P M C S, VAN GESTEL C A M. Comparative sensitivity of *Eisenia andrei* and *Perionyx excavatus* in earthworm avoidance tests using two soil types in the tropics [J]. Chemosphere, 2009, 77(11):1609-1613.
- [69] 李亭亭, 宗婧婧, 高学慧, 等. 金属硫蛋白的研究进展[J]. 安徽农业科学, 2018, 46(25):15-18.