

方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

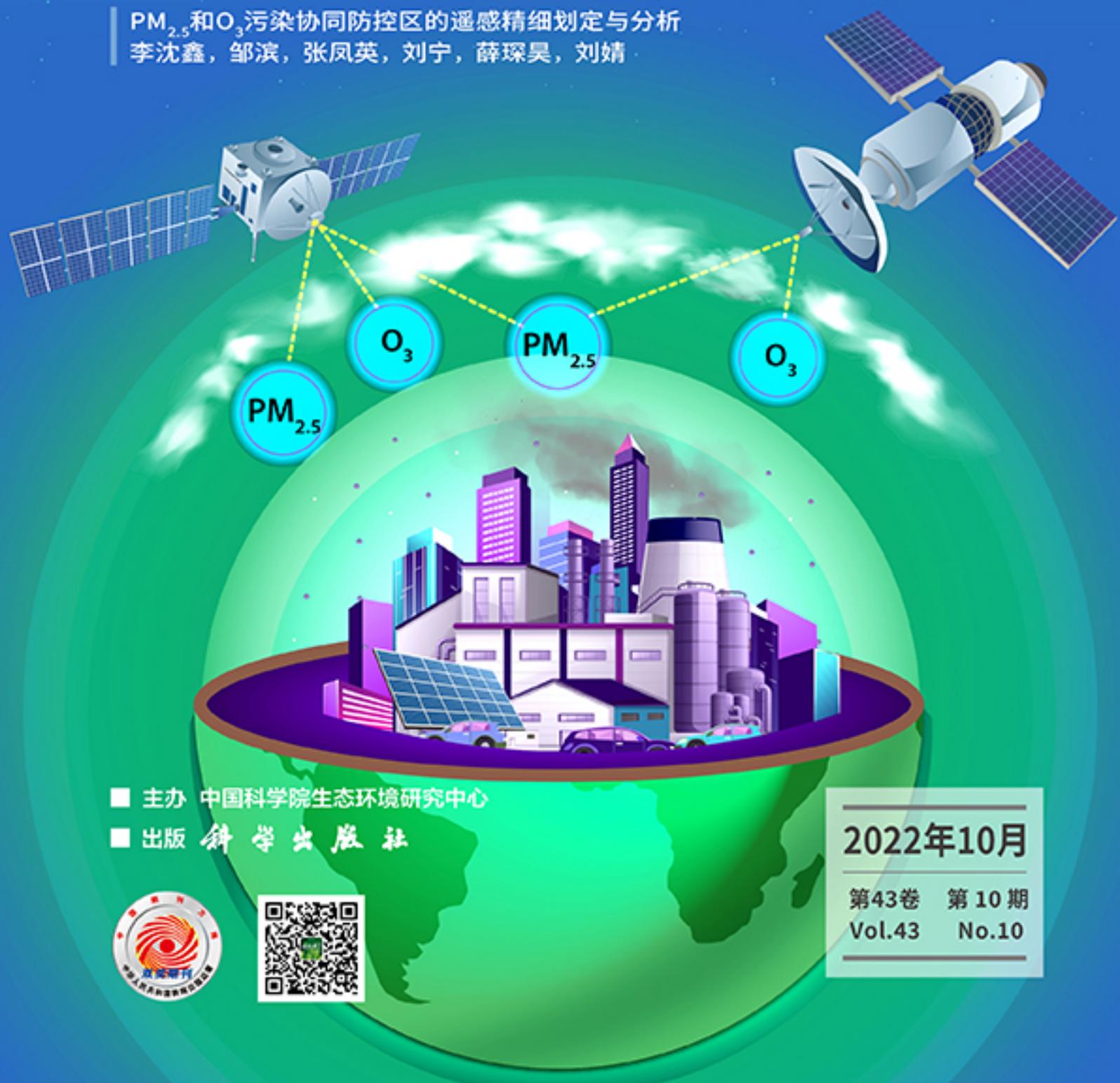
环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV

HUANJING KEXUE

PM_{2.5}和O₃污染协同防控区的遥感精细划定与分析
李沈鑫, 邹滨, 张凤英, 刘宁, 薛琛昊, 刘婧



■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社



2022年10月

第43卷 第10期
Vol.43 No.10

目次

PM_{2.5}和O₃污染协同防控区的遥感精细划定与分析 李沈鑫, 邹滨, 张凤英, 刘宁, 薛琛昊, 刘婧(4293)

广州市冬季一次典型臭氧污染过程分析 裴成磊, 谢雨彤, 陈希, 张涛, 邱晓暖, 王瑜, 王在华, 李梅(4305)

佛山臭氧浓度预报方程的建立与应用 陈辰, 洪莹莹, 谭浩波, 司徒淑婷, 程银琳, 步巧利, 吴蒙, 潘巧英(4316)

乌海市高分辨率大气污染源排放清单构建及其在臭氧污染成因探究中的应用 张瑞欣, 楚波, 尚春林, 曹喜萍, 李光耀, 朱玉凡, 刘晓, 夏佳琦, 陈强(4327)

结合在线监测和自动识别系统分析东海沿岸船舶排放特征 邱浩, 刘丹彤, 吴杨周, 李思远, 丁朔, 胡康, 张家乐, 陈梅汀(4338)

机动车制动磨损颗粒物及挥发性有机物的组分特征 门正宇, 刘笃优, 郭全有, 张静, 彭剑飞, 吴琳, 毛洪钧(4348)

笼养鸡舍冬季挥发性有机物排放特征 曹甜甜, 郑云昊, 张羽, 王悦, 丛群欣, 王源昊, 董红敏(4357)

上海市生活垃圾房气溶胶中可培养细菌污染状况及种群特征 卢冰洁, 张翔, 王川, 邱俊, 李丹(4367)

浙江省2008~2018年人为源氨排放清单及分布特征 方利江, 杨一群, 叶观琼(4380)

“双碳”目标下钢铁行业控煤降碳路线图 薛英岚, 张静, 刘宇, 陈瑜, 孙健, 蒋洪强, 张伟, 曹东(4392)

空间关联网络结构特征的减排效应:基于城市群视角 郑航, 叶阿忠(4401)

中国对外直接投资的减污降碳效应及其实现机制 白梓函, 吕连宏, 赵明轩, 张楠, 罗宏(4408)

近年全国地表水水质变化特征 嵇晓燕, 侯欢欢, 王姗姗, 杨凯(4419)

湟水河流域地表水体微塑料分布、风险及影响因素 范梦苑, 黄懿梅, 张海鑫, 李好好, 黄倩(4430)

汾河流域地表水水化学同位素特征及其影响因素 赵春红, 申豪勇, 王志恒, 梁永平, 赵一, 谢浩, 唐春雷(4440)

城镇化进程中珠江三角洲高锰地下水赋存特征及成因 吕晓立, 刘景涛, 韩占涛, 朱亮, 李海军(4449)

喀什噶尔河下游平原区地下水咸化特征及成因分析 鲁涵, 曾妍妍, 周金龙, 孙英(4459)

重庆市老龙洞地下河流域硝酸盐来源和生物地球化学过程的识别 王雨吻, 杨平恒, 张洁茹(4470)

蓝藻水华过程中优势种群演替模式、效应及驱动因子分析 欧阳添, 赵璐, 纪璐璐, 杨宋琪, 郑保海, 杜雨欣, 李佳欣, 李玉鑫, 施军琼, 吴忠兴(4480)

珠海市磨刀门水道输水水源水库群浮游植物群落特征及其环境驱动因子 张茉莉, 王思瑞, 昌盛, 王山军, 金德才, 樊月婷, 张坤锋, 谢琼, 付青(4489)

营养物质对铜绿微囊藻生长和藻际细菌的影响 吕萍, 李慧莉, 徐勇, 郑效旭, 黄振华, 王聪, 徐圣君, 庄绪亮(4502)

老化作用对微塑料吸附四环素的影响及其机制 王林, 王姝歆, 曾祥英, 何杨, 黄雯, 郑世界, 张建强(4511)

沉积物和土壤中胶体对氯霉素吸附行为的影响 晏彩霞, 罗燕清, 聂明华, 周旋, 丁明军(4522)

历史抗生素胁迫改变磺胺甲噁唑和甲氧苄啶对活性污泥的影响:ARGs及其潜在宿主 张忠兴, 樊晓燕, 李星, 高玉玺, 赵君如(4536)

阳朔典型铅锌矿区流域土壤重金属空间分布特征及来源解析 陈盟, 潘泳兴, 黄奕翔, 王樞樞, 张睿东(4545)

白洋淀及周边土壤重金属的分布特征及生态风险评估 郑飞, 郭欣, 汤名扬, 朱冬, 董四君, 康乐, 陈兵(4556)

基于地理探测器的镇域尺度土壤重金属含量空间分异及其影响因素分析 龚仓, 王亮, 王顺祥, 张志翔, 董航, 刘玖芬, 王德伟, 严步青, 陈映(4566)

燃煤电厂重金属排放与周边土壤中重金属污染特征及健康风险 车凯, 陈崇明, 郑庆宇, 范辉, 魏明磊, 罗蓬, 郁金星(4578)

海南岛半干旱区农用地土壤重金属富集因素、健康风险及来源识别 杨剑洲, 龚晶晶, 王振亮, 高健翁, 杨建坤, 胡树起, 唐世新(4590)

九龙江口红树林表层沉积物重金属赋存形态及污染评价 张华兰, 于瑞莲, 万瑞安, 胡恭任, 黄华斌, 吴雅清(4601)

我国茶叶主产区有机肥重金属含量现状 伊晓云, 方丽, 杨向德, 马立锋, 刘美雅, 张群峰, 倪康, 石元值(4613)

甘肃省农业土壤邻苯二甲酸酯累积特征及来源分析 陈王玉, 张光全, 张杨, 李明凯, 郝佳欣, 熊有才, 李崇霄, 曹靖(4622)

三峡库区澎溪河不同高程消落带土壤磷形态及磷酸酶活性分布特征 高艺伦, 方芳, 唐子超, 张蕊, 蒋艳雪, 郭劲松(4630)

塔里木盆地北缘绿洲不同连作年限棉田土壤有机碳组分特征及其与理化因子的相关性 李昕竹, 贡璐, 唐军虎, 罗艳, 丁肇龙, 朱海强, 张涵, 李蕊希(4639)

黄土丘陵区柠条人工林不同深度土壤呼吸速率对土壤湿度的响应 孙亚荣, 王亚娟, 赵敏, 薛文艳, 梁思琦, 刘乐, 刘超, 陈云明(4648)

基于Meta-analysis的生物炭对土壤硝态氮淋失和磷酸盐固持影响 姜志翔, 崔爽, 张鑫, 郝敏, 孙德茂(4658)

低分子有机酸强化植物修复重金属污染土壤的作用与机制 方治国, 谢俊婷, 杨青, 卢焯桢, 黄海, 朱芸娟, 尹思敏, 吴鑫涛, 都韶婷(4669)

无机钝化剂对镉污染酸性水稻土的修复效果及其机制 张剑, 孔繁艺, 卢升高(4679)

改良铅锌矿渣对栎树幼苗铅锌富集与耐性机制 谢天志, 陈永华, 苏荣葵, 刘慧, 姚海松(4687)

CaO₂/FA复合材料富集磷效能及其回收物对土壤改良作用 岳薇, 李大鹏, 吴玲予, 王璐, 汤尧禹, 朱企, 黄勇(4697)

早稻秸秆还田和减钾对晚稻产量和土壤肥力的影响 黄巧义, 黄建凤, 黄旭, 吴永沛, 李苹, 付弘婷, 唐拴虎, 刘一峰, 徐培智(4706)

秸秆连续还田配施化肥对稻-油轮作土壤碳库及作物产量的影响 蔡影, 付思伟, 张博睿, 胡宏祥, 刘文雯, 俞金涛, 贾临东, 刘运峰(4716)

化肥减量配施秸秆对双季稻田固氮微生物群落的影响 陈凯鹏, 韦菊娟, 陈丹, 王聪, 沈健林, 李勇, 吴金水(4725)

化肥减量与有机物料添加对华北潮土微生物氮循环功能基因丰度和氮转化遗传潜力的影响 李胜君, 胡荷, 李刚, 王蕊, 赵建宁, 张贵龙, 修伟明(4735)

长期覆膜条件下农田土壤微生物群落的响应特征 胡志娥, 肖谋良, 丁济娜, 季剑虹, 陈剑平, 葛体达, 鲁顺保(4745)

长期秸秆还田对潮土真菌群落、酶活性和小麦产量的影响 马垒, 李燕, 魏建林, 李子双, 周晓琳, 郑福丽, 吴小宾, 王利, 刘兆辉, 谭德水(4755)

土壤改良剂对再生水滴灌根际土壤菌群多样性及病原菌和抗生素抗性基因丰度的影响 崔丙健, 崔二革, 刘春成, 胡超, 樊向阳, 李中阳, 高峰(4765)

氮素对苜蓿植物修复垃圾堆场镉-多环芳烃复合污染土壤及土壤细菌群落结构的影响 李怡佳, 马俊伟, 李玉倩, 肖琛, 沈心怡, 牛云, 陈家军(4779)

抗生素降解剂对猪粪堆肥腐熟和细菌群落演替的影响 李玮琳, 张昕, 马军伟, 孙万春, 成琪璐, 林辉(4789)

《环境科学》征订启事(4337) 《环境科学》征稿简则(4407) 信息(4521, 4705, 4800)

氮素对苜蓿植物修复垃圾堆场镉-多环芳烃复合污染土壤及土壤细菌群落结构的影响

李怡佳, 马俊伟*, 李玉倩, 肖琛, 沈心怡, 牛云, 陈家军

(北京师范大学环境学院, 北京 100875)

摘要: 面向我国村镇垃圾存量治理的需求, 非正规垃圾填埋场的治理是关键。但目前对富含氮的垃圾堆场重金属有机污染物复合污染土壤植物修复效率的研究尚少见报道。选取耐性植物紫花苜蓿, 通过盆栽试验研究不同施 N 水平处理(0、10 和 50 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 对 Cd-PAHs 复合污染土壤植物生长、污染物的去除及土壤细菌群落结构的影响, 以此评估 N 在植物修复垃圾堆场污染土壤过程中的作用。结果表明, 高污染条件下 [$\omega(\text{Cd})$ 为 $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $\omega(\text{PAHs})$ 为 $400 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$], 苜蓿生物量随施 N 水平的提高而增加, 分别为不加 N 处理的 6.0 和 6.3 倍; 低污染条件下 [$\omega(\text{Cd})$ 为 $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $\omega(\text{PAHs})$ 为 $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$], 低 N 水平处理能促进苜蓿的生长, 但差异不显著, 而高 N 水平处理显著抑制其生长。植物修复中, 苜蓿对低污染组中 Cd 的修复效率在 5.58%~7.49%, N 的添加显著提高高污染组中苜蓿修复效率, 由 0.95% 提高至 3.02%; 与非(Phe)相比, N 对土壤中芘(Pyr)去除的促进作用更明显。此外, 苜蓿可促进土壤中 Phe 和 Pyr 的去除, 其中通过促进微生物对 PAHs 的降解作用占主导地位, 而植物吸收作用的贡献小于 0.21%。基于 Bray-Curtis 距离的冗余分析(db-RDA)显示 PAHs 和 Cd 是影响土壤微生物群落结构的主要因素, 高 N 水平处理对单一 Cd 污染和高污染组中细菌群落分布影响更大, 促进具有生物修复作用的菌属成为土壤优势细菌群落, 如节杆菌属(*Arthrobacter*)、细杆菌属(*Microbacterium*)和新鞘脂菌属(*Novosphingobium*)等。研究结果可为我国垃圾堆场和非正规填埋场污染土壤生态修复提供理论依据。

关键词: 垃圾堆场; 植物修复; 复合污染; 氮素; 群落结构; 冗余分析(db-RDA); 苜蓿

中图分类号: X171 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2022)10-4779-10 DOI: 10.13227/j.hjkk.202112006

Effect of Nitrogen on the Phytoremediation of Cd-PAHs Co-contaminated Dumpsite Soil by Alfalfa (*Medicago sativa* L.) and on the Soil Bacterial Community Structure

LI Yi-jia, MA Jun-wei*, LI Yu-qian, XIAO Chen, SHEN Xin-yi, XIU Yun, CHEN Jia-jun

(School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China)

Abstract: The key point in facing the demand for the disposal of waste storage in rural areas of China is to manage informal landfills. However, limited studies have been conducted to evaluate the phytoremediation efficiency of heavy metal and polycyclic aromatic hydrocarbon (PAHs) co-contaminated dumpsite soil with high ammonia nitrogen content. In this study, we selected the tolerant plant legume alfalfa (*Medicago sativa* L.) for a pot experiment to investigate the effects of nitrogen (N) (0, 10, and 50 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) on plant growth, the removal of pollutants, and soil bacterial community structure in Cd-PAHs co-contaminated soil, so as to evaluate the role of N in the process of phytoremediation of dumpsite soil. The results showed that the biomass of alfalfa under high co-contamination conditions (Cd: $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ and PAHs: $400 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) increased with N supply and was 6.0 and 6.3 times higher than that of the treatment without N supply, respectively. Furthermore, the lower N level promoted the growth of alfalfa in the low-contamination group (Cd: $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ and PAHs: $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), but the difference was not significant, and a high concentration of N significantly inhibited its growth. In addition, the phytoremediation efficiency for Cd in the low-contamination group ranged from 5.58% to 7.49%, and N significantly increased the efficiency in the high co-contamination group from 0.95% to 3.02%. Compared with the removal of phenanthrene, N had a stronger influence on the removal of pyrene. Meanwhile, alfalfa could promote the removal of them in soil, among which the degradation of PAHs by microorganisms was dominant, whereas the contribution of the plant uptake pathway was less than 0.21%. As reflected by distance-based redundancy analysis (db-RDA), PAHs and Cd were the main factors affecting the structure of the microbial community; moreover, N had a greater effect on bacterial community composition in the single Cd-contamination and high co-contamination groups, promoting genera with bioremediation effects as the dominant soil bacterial communities, including *Arthrobacter*, *Microbacterium*, and *Novosphingobium*. This study will provide a theoretical basis for the remediation of dumpsites as well as informal landfills with contaminated soil.

Key words: open dumpsite; phytoremediation; co-contamination; ammonia nitrogen; community structure; distance-based redundancy analysis (db-RDA); alfalfa

随着我国城市化进程的加快和人民生活水平的不断提高, 城市和农村生活垃圾产生量迅速增长, “垃圾围城”的风险不容忽视^[1], 在我国大部分城镇和乡村地区, 由于环保基础设施的缺乏, 仍然采用简易填埋的方式即利用周边的荒地和土坑等堆填垃圾, 导致大量非正规填埋堆场出现^[1,2]. 与标准卫生填埋场相比, 非正规垃圾填埋场缺少防渗等相关污染防治设施, 其产生的渗滤液会造成不同程度的土

壤及地下水污染^[3,4]. 除含有大量硫酸盐、氯化物、重金属(HMs)、多环芳烃(PAHs)和多溴联苯醚(PBDEs)等有害污染物和无机盐外^[2,5,6], 垃圾堆场

收稿日期: 2021-12-01; 修订日期: 2022-02-22

基金项目: 国家重点研发计划项目(2017YFA0605003); 国家自然科学基金项目(2012BAJ21B03-01)

作者简介: 李怡佳(1995~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为土壤污染修复, E-mail: liyijia_2018@mail.bnu.edu.cn

* 通信作者, E-mail: jwma@bnu.edu.cn

渗滤液含有高浓度氨氮,导致村镇垃圾堆放场污染土壤的特殊性^[4,7].此外,大部分垃圾堆放场与农田、牧区和居民生活区距离近,王晨等^[8]通过高分辨率卫星遥感影像发现,村镇垃圾堆场呈现出数量多、密度大和范围广的特点,且80%以上的垃圾堆场距离居民点不足100 m,对人类健康构成极大的安全隐患^[9].

植物修复作为成本低廉、简单高效且环境友好的技术,可以通过降解、代谢、吸收或解毒等途径去除污染物,已被广泛应用于修复各类污染土壤^[10~12].前期研究中,利用多种耐性植物对我国北方农村垃圾堆场富含氨氮的HMs-PAHs污染土壤进行修复,PAHs的最大去除率达81.3%,对Cd的富集系数均大于1^[13].氮素(N)作为影响植物生长的主要营养元素,已有研究表明,N可通过影响土壤中HMs的赋存形态和生物有效性、增加植物生物量和减轻氧化应激来有效改善植物对HMs的吸收^[14,15].N还会通过改变土壤碳氮比,从而影响有机污染物的降解,Johnson等^[16]的研究表明菲的矿化速率与土壤中初始N含量有关.然而,过量的NH₄⁺会引起植物毒性,阻碍种子萌发和根系生长^[17],同时还可能对微生物降解污染物具有抑制作用^[18].因此,在植物修复垃圾堆场污染土壤过程中,N可能在影响植物生理响应和修复效果方面发挥重要作用,然而不同供N水平对污染土壤植物修复效率的影响尚需进一步研究以增加其实际应用价值.

本研究选取根系发达和适应性强的苜蓿作为修复植物进行盆栽试验,分析不同供N水平对苜蓿生长和Cd-PAHs复合污染土壤修复效率的影响,并采用Illumina MiSeq高通量测序技术,探讨修复后土壤微生物群落变化情况,以期为我国非正规填埋场和垃圾堆场污染土壤生态修复提供理论依据.

1 材料与与方法

1.1 供试土壤及材料

供试土壤采自河北省保定市涞水县某村生活垃圾堆场附近未污染农田表层土(0~20 cm),土质以碳酸盐褐土、页岩残积褐土为主,其基本理化性质见表1.土壤经自然风干,挑出杂物磨碎过2 mm尼龙筛后供盆栽试验使用.

供试紫花苜蓿(*Medicago sativa* L.)种子购于北京正道生态科技有限公司.选取颗粒饱满、大小均匀的种子经3%的H₂O₂溶液浸泡20 min消毒处理,用无菌水冲洗3次,超纯水浸泡24 h后播种于育苗钵中,待幼苗长到一定高度,挑选长势相同、剪去顶

芽的幼苗移栽至花盆中进行盆栽试验,每盆各15株.

本试验选取菲(phenanthrene, Phe)和芘(pyrene, Pyr)为PAHs代表(购自Aldrich-Sigma公司),纯度均大于98%.CdCl₂·2.5H₂O(分析纯)购自北京科杰尔生物科技有限公司.

表1 供试土壤理化性质¹⁾

Table 1 Physicochemical properties of the tested soil

| 指标 | 数值 | 指标 | 数值 |
|---|-------------|--|---------------|
| pH | 8.53 | $\omega(\text{Zn})/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | 26.51 ± 11.79 |
| $\omega(\text{粉砂})/\%$ | 7.89 | $\omega(\text{Cu})/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | 16.56 ± 0.81 |
| $\omega(\text{砂粒})/\%$ | 92.11 | $\omega(\text{Pb})/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | 35.51 ± 8.82 |
| $\omega(\text{总有机碳})/\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ | 4.47 ± 0.54 | $\omega(\text{Cd})/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | 0.11 ± 0.04 |
| $\omega(\text{总氮})/\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ | 0.66 ± 0.15 | $\omega(\text{As})/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | 8.25 ± 0.37 |
| $\omega(\text{总磷})/\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ | 0.40 ± 0.02 | $\omega(\text{Cr})/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | 41.78 ± 0.37 |

1) 数据表示为平均值 ± 标准偏差 (n = 3)

1.2 试验设计

根据前期对垃圾堆放场地污染特征调查,本试验共设计11个处理(表2),其中含有两个不种植植物的对照组,于2019年8~10月在北京师范大学温室花房中进行盆栽试验.

表2 各处理组污染物含量设计

Table 2 Design of pollutant concentration in each treatment

| 处理 | | 含量/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | | | |
|--------------|-------|------------------------------------|----|-----|-----|
| | | NH ₄ ⁺ -N | Cd | Phe | Pyr |
| 无植物 (对照组) | SCP1 | 0 | 1 | 50 | 50 |
| | SCP2 | 0 | 10 | 200 | 200 |
| 种植植物 | N0SC1 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | N1SC1 | 10 | 1 | 0 | 0 |
| | N2SC1 | 50 | 1 | 0 | 0 |
| | N0CP1 | 0 | 1 | 50 | 50 |
| | N1CP1 | 10 | 1 | 50 | 50 |
| | N2CP1 | 50 | 1 | 50 | 50 |
| | N0CP2 | 0 | 10 | 200 | 200 |
| | N1CP2 | 10 | 10 | 200 | 200 |
| | N2CP2 | 50 | 10 | 200 | 200 |

每个处理设置3个重复.首先CdCl₂溶液按照上述含量加入土壤,充分搅拌,保持田间持水量60%,熟化10 d.取少量Cd污染土与丙酮溶解的Phe和Pyr混合均匀.待丙酮完全挥发后,不断加入Cd污染土壤并充分搅拌,在相同条件下稳定1周,每盆装土1 kg.本试验处理的高、低污染组中土壤 $\omega(\text{总Cd})$ 初始值分别为(10.05 ± 0.02) mg·kg⁻¹和(1.03 ± 0.05) mg·kg⁻¹, $\omega(\text{Phe})$ 初始值分别为(200.15 ± 0.03) mg·kg⁻¹和(50.11 ± 0.04) mg·kg⁻¹, $\omega(\text{Pyr})$ 初始值分别为(200.04 ± 0.02) mg·kg⁻¹和(50.02 ± 0.10) mg·kg⁻¹.氨氮按目标浓度以NH₄Cl水溶液的形式加入土壤,随后移栽紫花苜蓿,幼苗在10~16℃温室内自然光照条件下生

长,期间保持田间持水量 60% 左右,移栽 65 d 后收获植物,采集苜蓿根系 0~5 cm 处根际土壤。将收获的苜蓿分为地上部和根部两部分,用自来水及去离子水冲洗,擦干后称取各部分鲜重,同时将土壤样品冷冻干燥并用研钵磨碎 (<0.25 mm),置于 4℃ 保存,用于土壤有效态 Cd 含量和 PAHs 含量的测定。根际土壤微生物样品采集时,首先晃动植物根部,去除根部松散的土壤后,使用无菌刷子从根部收集残留土壤作为根际样品,置于 -80℃ 冰箱保存,用于微生物高通量测序分析。

本试验结束后,测定无植物对照组低、高污染条件下土壤 ω (总 Cd) 分别为 (0.98 ± 0.01) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 (9.69 ± 0.20) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, ω (Phe) 分别为 (7.19 ± 0.81) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 (13.19 ± 0.98) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, ω (Phe) 分别为 (24.56 ± 1.80) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 (87.07 ± 1.77) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

1.3 测定项目及方法

按照《土壤检测》系列标准方法 (NY/T 1121) 测定 pH、机械组成和总有机碳等基本理化性质。土壤总 Cd 采用 HNO_3 : HF : HClO_4 (5:4:2, 体积比) 混合酸液消解,土壤有效态 Cd 含量采用 DTPA 浸提法 (GB/T 23739-2009),用电感耦合等离子体质谱仪 (ICP-MS, Shimadzu, ICPMS-2030, 日本) 测定。设置空白对照并使用国家标准土壤样品 GBW07406 (GSS-6) 进行质量控制,测定样品回收率在 92%~105% 之间。

PAHs 测定方法参照本课题组先前的研究^[5],具体为:用体积比为 1:1 的正己烷和二氯甲烷混合液 (萃取剂) 及二氟联苯 (回收率指示剂) 对冻干磨碎的土壤进行超声萃取,重复 3 次,将萃取液于 25℃ 水浴中旋蒸至 1 mL,然后过 2 g 硅胶柱,并用正己烷和二氯甲烷混合液 (7:3, 体积比) 洗脱;将洗脱液氮吹至 <1 mL,加入间三联苯 (内标),并用正己烷定容至 1 mL,利用气相色谱-质谱联用仪 (GC-MS, Varian 4000, 美国) 测定。具体上机条件参照文献^[5],测定样品回收率在 72%~94% 之间。

准确称量 0.5 g 土壤,根据 Fast DNA™ kit for Soil (MP Biomedicals Co., California, 美国) 试剂盒提取总 DNA,利用引物 799F (5'-AACMGATTAG ATACCCKG -3') 和 1193R (5'-ACGTCATCCCCACC TTCC -3') 进行 PCR 扩增,扩增体系为 20 μL : DNA 模板 10 ng、5 \times FastPfu 缓冲液 4 μL 、dNTPs 2 μL (2.5 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$)、0.8 μL 引物 (5 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$) 和 FastPfu 聚合酶 0.4 μL ,剩余体积用双蒸水补足。扩增程序为:95℃ 预变性 3 min, 27 个循环 (95℃ 变性 30 s, 55℃ 退火 30 s, 72℃ 延伸 45 s),最后 72℃ 延

伸 10 min。纯化后的 PCR 样本在 Illumina MiSeq 测序平台测序。测序得到的双端序列数据,首先根据 PE reads 之间的 overlap 关系,将成对的 reads 拼接成一条序列,同时对 reads 的质量和拼接效果进行质控,根据序列首尾两段的 barcode 和引物序列区分样品得到有效序列,并校正序列方向,即为优化数据。通过序列降噪方法 DADA2 对优化数据进行去噪,使用 SILVA database version 138 数据库作为参考序列并采用 classify-sklearn (Naive Bayes) 算法对扩增子序列变体 (amplicon sequence variant, ASV) 进行物种注释。

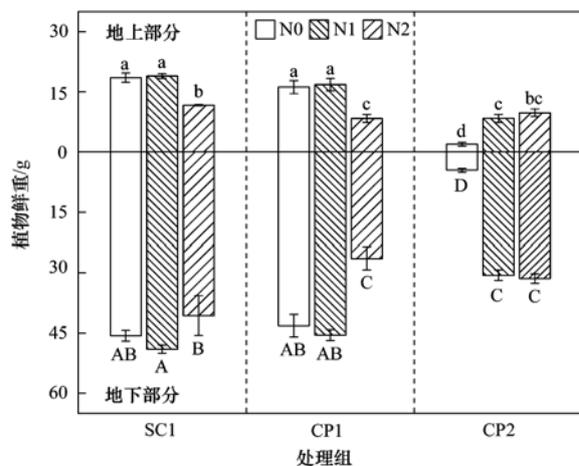
1.4 数据处理与分析

采用 Excel 2019 和 Origin 2017 进行数据处理和作图,运用 SPSS 20.0 进行单因素方差分析,采用最小显著差异法 (LSD) 比较数据组间的差异 ($P < 0.05$)。采用 Mothur 软件计算土壤中细菌的 Ace 指数、Chao 指数、Shannon 指数和 Simpson 指数。采用 R 语言的“ggtern”包对不同样本的物种组成进行比较分析。采用 R 语言的“vegan”包进行基于 Bray-Curtis 距离的冗余分析 (distance-based redundancy analysis, db-RDA),分析环境因子对土壤微生物群落结构的影响。

2 结果与分析

2.1 不同氮水平处理对污染土壤苜蓿生物量的影响

综合分析不同施 N 水平对单一和复合污染土壤中苜蓿生长的影响发现 (图 1),在低污染水平 (SC1 和 CP1 处理组) 下,随着施 N 量的增加,苜蓿的生物量呈现先增后降的趋势。与不添加 N 相比,

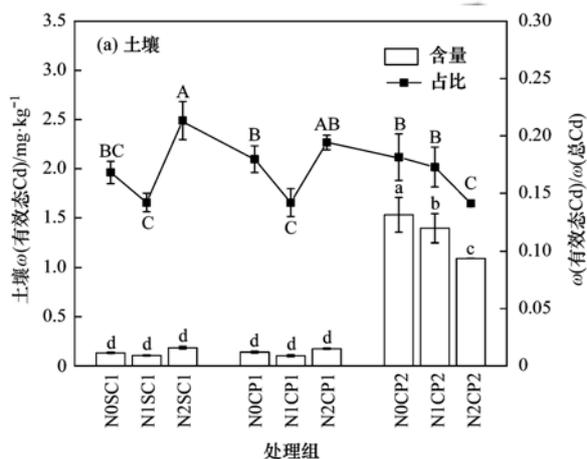


不同大写和小写字母分别表示植物根部和地上部不同处理间差异显著 ($P < 0.05$); N0、N1 和 N2 分别表示不同施氮水平,下同

图 1 不同施氮条件下 Cd-PAHs 污染土壤中苜蓿地上部和根部鲜重

Fig. 1 Root and shoot fresh weight of alfalfa grown in Cd and PAHs co-contaminated soil under different additions of N

低 N 水平 ($10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 处理分别使 SC1 和 CP1 处理组中苜蓿根部的生物量增加 6.82% 和 5.16%, 地上部的生物量增加 2.27% 和 3.58%, 但差异均不显著 ($P > 0.05$); 而高 N 水平 ($50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 对植物具有毒害作用, 苜蓿根部和地上部的生物量明显减少 ($P < 0.05$). 在高 PAHs-Cd 复合污染 (CP2 处理组) 下, 不同施氮水平对植物各部位生物量均有显著的提高. 低 N 条件下, 与对照相比苜蓿根部和地上部的生物量分别增加了 5.7 倍和 3.3 倍, 均达到显著水平 ($P < 0.05$); 在高 N 条件下, 与对照相比苜蓿根部和地上部的生物量分别增加了 5.9 倍和 4.0 倍, 均达到显著水平 ($P < 0.05$). 此外, 不同 Cd-PAHs 污染水平对苜蓿根部和地上部的生物量也产生显著影响, 与 CP1 污染处理组相比, CP2 处理组中不添加 N 和低 N 水平的苜蓿的生长受到不同程度的抑制, 并且在不添加 N 时表现得更为明显 ($P < 0.05$).



2.2 不同氮水平处理对污染土壤有效态 Cd 占比和植物吸收的影响

图 2(a) 中, 低污染条件下, 土壤有效态 Cd 含量随 N 含量增加先降低后升高, 但差异不显著; 高污染条件下, 较不加 N 处理, 土壤 ω (有效态 Cd) 在低 N 和高 N 水平下, 分别从 $1.53 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 降低到 $1.40 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $1.09 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 显著减少 9.07% 和 28.57% ($P < 0.05$). 土壤 Cd 的存在形态直接关系其生物有效性的差异, 本研究中不同处理条件下土壤有效态 Cd 占总 Cd 含量的比例范围为 0.14 ~ 0.21. 低污染组中, 高 N 水平可显著增加低污染组中土壤有效态 Cd 含量占比, 与不添加 N 相比, N2SC1 和 N2CP1 处理组增幅分别为 26.96% 和 8.08%; 但高污染组中, N 的添加会降低土壤有效态 Cd 占比, N1CP2 和 N2CP2 处理组降幅分别为 4.77% 和 22.23%.

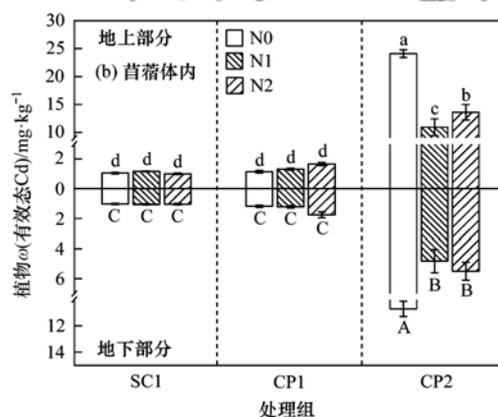


图 2 不同施氮条件复合污染土壤和植物中有效态 Cd 含量

Fig. 2 Concentrations of available Cd in soil and in alfalfa grown in Cd and PAHs co-contaminated soil under different additions of N

由图 2(b) 可知, 随着污染程度的增加, 苜蓿地上和地下部分 Cd 含量显著增加. 此外, 不同 N 水平处理对高污染处理组苜蓿体内 Cd 含量有显著影响, 含量大小顺序依次为: N0CP2 > N2CP2 > N1CP2. 其中, N0CP2 处理组植物地上和地下部分 ω (有效态 Cd) 分别为 $24.10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $10.71 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. 然而, 植物修复重金属污染土壤能力的大小不仅取决于植物体内重金属含量还和植物生物量有关, 植物修复效率可通过植物可收获部分提取的重金属总量与土壤中同种重金属量的比值得到. 本研究中, 高污染条件下, N 素提高了 Cd 的修复效率, 修复效率从 0.95% (N0CP2 处理组) 最高升高到 3.02% (N2CP2 处理组); 低污染条件下, 苜蓿修复效率在 5.58% ~ 7.49%.

2.3 不同氮水平处理对污染土壤中 PAHs 的去除和植物吸收的影响

表 3 为 65 d 后不同处理条件下土壤中 PAHs 的

去除和苜蓿中 PAHs 情况. 在低污染条件下, 种植苜蓿土壤中 Phe 和 Pyr 的去除率分别比无植物对照组高约 9.99% 和 17.80% (N0CP1 和 SCP1 处理组), 尽管在高污染土壤中, 苜蓿生物量较小 (N0CP2 处理组), 种植苜蓿土壤中 Phe 和 Pyr 的去除率仍然显著高于对照组, 植物修复 Phe 和 Pyr 污染土壤效果明显. 另外, 相同处理土壤中 Phe 的去除率明显高于 Pyr, 种植苜蓿土壤中 Phe 的去除率均在 95.00% 以上, 特别是 N1CP1 处理组和 N2CP2 处理组, Phe 的去除率分别达到 98.00% 和 98.01%; 而 Pyr 的去除率变化范围介于 78.10% ~ 91.44% 之间, 具体而言, N2CP1 处理组 Pyr 的去除率显著低于 N0CP1 和 N1CP1 处理组, 而 N 的施加显著促进了高污染组 Pyr 的去除 ($P < 0.05$), 低 N 水平和高 N 水平处理增幅分别为 7.05% 和 9.15%.

随土壤中 Phe 和 Pyr 浓度提高, 苜蓿根和地上

部分 Phe 和 Pyr 含量显著增加 ($P < 0.05$), 且 Pyr 含量明显大于 Phe. 此外, 同一处理的地上部 Phe 和 Pyr 含量小于根, PAHs 优先在根系中积累, 根内 Phe 和 Pyr 的含量与其在土壤中的残留浓度也呈显著正相关 ($P < 0.05$), 见表 4. 植物促进土壤中 Phe 和 Pyr 的去除主要包括两个方面: 植物直接吸收污染物和

植物促进微生物对污染物的降解作用. 通过有和无植物土壤中 Phe 和 Pyr 总去除量相比, 并根据种植苜蓿的 PAHs 吸收量, 可以发现在不添加 N 条件下, 低污染处理组中植物吸收对植物促进 Phe 和 Pyr 去除的贡献仅为 0.078% 和 0.207%, 高污染处理组为 0.025% 和 0.019%.

表 3 修复 65 d 后不同处理条件下污染土壤中 PAHs 浓度、去除率和 PAHs 吸收量¹⁾

Table 3 PAHs concentration and removal rate in contaminated soil and PAHs absorbing capacity of alfalfa after 65 days of phytoremediation under different treatments

| 处理 | 土壤含量/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | | 去除率/% | | 植物根含量/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | |
|-------|--------------------------------------|--------------|----------------|---------------|---------------------------------------|------------------|
| | Phe | Pyr | Phe | Pyr | Phe | Pyr |
| SCP1 | 7.19 ± 0.81 | 13.19 ± 0.98 | 85.66 ± 1.62d | 73.64 ± 1.95d | — | — |
| SCP2 | 24.56 ± 1.80 | 87.07 ± 1.77 | 87.73 ± 0.90c | 56.48 ± 0.89e | — | — |
| NOCP1 | 2.18 ± 0.31 | 4.28 ± 0.27 | 95.65 ± 0.61b | 91.44 ± 0.54a | 0.0809 ± 0.0158b | 0.4051 ± 0.0436d |
| N1CP1 | 1.00 ± 0.01 | 3.13 ± 0.36 | 98.00 ± 0.01a | 93.74 ± 0.42a | 0.0309 ± 0.0017d | 0.3598 ± 0.0147d |
| N2CP1 | 1.53 ± 0.37 | 8.21 ± 1.39 | 96.95 ± 0.74ab | 83.58 ± 2.78b | 0.0369 ± 0.0033d | 0.6110 ± 0.0910c |
| NOCP2 | 5.02 ± 0.91 | 43.80 ± 1.30 | 97.49 ± 0.46a | 78.10 ± 0.65c | 1.2289 ± 0.0149a | 1.7810 ± 0.0271a |
| N1CP2 | 4.68 ± 1.09 | 29.70 ± 2.27 | 97.67 ± 0.54a | 85.15 ± 1.13b | 0.0984 ± 0.0147b | 1.1993 ± 0.0495b |
| N2CP2 | 3.99 ± 0.26 | 25.50 ± 0.60 | 98.01 ± 0.13a | 87.25 ± 0.30b | 0.0602 ± 0.0074c | 0.6596 ± 0.0778c |

| 处理 | 植物地上部含量/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | | PAHs 吸收量/ $\mu\text{g}\cdot\text{盆}^{-1}$ | |
|-------|---|-------------------|---|----------------|
| | Phe | Pyr | Phe | Pyr |
| SCP1 | — | — | — | — |
| SCP2 | — | — | — | — |
| NOCP1 | 0.0257 ± 0.0014c | 0.0730 ± 0.0107cd | 3.90 ± 0.78b | 18.48 ± 2.47bc |
| N1CP1 | 0.0169 ± 0.0016d | 0.0857 ± 0.0058c | 1.69 ± 0.06c | 17.79 ± 0.46bc |
| N2CP1 | 0.0193 ± 0.0033d | 0.0585 ± 0.0082d | 1.14 ± 0.22c | 16.47 ± 2.76c |
| NOCP2 | 0.0486 ± 0.0044a | 0.0734 ± 0.0026cd | 5.69 ± 1.03a | 8.26 ± 1.51d |
| N1CP2 | 0.0408 ± 0.0041b | 0.2498 ± 0.0282a | 3.34 ± 0.23b | 38.81 ± 4.02a |
| N2CP2 | 0.0221 ± 0.0007c | 0.2080 ± 0.0050b | 2.12 ± 0.42c | 22.84 ± 4.08b |

1) 数据表示为平均值 ± 标准偏差 ($n=3$); 同列不同小写字母表示处理间的差异显著 ($P < 0.05$); “—”表示该处理无此数据

表 4 污染土壤与植物体内 PAHs 含量的 Pearson 相关分析¹⁾

Table 4 Pearson correlation analysis of PAHs content in plants and contaminated soil

| 土壤 | 根 | | 地上部 | |
|-----|-----|---------|-----|---------|
| | Phe | Pyr | Phe | Pyr |
| | Phe | 0.565* | — | 0.744** |
| Pyr | — | 0.930** | — | 0.400 |

1) * 表示在 $P < 0.05$ 水平上显著相关, ** 表示在 $P < 0.01$ 水平上显著相关; “—”表示无相关数据

2.4 不同氮水平处理对土壤细菌群落结构的影响

2.4.1 土壤细菌群落多样性

本研究每个样品的有效序列数范围为 15 861 ~ 23 398 个, 平均长度为 377 bp. 降噪后的序列数范围为 6 414 ~ 10 503 个, ASV 数目为 240 ~ 354 个, 平均测序覆盖率为 99%, 表明测序结果接近样本中微生物群落结构的实际情况. 不同处理条件下土壤中微生物 α 多样性指数如表 5 所示. ACE 和 Chao 指数反映微生物群落的丰度, 数值越大表明菌群丰度越高; Shannon 和 Simpson 指数反映微生物群落的多样性, Shannon 指数越大、Simpson 指数越小表明多

样性越高. 结果表明, SC1 和 CP1 污染处理组中, 土壤细菌的 ACE 和 Chao 指数随施 N 量的增加, 呈现先增后降的趋势; 而 N 的施加显著降低了 CP2 污染处理组土壤细菌的 ACE 和 Chao 指数. 各样本间的 Shannon 和 Simpson 指数差异不大. 此外, 污染水平也会影响土壤微生物群落多样性, 在不添加氮的对照组中, 随着污染程度的增加, ACE、Chao 和 Shannon 指数均呈现出增加的趋势, Simpson 指数无明显差异.

2.4.2 土壤细菌群落分类学组成及冗余分析

利用 Ternary 三元相图比较了不同施 N 条件对同一污染水平土壤细菌群落组成在属水平上的影响. 相同颜色不同的点代表了细菌同一科水平下不同的属, 点的大小代表该属在不同样本当中平均相对丰度, 点的位置代表了该属在不同样本中的分布比例 (图 3, 图例为细菌科水平分类). 在 SC1 处理组中 [图 3 (a)], 最优势属为类诺卡氏菌属 (*Nocardoid*), 相对丰度平均值为 5.71%, 其次是鞘氨醇单胞菌属 (*Sphingomona*), 相对丰度平均值为 4.70%, 其中在 N2SC1 样本中, 两类菌属分布比例

表 5 不同处理条件下土壤中细菌群落多样性指数¹⁾

Table 5 Diversity index of bacterial community in soil under different treatments

| 处理 | ACE 指数 | Chao 指数 | Shannon 指数 | Simpson 指数 |
|-------|------------------|------------------|---------------|-------------------|
| NOSC1 | 258.18 ± 14.28c | 258.00 ± 11.71c | 5.24 ± 0.18b | 0.0063 ± 0.0010ab |
| N1SC1 | 318.41 ± 14.51ab | 318.08 ± 13.86ab | 5.50 ± 0.10a | 0.0048 ± 0.0008b |
| N2SC1 | 272.19 ± 18.83bc | 272.00 ± 21.90bc | 5.33 ± 0.14ab | 0.0060 ± 0.0014ab |
| NOCP1 | 285.48 ± 29.12bc | 290.50 ± 27.18bc | 5.22 ± 0.11b | 0.0083 ± 0.0035a |
| N1CP1 | 299.82 ± 15.51b | 299.62 ± 13.38b | 5.35 ± 0.13ab | 0.0067 ± 0.0020ab |
| N2CP1 | 261.70 ± 27.32c | 261.50 ± 2.27c | 5.25 ± 0.09b | 0.0066 ± 0.0023ab |
| NOCP2 | 354.11 ± 23.11a | 354.88 ± 25.86a | 5.50 ± 0.07a | 0.0057 ± 0.0021ab |
| N1CP2 | 240.00 ± 26.29c | 240.00 ± 27.63c | 5.15 ± 0.11b | 0.0081 ± 0.0018ab |
| N2CP2 | 290.46 ± 23.44bc | 290.06 ± 26.70bc | 5.28 ± 0.19ab | 0.0073 ± 0.0012ab |

1) 同列不同小写字母表示处理间的差异显著 ($P < 0.05$)

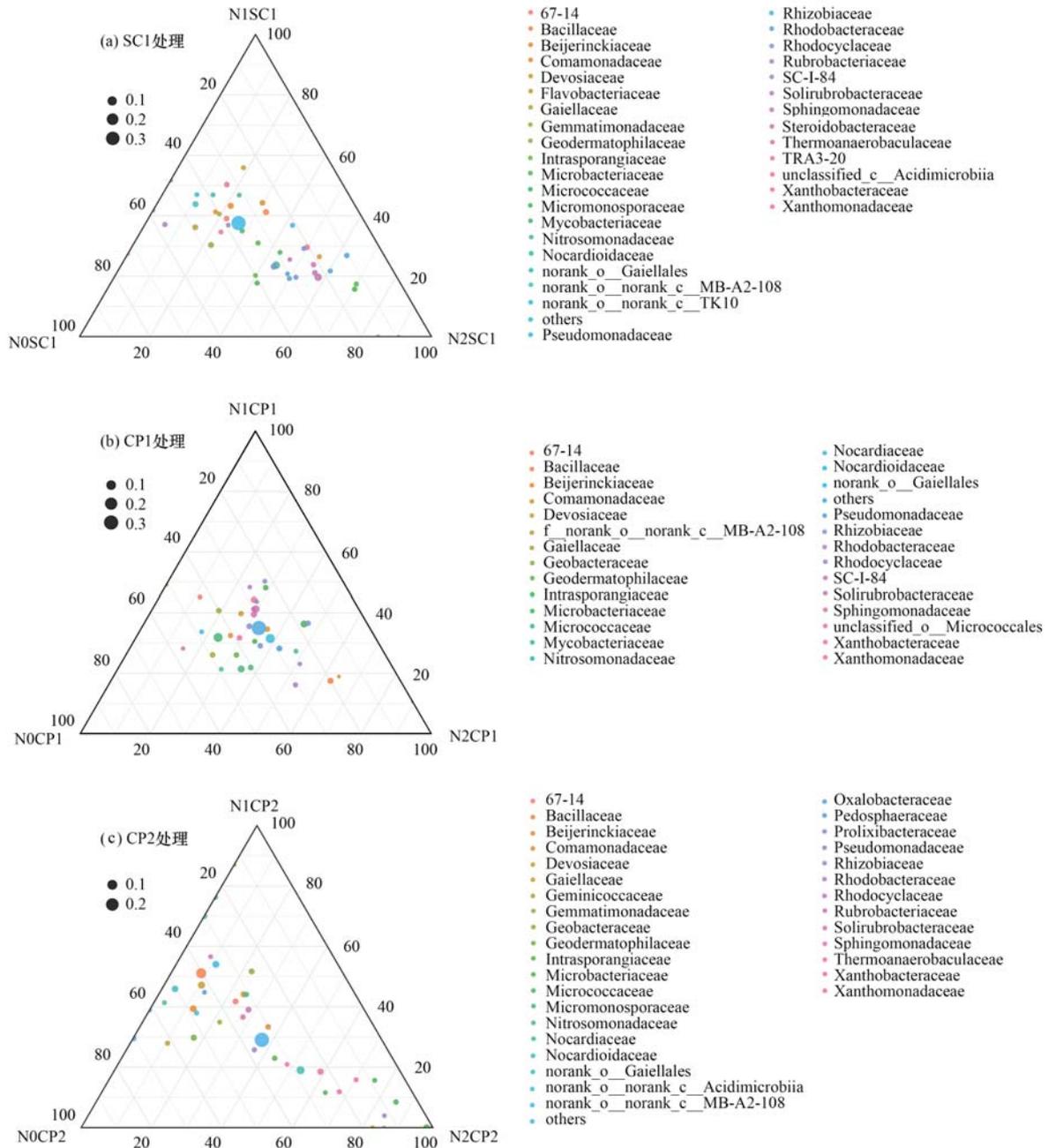


图 3 相同污染处理组中不同施氮条件下土壤细菌群落在属水平上的相对丰度

Fig. 3 Relative abundance of bacteria communities on genus-level in the same polluted soil under N addition

最高, 分别占 44.02% 和 57.98%; 类诺卡氏菌属 (*Nocardioidea*) 同样是 CP1 处理组中的最优势属 [图 3(b)], 其相对丰度平均值为 8.51%, 其次是未分类的微球菌 (unclassified *Micrococcaceae*, 7.94%), 且在 NOCP1 样本中分布比例较高, 占 44.71%。此外, 鞘氨醇单胞菌属 (*Sphingomonas*) 和细杆菌属 (*Microbacterium*) 相对丰度也较高, 分别为 4.68% 和 3.44%, 不同处理分布比例不同, 在 N1CP1 和 N2CP1 样本中分布比例较高; 在 CP2 处理组中 [图 3(c)], 芽孢杆菌属 (*Bacillus*) 为最优势属, 相对丰度平均值为 10.70%, 其次是类诺卡氏菌属 (*Nocardioidea*, 5.15%) 和 *Gaiella* (3.37%), 且类诺卡氏菌属 (*Nocardioidea*) 在不同污染水平土壤细菌群落组成显示出相同的趋势, 在高 N 处理样本中含量较高。此外, 细杆菌属 (*Microbacterium*)、索氏菌属 (*Thauera*)、鞘氨醇单胞菌属 (*Sphingomonas*)、未分类的微球菌 (unclassified *Micrococcaceae*)、剑菌属 (*Ensifer*)、新鞘脂菌属 (*Novosphingobium*) 和节杆菌属 (*Arthrobacter*) 等, 在 N2SC1 和 N2CP2 样本中分布比例较高。

采用基于 Bray-Curtis 距离的冗余分析 (db-RDA) 探究氮素、PAHs 和 Cd 对污染土壤微生物群落组成的影响 (图 4)。结果发现, 第一和第二排序轴占总特征值的 38.42%。其中, PAHs 和 Cd 显著影响土壤微生物群落分布 ($P < 0.05$), 且影响程度较大, 决定系数 r^2 分别为 0.92 和 0.88。虽然氮素对菌群结构的影响未达到显著水平 ($P = 0.367$), 但高 N 水平处理对 SC1 和 CP2 污染组土壤细菌群落组成影响更大, 低 N 水平对土壤细菌群落结构影响不大;

另外, 各环境因子间也呈现正相关。

3 讨论

氮素是影响植物生长最主要的营养元素, 但对于污染退化土壤, 其可利用氮素往往低于植物生长所需, 常常需要外加氮源来保证植物生长^[14,19]。本研究中不同 N 素的施用水平对苜蓿生长的影响存在差异。在高 Cd-PAHs 复合污染条件下, 随着施 N 量的增加生物量显著提高, 缓解 PAHs 和 Cd 对植物生长的胁迫作用。在低 Cd 和 Cd-PAHs 复合污染条件下, 低 N 水平促进了苜蓿的生长, 而在高 N 水平其生长受到抑制。李继光等^[20]的研究结果也表明, 在一定范围内随着供 N 水平的增加能显著地提高修复植物的生物产量和各项根系形态的指标, 并促进其对 Cd 的吸收。本研究中, 随着施 N 量的增加, 低污染水平土壤中的苜蓿生物量出现降低趋势可能是由于土壤中不合适的 C:N 造成的^[21]。与高分子量 PAHs 完全依赖共代谢降解不同, 3~4 环多环芳烃可作为污染土壤微生物的碳源^[22]。Thompson 等^[23]的研究表明, 通过在 Pyr 污染土壤中添加无机氮, 调整适宜的土壤 C:N, 百慕大草 (*Cynodon dactylon*) 生长显著改善。而过量的 NH_4^+ 会引起植物毒性, 阻碍种子萌发和根系生长^[17]。此外, 在不添加氮的对照组中, 单一和复合污染条件下, 随着不同处理浓度的变化直接影响到苜蓿的生长发育, 王宗硕^[24]也观察到类似现象, 这可能是因为高浓度的重金属会对植物产生严重的毒性胁迫, 同时, 高浓度的 PAHs 通过产生过量活性氧诱导氧化应激, 抑制植物的净光合速率, 二者的协同效应也可能加剧污染物的植物毒性, 从而威胁植物的生长发育, 导致其生物量下降^[25,26]。

土壤中有有效态重金属含量可被植物根部直接吸收并决定对环境的危害程度, 是修复重金属污染土壤的关键^[27]。本研究中, 不同 N 水平处理显著影响土壤 Cd 的存在形态, 低污染条件下, 高浓度 N 对 Cd 具有一定的活化作用, 而高污染条件下, 随 N 的添加有效态 Cd 占比显著降低。一方面, 可能是由于 NH_4^+ 与重金属离子发生置换作用, 从而降低土壤对重金属的吸附, 提高其有效性^[28]; NH_4^+ 还可通过土壤中发生的硝化作用, 释放 H^+ , 并被植物根系吸收后, 通过释放 H^+ , 降低土壤 pH 值, 引起土壤中 Cd 形态转变, 进而提高有效态 Cd 含量^[29,30]。另一方面, N 素的供给除影响 Cd 有效性外, 还会使植物代谢增强, 促进对 Cd 的吸收^[31]。因此在 N 素对 Cd 形态转化的促进作用和植物较强的 Cd 吸收的共同作用下, 导致了以上结果产生差异。金属生物有效性提

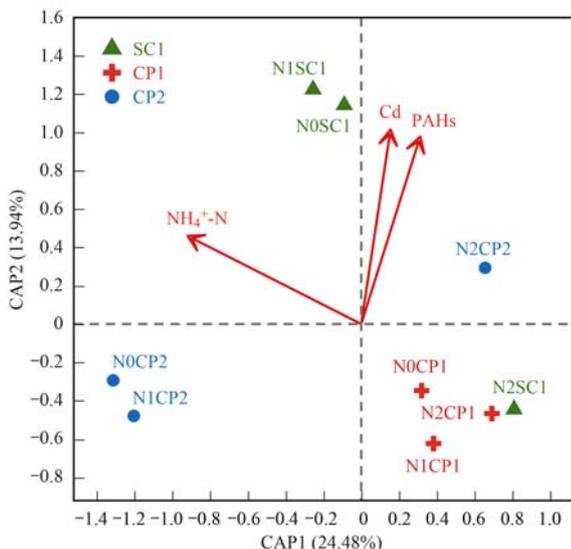


图 4 污染土壤中微生物群落与环境因子相关性的 db-RDA 分析

Fig. 4 The db-RDA plots of correlation between the bacteria communities and environmental variables of polluted soil

高和根际微生物活性增强,是强化植物提取重金属的重要特征^[32,33],有研究报道,芽孢杆菌属(*Bacillus*)和节杆菌属(*Arthrobacter*)是对重金属具有抗性的根际促生菌(plant-growth-promoting rhizobacteria, PGPR),可以忍受极端环境和较低的底物利用率,并通过刺激根系生长、产生金属螯合剂和提高土壤酶活性和养分有效性,增强植物对重金属胁迫的耐受性和吸收^[34,35].这一结果在本研究中得到证实,高污染组苜蓿体内 Cd 含量显著增加,对重金属具有较强的耐受机制.然而植物对重金属污染土壤的修复效率需要综合考虑其生长情况和对重金属的吸收情况^[36],本研究中,高污染条件下,施加 N 可以提高修复效率,这与 Shen 等^[15]的研究结果一致,外源施 N 可以缓解高浓度污染胁迫下植物组织的氧化损伤,从而促进金属吸收,提高修复效率.相较于生长速率和生物量通常较低的超富集植物,紫花苜蓿、黑麦草等牧草类高积累植物由于具有较高生物量、生态适应性和较强的重金属吸收能力,在一定程度上更具有实际修复意义.根部作为牧草对重金属积累调控的关键部位^[37],在重度污染场地中,利用一些物理和化学等方法通过增加其根部生物量和重金属的获取以在实际应用中最大程度提高高积累植物的修复效率^[38,39].

本研究结果还表明,修复 65 d 后,种植植物土壤中的 Phe 和 Pyr 去除率高,植物对土壤中 Phe 和 Pyr 降解的促进作用明显.各污染处理组土壤中 Phe 的去除率均高于 Pyr,这可能和 PAHs 的种类有关^[40].PAHs 在土壤中的耗散机制主要包括生物降解、转化,植物吸收和代谢以及挥发、光氧化和浸出等物理化学过程.对于 4 环及以上高分子量 PAHs,挥发作用可以忽略不计;而植物对 PAHs 的吸收和代谢贡献较小,高彦征等^[41]的研究表明植物吸收不是植物促进土壤中 Phe 和 Pyr 去除的主要原因,其贡献小于 0.54%,与本研究的结果一致,因此植物促进微生物的降解作用可能是本研究中 PAHs 去除的主要途径.一方面,植物产生的根系分泌物可刺激微生物对有机污染物的矿化作用^[19],另一方面,芽孢杆菌属(*Bacillus*)、鞘氨醇单胞菌属(*Sphingomonas*)、类诺卡氏菌属(*Nocardioide*)和剑菌属(*Ensifer*)被证实具有降解 PAHs 的能力,特别是可以利用 Phe 作为唯一的碳源和能源^[42~44].另外,db-RDA 表明,PAHs 和 Cd 能够显著影响土壤中细菌群落的结构,高 N 水平处理使单一 Cd 污染和高污染组中的节杆菌属(*Arthrobacter*)、细杆菌属(*Microbacterium*)和新鞘脂菌属(*Novosphingobium*)成为土壤中的优势细菌群落,它们在污染土壤的生物

修复中发挥重要作用^[45,46].因此,在外界生长环境的氮素含量未达到植物生长的最适临界点情况下,适当的供氮水平(C:N 适宜)可以缓解污染物对修复植物生长的胁迫作用,同时通过改善土壤微生物群落结构,提高对 Cd 和 PAHs 的修复效率,但是值得注意的是,在修复富含氮的非正规填埋场或垃圾堆放场污染土壤过程中,不能简单地将适用于一种修复植物或一种污染土壤的情况推广到其他修复植物和不同程度污染土壤,必须开展相应地模拟试验,或借助农艺施肥措施进行调控,以使修复效果最大化.

4 结论

(1)低 N 水平($10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)能促进低污染条件下苜蓿的生长,其中以单一 Cd 污染处理组苜蓿生物量最高,而高 N 水平处理($50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)则显著抑制其生长;在高浓度复合污染条件下,不同氮水平处理对植物各部位生物量均有显著地提高($P < 0.05$).

(2)N 的添加显著影响土壤有效态 Cd 占比,且显著提高高复合污染条件下植物的修复效率,从 0.95% 增加到 3.02%;低污染条件下,植物修复效率在 5.58%~7.49%.

(3)低污染条件下,土壤 PAHs 的去除率随施 N 量的增加呈现先增后降的趋势;在高复合污染下,N 对土壤 Pyr 的去除具有一定的促进作用,低 N 水平和高 N 水平处理增幅分别为 7.05% 和 9.15%.植物促进土壤中 PAHs 的去除主要包括两个方面:植物直接吸收 PAHs 和植物促进微生物对 PAHs 的降解作用.其中,微生物的降解作用占主导地位,而植物的吸收作用占比小于 0.21%.

(4)冗余分析显示 PAHs 和 Cd 是影响土壤微生物群落结构的主要因素,此外,高 N 水平处理对单一 Cd 污染和高污染组中细菌群落分布影响更大,促进具有生物修复作用的菌属成为土壤优势细菌群落,如节杆菌属(*Arthrobacter*)、细杆菌属(*Microbacterium*)和新鞘脂菌属(*Novosphingobium*)等.

参考文献:

- [1] 陈安,陈晶睿,崔晶,等.中国 31 个直辖市和省会(首府)城市“垃圾围城”风险与对策研究——基于 DIIS 方法的实证研究[J].中国科学院院刊,2019,34(7):797-806.
Chen A, Chen J R, Cui J, et al. Research on risks and countermeasures of “cities besieged by waste” in China-An empirical analysis based on DIIS [J]. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2019, 34(7): 797-806.
- [2] 胡馨然,杨斌,韩智勇,等.中国正规、非正规生活垃圾填埋场地下水典型污染指标特性比较分析[J].环境科学学

- 报, 2019, **39**(9): 3025-3038.
- Hu X R, Yang B, Han Z Y, *et al.* Comparison of the characteristics of typical pollutants in the groundwater between sanitary and non-sanitary landfills in China [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2019, **39**(9): 3025-3038.
- [3] Han Z Y, Ma H N, Shi G Z, *et al.* A review of groundwater contamination near municipal solid waste landfill sites in China [J]. *Science of the Total Environment*, 2016, **569-570**: 1255-1264.
- [4] Jiang Y, Li R, Yang Y N, *et al.* Migration and evolution of dissolved organic matter in landfill leachate-contaminated groundwater plume [J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2019, **151**, doi: 10.1016/j.resconrec.2019.104463.
- [5] Ma J W, Gao C, Yan H X, *et al.* Characteristics, sources, and in situ phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbon in rural dumpsites [J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2019, **19**(12): 3945-3953.
- [6] Oloruntoba K, Sindiku O, Osibanjo O, *et al.* Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) concentrations in soil and plants around municipal dumpsites in Abuja, Nigeria [J]. *Environmental Pollution*, 2021, **277**, doi: 10.1016/j.envpol.2021.116794.
- [7] 高绍博, 李瑞, 席北斗, 等. 海积平原区某非正规垃圾填埋场地下水氨氮污染模拟研究 [J]. *环境科学学报*, 2019, **39**(10): 3535-3541.
- Gao S B, Li R, Xi B D, *et al.* Simulation study about ammonia nitrogen pollution of groundwater in an informal landfill site in the sea plain area [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2019, **39**(10): 3535-3541.
- [8] 王晨, 殷守敬, 孟斌, 等. 京津冀地区非正规垃圾场地遥感监测分析 [J]. *高技术通讯*, 2016, **26**(8): 799-807.
- Wang C, Yin S J, Meng B, *et al.* Analysis of the non-regular garbage sites in the region of Beijing, Tianjin and Hebei using remote sensing monitoring images [J]. *Chinese High Technology Letters*, 2016, **26**(8): 799-807.
- [9] 叶舒帆, 郭永生, 潘霞, 等. 某非正规垃圾填埋场场地调查与污染评价 [J]. *环境工程*, 2021, **39**(3): 214-219.
- Ye S F, Guo Y S, Pan X, *et al.* Investigation and evaluation of heavy metals in an informal landfill site [J]. *Environmental Engineering*, 2021, **39**(3): 214-219.
- [10] Dai Y Y, Liu R, Zhou Y M, *et al.* Fire Phoenix facilitates phytoremediation of PAH-Cd co-contaminated soil through promotion of beneficial rhizosphere bacterial communities [J]. *Environment International*, 2020, **136**, doi: 10.1016/j.envint.2019.105421.
- [11] Zhang X Y, Su C, Liu X Y, *et al.* Effect of plant-growth-promoting rhizobacteria on phytoremediation efficiency of *Scirpus triquetus* in pyrene-Ni co-contaminated soils [J]. *Chemosphere*, 2020, **241**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.125027.
- [12] 秦芙蓉, 张仕颖, 夏运生, 等. 来利山锡尾矿区优势植物调查与生态修复潜力分析 [J]. *环境科学*, 2021, **42**(8): 3963-3970.
- Qin F R, Zhang S Y, Xia Y S, *et al.* Investigation of dominant plants and analysis of ecological restoration potential in Lailishan Tin Tailings [J]. *Environmental Science*, 2021, **42**(8): 3963-3970.
- [13] 闫红霞. 华北地区农村生活垃圾堆放场地植物修复研究 [D]. 北京: 北京师范大学, 2016.
- Yan H X. The phytoremediation of rural dumpsite in north China [D]. Beijing: Beijing Normal University, 2016.
- [14] 郭俊梅, 杨俊兴, 杨军, 等. 田间条件下养分调控八宝景天 Cd 修复效率 [J]. *环境科学*, 2020, **41**(9): 4226-4233.
- Yang J M, Yang J X, Yang J, *et al.* Effect of nutrient regulation and control on Cd accumulation efficiency of *hylotelephium spectabile* under field conditions [J]. *Environmental Science*, 2020, **41**(9): 4226-4233.
- [15] Shen G T, Ju W L, Liu Y Q, *et al.* Impact of urea addition and rhizobium inoculation on plant resistance in metal contaminated soil [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2019, **16**(11), doi: 10.3390/ijerph16111955.
- [16] Johnson C R, Scow K M. Effect of nitrogen and phosphorus addition on phenanthrene biodegradation in four soils [J]. *Biodegradation*, 1999, **10**(1): 43-50.
- [17] Yang L, Sun T T, Liu Y L, *et al.* Photosynthesis of alfalfa (*Medicago sativa*) in response to landfill leachate contamination [J]. *Chemosphere*, 2017, **186**: 743-748.
- [18] Yu H Y, Wang Y K, Chen P C, *et al.* The effect of ammonium chloride and urea application on soil bacterial communities closely related to the reductive transformation of pentachlorophenol [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2014, **272**: 10-19.
- [19] Chen J, Zhou H C, Wang C, *et al.* Short-term enhancement effect of nitrogen addition on microbial degradation and plant uptake of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in contaminated mangrove soil [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2015, **300**: 84-92.
- [20] 李继光, 李廷强, 朱恩, 等. 氮对超积累植物东南景天生长和镉积累的影响 [J]. *水土保持学报*, 2007, **21**(1): 54-58.
- Li J G, Li T Q, Zhu E, *et al.* Effects of nitrogen fertilizer on growth and cadmium accumulation in hyperaccumulator of *Sedum alfredii* hance [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2007, **21**(1): 54-58.
- [21] Teng Y, Luo Y M, Ping L F, *et al.* Effects of soil amendment with different carbon sources and other factors on the bioremediation of an aged PAH-contaminated soil [J]. *Biodegradation*, 2010, **21**(2): 168-178.
- [22] Joner E J, Corgié S C, Amellal N, *et al.* Nutritional constraints to degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in a simulated rhizosphere [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, **34**(6): 859-864.
- [23] Thompson O A, Wolf D C, Mattice J D, *et al.* Influence of nitrogen addition and plant root parameters on phytoremediation of pyrene-contaminated soil [J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2008, **189**(1-4): 37-47.
- [24] 王宗硕. 植物对镉-芘复合污染土壤修复效果研究 [D]. 郑州: 郑州大学, 2020.
- Wang Z S. Effect of plants on the remediation of cadmium and pyrene compound polluted soil [D]. Zhengzhou: Zhengzhou University, 2020.
- [25] Lin Q, Shen K L, Zhao H M, *et al.* Growth response of *Zea mays* L. in pyrene-copper co-contaminated soil and the fate of pollutants [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, **150**(3): 515-521.
- [26] Aksmann A, Pokora W, Baścik-Remisiewicz A, *et al.* Time-dependent changes in antioxidative enzyme expression and photosynthetic activity of *Chlamydomonas reinhardtii* cells under acute exposure to cadmium and anthracene [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2014, **110**: 31-40.
- [27] 庞发虎, 吴雪姣, 孔雪菲, 等. 重金属钝化剂阻控生菜 Cd 吸收的功能稳定性和适用性 [J]. *环境科学*, 2021, **42**(5): 2502-2511.
- Pang F H, Wu X J, Kong X F, *et al.* Functional stability and applicability of heavy metal passivators in reducing Cd uptake by

- lettuce[J]. Environmental Science, 2021, **42**(5): 2502-2511.
- [28] 罗少辉, 王秀英, 吴浩, 等. 高寒地区刺儿菜对重金属镉污染土壤修复效果研究[J]. 环境污染与防治, 2018, **40**(1): 40-43.
- Luo S H, Wang X Y, Wu H, *et al.* Study on remediation effect of heavy metal cadmium contaminated soil by *Cephalanoplos* in alpine region[J]. Environmental Pollution & Control, 2018, **40**(1): 40-43.
- [29] Weng B S, Xie X Y, Yang J J, *et al.* Research on the nitrogen cycle in rhizosphere of *Kandelia obovata* under ammonium and nitrate addition[J]. Marine Pollution Bulletin, 2013, **76**(1-2): 227-240.
- [30] 曹柳, 杨俊兴, 郭劲君, 等. 施肥对向日葵吸收积累 Cd 的影响[J]. 环境科学, 2018, **39**(11): 5189-5197.
- Cao L, Yang J X, Guo J J, *et al.* Effect of fertilizers on cadmium uptake and accumulation by sunflowers [J]. Environmental Science, 2018, **39**(11): 5189-5197.
- [31] 刘沙沙, 李兵, 冯翔, 等. 3 种植物对镉污染土壤修复的试验研究[J]. 中国农学通报, 2018, **34**(22): 103-108.
- Liu S S, Li B, Feng X, *et al.* Three kinds of plants: remediation on soil contaminated by cadmium [J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2018, **34**(22): 103-108.
- [32] 王绍坤, 牛小云, 邸东柳, 等. 施加氮肥、硫酸对柃柳提取土壤中铅、镉的影响[J]. 东北林业大学学报, 2021, **49**(10): 104-109.
- Wang S K, Niu X Y, Di D L, *et al.* Effects of N and S fertilizers on extracting Pb and Cd by *Salix integra* Thunb. in contaminated soil[J]. Journal of Northeast Forestry University, 2021, **49**(10): 104-109.
- [33] 王雨涵, 陈冬月, 江志勇, 等. EDTA 强化盐生植物修复 Pb、Cd 和盐渍化复合污染土壤[J]. 农业环境科学学报, 2018, **37**(9): 1866-1874.
- Wang Y H, Chen D Y, Jiang Z Y, *et al.* Phytoremediation of the soil contaminated by Pb, Cd and secondary salinization with the enhancement of EDTA [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2018, **37**(9): 1866-1874.
- [34] Hidri R, Mahmoud O M B, Debez A, *et al.* Modulation of C:N:P stoichiometry is involved in the effectiveness of a PGPR and AM fungus in increasing salt stress tolerance of *Sulla carnosia* Tunisian provenances[J]. Applied Soil Ecology, 2019, **143**: 161-172.
- [35] Ju W L, Liu L, Fang L C, *et al.* Impact of co-inoculation with plant-growth-promoting rhizobacteria and rhizobium on the biochemical responses of alfalfa-soil system in copper contaminated soil[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019, **167**: 218-226.
- [36] 韩存亮, 黄泽宏, 肖荣波, 等. 粤北某矿区周边镉锌污染稻田土壤田间植物修复研究[J]. 生态环境学报, 2018, **27**(1): 158-165.
- Han C L, Huang Z H, Xiao R B, *et al.* Field phytoremediation of cadmium and zinc contaminated paddy soil around a mining area in Northern Guangdong Province [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2018, **27**(1): 158-165.
- [37] 姜娜, 杨京民, Bonheur G, 等. 牧草在重金属污染土壤治理中的修复和综合利用潜力[J]. 生态与农村环境学报, 2021, **37**(5): 545-554.
- Jiang N, Yang J M, Bonheur G, *et al.* Forage grass for phytoremediation of heavy metal polluted soils and the potential for its comprehensive utilization; a review[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, **37**(5): 545-554.
- [38] 贺玉龙, 余江, 谢世前, 等. 可生物降解螯合剂 GLDA 强化三叶草修复镉污染土壤[J]. 环境科学, 2020, **41**(2): 979-985.
- He Y L, Yu J, Xie S Q, *et al.* Enhanced phytoextraction of cadmium contaminated soil by *Trifolium repens* with biodegradable chelate GLDA[J]. Environmental Science, 2020, **41**(2): 979-985.
- [39] 庞杰, 刘月敏, 黄永春, 等. 1 株草螺属植物内生菌 R-13 的分离鉴定及对龙葵吸收土壤镉的影响[J]. 环境科学, 2021, **42**(9): 4471-4480.
- Pang J, Liu Y M, Huang Y C, *et al.* Isolation and identification of the plant endophyte R-13 and its effect on cadmium accumulation in *solanum nigrum* L. [J]. Environmental Science, 2021, **42**(9): 4471-4480.
- [40] Wang K, Zhu Z Q, Huang H G, *et al.* Interactive effects of Cd and PAHs on contaminants removal from co-contaminated soil planted with hyperaccumulator plant *Sedum alfredii*[J]. Journal of Soils and Sediments, 2012, **12**(4): 556-564.
- [41] 高彦征, 凌婉婷, 朱利中, 等. 黑麦草对多环芳烃污染土壤的修复作用及机制[J]. 农业环境科学学报, 2005, **24**(3): 498-502.
- Gao Y Z, Ling W T, Zhu L Z, *et al.* Ryegrass-accelerating degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soils [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2005, **24**(3): 498-502.
- [42] Muratova A, Pozdnyakova N, Makarov O, *et al.* Degradation of phenanthrene by the rhizobacterium *Ensifer meliloti* [J]. Biodegradation, 2014, **25**(6): 787-795.
- [43] Zhao X H, Fan F Q, Zhou H D, *et al.* Microbial diversity and activity of an aged soil contaminated by polycyclic aromatic hydrocarbons [J]. Bioprocess and Biosystems Engineering, 2018, **41**(6): 871-883.
- [44] Haleyur N, Shahsavari E, Jain S S, *et al.* Influence of bioaugmentation and biostimulation on PAH degradation in aged contaminated soils: response and dynamics of the bacterial community[J]. Journal of Environmental Management, 2019, **238**: 49-58.
- [45] Rabodonirina S, Rasolomampianina R, Krier F, *et al.* Degradation of fluorene and phenanthrene in PAHs-contaminated soil using *Pseudomonas* and *Bacillus* strains isolated from oil spill sites[J]. Journal of Environmental Management, 2019, **232**: 1-7.
- [46] 吴霜, 刘聪, 杨立芳, 等. 3 株红树林土壤来源非降解菌的鉴定及其降解特性[J]. 环境科学与技术, 2019, **42**(3): 73-79.
- Wu S, Liu C, Yang L F, *et al.* Screening, identification and degradation characteristics of three phenanthrene-degrading bacteria isolated from mangrove soil[J]. Environmental Science & Technology, 2019, **42**(3): 73-79.

CONTENTS

| | |
|--|---|
| Regionalization and Analysis of PM _{2.5} and O ₃ Synergetic Prevention and Control Areas Based on Remote Sensing Data | LI Shen-xin, ZOU Bin, ZHANG Feng-ying, <i>et al.</i> (4293) |
| Analysis of a Typical Ozone Pollution Process in Guangzhou in Winter | PEI Cheng-lei, XIE Yu-tong, CHEN Xi, <i>et al.</i> (4305) |
| Establishment and Application of Foshan Ozone Concentration Forecast Equation | CHEN Chen, HONG Ying-ying, TAN Hao-bo, <i>et al.</i> (4316) |
| Establishment of High-Resolution Emissions Inventory in Wuhan and Its Application in Exploring the Causes of Ozone Pollution | ZHANG Rui-xin, CHU Bo, SHANG Chun-lin, <i>et al.</i> (4327) |
| Investigating the Pollutants of Marine Shipping Emissions Along the East China Sea by Combining in-situ Measurements and Automatic Identification System | QIU Hao, LIU Dan-tong, WU Yang-zhou, <i>et al.</i> (4338) |
| Chemical Component of Particulate Matters and VOCs Characteristics During Vehicle Brake Processes | MEN Zheng-yu, LIU Du-you, GUO Quan-you, <i>et al.</i> (4348) |
| Characterization of VOCs Emissions from Caged Broiler House in Winter | CAO Tian-tian, ZHENG Yun-hao, ZHANG Yu, <i>et al.</i> (4357) |
| Concentrations and Community Structures of Culturable Bacteria in Aerosols of Household Garbage Stations in Shanghai | LU Bing-jie, ZHANG Xiang, WANG Chuan, <i>et al.</i> (4367) |
| Inventory and Distribution Characteristics of Anthropogenic Ammonia Emissions in Zhejiang Province from 2008 to 2018 | FANG Li-jiang, YANG Yi-qun, YE Guan-qiong (4380) |
| Roadmap of Coal Control and Carbon Reduction in the Steel Industry Under the Carbon Peak and Neutralization Target | XUE Ying-lan, ZHANG Jing, LIU Yu, <i>et al.</i> (4392) |
| Carbon Emission Reduction Effect of Spatial Correlation Network Structure Characteristics: From the Perspective of Urban Agglomeration | ZHENG Hang, YE A-zhong (4401) |
| Pollution and Carbon Reduction Effect of OFDI in China and Its Mechanism | BAI Zi-han, LÜ Lian-hong, ZHAO Ming-xuan, <i>et al.</i> (4408) |
| Variation Characteristics of Surface Water Quality in China in Recent Years | JI Xiao-yan, HOU Huan-huan, WANG Shan-shan, <i>et al.</i> (4419) |
| Distribution, Risk, and Influencing Factors of Microplastics in Surface Water of Huangshui River Basin | FAN Meng-yuan, HUANG Yi-mei, ZHANG Hai-xin, <i>et al.</i> (4430) |
| Hydrochemical and Isotopic Characteristics in the Surface Water of the Fenhe River Basin and Influence Factors | ZHAO Chun-hong, SHEN Hao-yong, WANG Zhi-heng, <i>et al.</i> (4440) |
| Characteristics and Causes of High-manganese Groundwater in Pearl River Delta During Urbanization | LÜ Xiao-li, LIU Jing-tao, HAN Zhan-tao, <i>et al.</i> (4449) |
| Characteristics and Causes of Groundwater Salinization in the Plain Area of the Lower Kashgar River | LU Han, ZENG Yan-yan, ZHOU Jin-long, <i>et al.</i> (4459) |
| Sources and Biogeochemical Processes of Nitrate in the Laolongdong Karst Underground River Basin, Chongqing | WANG Yu-yang, YANG Ping-heng, ZHANG Jie-ru (4470) |
| Succession Pattern and Consequences of the Dominant Species During Cyanobacterial Bloom and Its Influencing Factors | OUYANG Tian, ZHAO Lu, JI Lu-lu, <i>et al.</i> (4480) |
| Structural Characteristics of Phytoplankton Communities and Its Relationship with Environmental Factors in a Group of Drinking Water Reservoirs by Water Transmission from Modaomen Waterway in Zhuhai | ZHANG Mo-li, WANG En-rui, CHANG Sheng, <i>et al.</i> (4489) |
| Effects of Nutrients on the Growth of <i>Microcystis aeruginosa</i> and Bacteria in the Phycosphere | LÜ Ping, LI Hui-li, XU Yong, <i>et al.</i> (4502) |
| Effect of Aging on Adsorption of Tetracycline by Microplastics and the Mechanisms | WANG Lin, WANG Shu-xin, ZENG Xiang-ying, <i>et al.</i> (4511) |
| Effect of Colloids in Sediment and Soil on Their Sorption Behavior of Chloramphenicol | YAN Cai-xia, LUO Yan-qing, NIE Ming-hua, <i>et al.</i> (4522) |
| Historical Antibiotic Stress Changed the Effects of Sulfamethoxazole and Trimethoprim on Activated Sludge; ARGs and Potential Hosts | ZHANG Zhong-xing, FAN Xiao-yan, LI Xing, <i>et al.</i> (4536) |
| Spatial Distribution and Sources of Heavy Metals in Soil of a Typical Lead-Zinc Mining Area, Yangshuo | CHEN Meng, PAN Yong-xing, HUANG Yi-xiang, <i>et al.</i> (4545) |
| Distribution Characteristics and Ecological Risk Assessment of Soil Heavy Metals in Baiyangdian Lake | ZHENG Fei, GUO Xin, TANG Ming-yang, <i>et al.</i> (4556) |
| Spatial Differentiation and Influencing Factor Analysis of Soil Heavy Metal Content at Town Level Based on Geographic Detector | GONG Cang, WANG Liang, WANG Shun-xiang, <i>et al.</i> (4566) |
| Heavy Metal Emissions from Coal-fired Power Plants and Heavy Metal Pollution Characteristics and Health Risks in Surrounding Soils | CHE Kai, CHEN Chong-ming, ZHENG Qing-yu, <i>et al.</i> (4578) |
| Enrichment Factors, Health Risk, and Source Identification of Heavy Metals in Agricultural Soils in Semi-arid Region of Hainan Island | YANG Jian-zhou, GONG Jing-jing, WANG Zhen-liang, <i>et al.</i> (4590) |
| Speciation and Pollution Assessment of Heavy Metals in Mangrove Surface Sediments in Jiulong River Estuary | ZHANG Hua-lan, YU Rui-lian, WAN Rui-an, <i>et al.</i> (4601) |
| Status of Heavy Metal in Organic Fertilizers in Main Tea Growing Regions of China | YI Xiao-yun, FANG Li, YANG Xiang-de, <i>et al.</i> (4613) |
| Accumulation Characteristics and Sources of PAEs in Agricultural Soils in Gansu Province | CHEN Yu-yu, ZHANG Guang-quan, ZHANG Yang, <i>et al.</i> (4622) |
| Distribution Characteristics of Soil Phosphorus Forms and Phosphatase Activity at Different Altitudes in the Soil of Water-Level-Fluctuation Zone in Pengxi River, Three Gorges Reservoir | GAO Yi-lun, FANG Fang, TANG Zi-chao, <i>et al.</i> (4630) |
| Characteristics of Soil Organic Carbon Components and Their Correlation with Other Soil Physical and Chemical Factors in Cotton Fields with Different Continuous Cropping Years in the Oasis on the Northern Edge of Tarim Basin | LI Xin-zhu, GONG Lu, TANG Jun-hu, <i>et al.</i> (4639) |
| Response of Soil Respiration Rates to Soil Temperature and Moisture at Different Soil Depths of <i>Caragana korshinskii</i> Plantation in the Loess-Hilly Region | SUN Ya-rong, WANG Ya-juan, ZHAO Min, <i>et al.</i> (4648) |
| Influence of Biochar Application on Soil Nitrate Leaching and Phosphate Retention: A Synthetic Meta-analysis | JIANG Zhi-xiang, CUI Shuang, ZHANG Xin, <i>et al.</i> (4658) |
| Role and Mechanism of Low Molecular-Weight-Organic Acids in Enhanced Phytoremediation of Heavy Metal Contaminated Soil | FANG Zhi-guo, XIE Jun-ting, YANG Qing, <i>et al.</i> (4669) |
| Remediation Effect and Mechanism of Inorganic Passivators on Cadmium Contaminated Acidic Paddy Soil | ZHANG Jian, KONG Fan-yi, LU Sheng-gao (4679) |
| Mechanism of Lead-zinc Enrichment and Resistance of Spent Mushroom Compost to Lead-Zinc Slag in <i>Koeleruteria paniculata</i> | XIE Tian-zhi, CHEN Yong-hua, SU Rong-kui, <i>et al.</i> (4687) |
| Phosphorus Enrichment Efficiency of CaO ₂ @FA Composites and the Effect of Its Recovered Material on Soil Improvement | YUE Wei, LI Da-peng, WU Ling-yu, <i>et al.</i> (4697) |
| Effects of Early Rice Straw Returning with Reducing Potassium Fertilizer on Late Rice Yield and Soil Fertility | HUANG Qiao-yi, HUANG Jian-feng, HUANG Xu, <i>et al.</i> (4706) |
| Effects of Continuous Straw Returning with Chemical Fertilizer on the Carbon Pool and Crop Yield of Rice-Rape Rotation Soils | CAI Ying, FU Si-wei, ZHANG Bo-rui, <i>et al.</i> (4716) |
| Effects of Chemical Fertilizer Reduction Combined with Straw Application on Diazotrophic Communities in a Double Rice Cropping System | CHEN Kai-peng, WEI Ju-xian, CHEN Dan, <i>et al.</i> (4725) |
| Impacts of Co-application of Chemical Fertilizer Reduction and Organic Material Amendment on Fluvo-aquic Soil Microbial N-cycling Functional Gene Abundances and N-converting Genetic Potentials in Northern China | LI Sheng-jun, HU He, LI Gang, <i>et al.</i> (4735) |
| Response Characteristics of Soil Microbial Community Under Long-term Film Mulching | HU Zhi-e, XIAO Mou-liang, DING Ji-na, <i>et al.</i> (4745) |
| Effects of Long-term Straw Returning on Fungal Community, Enzyme Activity and Wheat Yield in Fluvo-aquic Soil | MA Lei, LI Yan, WEI Jian-lin, <i>et al.</i> (4755) |
| Effects of Soil Amendments on the Bacterial Diversity and Abundances of Pathogens and Antibiotic Resistance Genes in Rhizosphere Soil Under Drip Irrigation with Reclaimed Water | CUI Bing-jian, CUI Er-ping, LIU Chun-cheng, <i>et al.</i> (4765) |
| Effect of Nitrogen on the Phytoremediation of Cd-PAHs Co-contaminated Dumpsite Soil by Alfalfa (<i>Medicago sativa</i> L.) and on the Soil Bacterial Community Structure | LI Yi-jia, MA Jun-wei, LI Yu-qian, <i>et al.</i> (4779) |
| Effect of Antibiotic-Degrading Bacteria on Maturity and Bacterial Community Succession During Pig Manure Composting | LI Wei-lin, ZHANG Xin, MA Jun-wei, <i>et al.</i> (4789) |