

籽粒苋-钝化剂联合修复系统对菜地土壤和西蓝花重金属含量的影响

梁金明¹, 王珂², 杨国义³, 李彬³, 邓玉³, 朱雅琪^{3*} (1. 中山市农业科技推广中心, 广东中山 528400; 2. 珠江水利委员会珠江水利科学研究院, 广东广州 510611; 3. 广东省科学院生态环境与土壤研究所/广东省农业环境综合治理重点实验室, 广东广州 510650)

摘要 为了保障菜地土壤的安全利用, 修复菜地土壤重金属污染、降低蔬菜重金属含量, 对籽粒苋-钝化剂联合修复系统对菜地土壤和西蓝花重金属含量的影响进行研究。结果表明, 籽粒苋种植可以显著降低菜地土壤 Cd、Pb、Ni 含量 ($P<0.05$); 籽粒苋-钝化剂联合修复系统可以显著降低西蓝花 Cd、Pb 含量 ($P<0.05$); 西蓝花种植可以显著降低土壤 Hg、Cr、Ni 含量 ($P<0.05$), 不宜在重金属污染土壤中种植。

关键词 籽粒苋; 植物修复; 钝化剂; 菜地土壤; 西蓝花; 重金属含量; 影响

中图分类号 X53 **文献标识码** A

文章编号 0517-6611(2021)10-0070-03

doi: 10.3969/j.issn.0517-6611.2021.10.019

开放科学(资源服务)标识码(OSID): 

Study on the Effect of Grain Amaranth-passivator Combined Remediation System on the Heavy Metal Content of Vegetable Soil and Broccoli

LIANG Jin-ming¹, WANG Ke², YANG Guo-yi³ et al (1. Zhongshan Agricultural Science and Technology Extension Center, Zhongshan, Guangdong 528400; 2. Pearl River Hydraulic Research Institute, Pearl River Water Conservancy Commission, Guangzhou, Guangdong 510611; 3. Institute of Eco-Environment and Soil, Guangdong Academy of Sciences/Key Laboratory of Comprehensive Management of Agricultural Environment of Guangdong Province, Guangzhou, Guangdong 510650)

Abstract In order to ensure the safe use of vegetable soil, repair heavy metal pollution in vegetable soil, and reduce vegetable heavy metal content, this paper studied the effect of grain amaranth-passivator combined remediation system on the heavy metal content of vegetable soil and broccoli. The results showed that the grain amaranth planting could significantly reduce the Cd, Pb, Ni content of vegetable soil ($P<0.05$). Grain amaranth-passivator combined repair system can significantly reduce broccoli Cd, Pb content ($P<0.05$). Broccoli planting could significantly reduce the soil Hg, Cr and Ni content ($P<0.05$), and it was not suitable for planting in heavy metal contaminated soil.

Key words Grain amaranth; Phytoremediation; Passivator; Vegetable soil; Broccoli; Heavy metal content; Effect

随着工业化的发展和农业化肥的过度使用, 耕地土壤重金属污染问题日趋严峻^[1-3]。生态环境部全国土壤污染状况调查结果显示, 我国耕地土壤点位超标率最高, 达 19.4%, 主要污染物以重金属为主^[4]。重金属可以在农作物体内富集, 并通过食物链最终进入人体, 对人体健康产生危害, 其中以蔬菜类富集重金属能力最强^[5-6]。有学者对我国多个城市郊区蔬菜重金属污染研究发现, 多数郊区蔬菜受到不同程度的重金属污染, 其中以 Pb、Cd 超标现象最为普遍^[7]。为了保护人体健康, 修复菜地土壤重金属污染、降低蔬菜重金属含量、保障菜地土壤的安全利用成为当前学术界研究热点之一^[8]。因此, 笔者以广东省中山市某蔬菜基地为研究对象, 研究籽粒苋-钝化剂联合修复技术对菜地土壤和西蓝花重金属含量的影响, 对提高菜地受污染土壤安全利用率和保障当地蔬菜质量安全具有重要意义。

1 材料与方法

1.1 试验地点及土壤重金属含量 试验地点位于广东省中山市某蔬菜基地(113.42°E、22.26°N), 高程-2.2 m。试验基地面积共 0.20 hm², 按梅花点法采集 10 个土壤样点, 样品混合均匀后采用四分法进行取样, 所有样品均为 0~20 cm 表层样品, 采样工具为竹片。对所采集土壤样品的重金属含量进行检测, 结果显示, Cd (0.472±0.042) mg/kg、Hg (0.215±

0.080) mg/kg、As (20.8±0.4) mg/kg、Pb (55.5±1.1) mg/kg、Cr (122±3) mg/kg、Cu (60.4±1.6) mg/kg、Zn (118±4) mg/kg、Ni (58.0±2.8) mg/kg。

1.2 试验材料 所选用的重金属钝化剂——铁基生物炭(以下简称“钝化剂”)为佛山市铁人环保科技有限公司生产。籽粒苋种子品种为红苋 K112, 西蓝花幼苗品种为绿野 90, 均为当地购买。

1.3 试验设计 试验时间为 2015 年 5—12 月, 分两季进行。第一季试验时间为 5—7 月, 种植作物为籽粒苋, 试验前对蔬菜基地进行整地、翻耕, 并施入 75 kg 复合肥(1 125 kg/hm²)作为基肥。基地四周设有保护行, 5 月 8 日条播种植籽粒苋, 行间距为 30 cm, 播种量为 6.0~7.5 kg/hm², 覆土深度为 2~4 cm, 播种之后进行镇压, 以确保土壤墒情。6 月 2 日进行间苗, 7 月 10 日籽粒苋成熟进行收割, 收割时株高 80~100 cm。在植物整个生长期按当地常规方法进行灌溉、施肥。

第二季试验时间为 10—12 月, 对 0.20 hm² 基地追施 150 kg 复合肥(750 kg/hm²)作为基肥, 对其中 0.18 hm² 施用重金属钝化剂(设计为 3 个小区, 每个小区 0.06 hm²), 设计 3 个处理: A(土壤重金属钝化剂 2 250 kg/hm²)、B(土壤重金属钝化剂 1 875 kg/hm²)、C(土壤重金属钝化剂 1 500 kg/hm²); 对剩下的 0.02 hm² 不施用重金属钝化剂, 作为对照组(CK)。基地四周设有保护行, 10 月 11 日移栽西蓝花幼苗, 11 月 21 日和 12 月 3 日喷施叶面硅肥, 施用量为 7 500 mL/hm², 12 月下旬西蓝花成熟收割。在植物整个生长期除上述处理外其他灌溉、杀虫、施肥按当地常规方法进行。

1.4 样品采集及处理 在成熟时期采集土壤样品和植物样

基金项目 中山市社会公益科技研究项目(2018B1014)。
作者简介 梁金明(1977—), 男, 广东新兴人, 高级农艺师, 从事重金属污染农田修复及耕地质量提升等研究。* 通信作者, 助理工程师, 硕士, 从事重金属污染土壤修复研究。
收稿日期 2020-10-12

品。土壤样品按照梅花点法在每个小区采集 5 个样点,采样深度为 0~20 cm,采用四分法取样,将采集到的样品自然风干,研磨过 20 目和 100 目筛备用。籽粒苋和西蓝花样品均为每个小区随机采样 5 株,带回实验室后依次用自来水、蒸馏水、高纯水清洗后用吸水纸吸干表面水分,在 105 ℃ 条件下杀青 30 min 后 70 ℃ 条件下烘干至恒重,用高速万能粉碎机(FW100)粉碎,过 60 目尼龙筛备用。

1.5 测定方法 土壤 pH 采用无 CO₂ 蒸馏水按土水比 1:2.5 提取,电位法测定^[9];土壤中 As 含量测定采用原子荧光法-土壤中总砷的测定^[10];Hg 含量测定采用原子荧光法-土壤中总汞的测定^[11];Cd、Pb 含量采用 HCl-HNO₃-HF-HClO₄ 消解,石墨炉原子吸收分光光度法测定^[12];Cr、Cu、Zn、Ni 总量采用 HCl-HNO₃-HF-HClO₄ 消解,火焰原子吸收分光光度法测定^[13-15];土壤各指标测定过程中均设置土壤标准物质 GBW07453(GSS-24)进行质量控制。

植物样品的重金属 As、Hg 采用 HNO₃-HClO₄(4:1) 消解,原子荧光光度计(AFS-830)测定^[16-17];Cr、Cd、Pb 采用 HNO₃-HClO₄(4:1) 消解,石墨炉原子吸收光谱仪(PinAAcle 900Z)测定^[18-20];测定样品时,采用植物标准物质 GBW10015(GSB-6)进行质量控制。

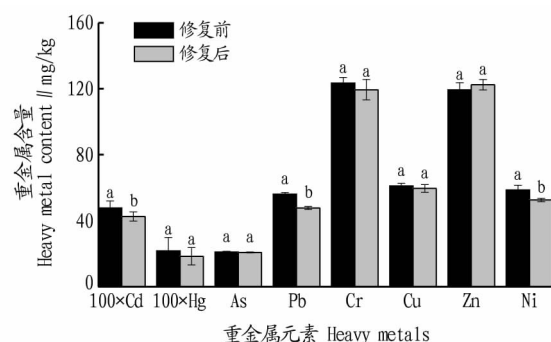
1.6 数据处理 采用 Origin 8.0 软件进行图片编辑,采用 SPSS 11.5 软件进行单因素方差分析(Duncan 多重比较法)和 Pearson 相关性分析(双尾检验),检验水平 $\alpha=0.05$ 。

2 结果与分析

2.1 籽粒苋修复系统对菜地土壤重金属含量的影响 植物修复技术是一项利用植物处理有毒有害污染物的修复技术,其对土壤重金属污染有很好的修复作用,是一项与工程实践活动紧密结合的土壤环境污染控制技术^[21]。1977 年 Brooks 等^[22]首次提出超累积植物的概念,1983 年 Chaney^[23]又提出了重金属植物修复的思想,随后,利用植物修复技术治理土壤重金属污染进入快速发展的时期,并取得了一定成效。应用于植物修复技术的超富集植物应具有可以忍耐和超量累积重金属元素、生物量大、易栽培等特点。籽粒苋作为一种生物量大、易栽培的 Cd 富集植物,对 Cd 具有很强的富集性,是修复土壤重金属 Cd 污染的良好材料,同时对其他重金属也有很好的富集作用^[24]。

该试验通过菜地种植籽粒苋,研究籽粒苋种植前后对菜地土壤重金属含量的影响,从图 1 可以看出,利用籽粒苋进行修复后,土壤中 Cd 含量由 0.472 mg/kg 降低至 0.421 mg/kg,显著降低 10.8% ($P<0.05$),说明籽粒苋种植对菜地土壤 Cd 污染修复效果良好;此外,籽粒苋修复前后 Pb 含量由 55.5 mg/kg 降低至 47.2 mg/kg, Ni 含量由 58.0 mg/kg 降低至 52.0 mg/kg,分别显著降低了 14.9%、10.3% ($P<0.05$),说明籽粒苋种植除对菜地土壤 Cd 污染有良好的修复效果外,对 Pb、Ni 也有很好的修复效果;而其他几种重金属指标中,Hg、As、Cr、Cu 含量降低不显著,Zn 含量略有升高,说明籽粒苋种植对菜地土壤 Hg、As、Cr、Cu、Zn 污染修复无显著效果。试验结果表明,籽粒苋种植对降低菜地土壤 Cd、Pb、Ni

含量有显著效果($P<0.05$),是一种很好的菜地土壤重金属修复超富集植物。



注:横坐标中 100×Cd、100×Hg 表示 Cd、Hg 数据均扩大 100 倍。同一指标不同小写字母表示修复前后差异显著 ($P<0.05$)

Note: 100×Cd and 100×Hg in the abscissa indicate that the data of Cd and Hg are both enlarged by 100 times. Different lowercase letters in the same index indicate significant differences before and after repair ($P<0.05$)

图 1 籽粒苋修复前后土壤重金属含量对比
Fig.1 Comparison of soil heavy metal content of grain amaranth before and after restoration

2.2 钝化剂修复系统对西蓝花中重金属含量的影响 西蓝花作为一种常见蔬菜,其营养价值高,受到很多人的喜爱,但其对重金属的富集能力相对较高^[25]。长期食用重金属含量较高的食物,易使重金属在人体内富集,从而给人体健康带来危害,因此西蓝花作为人类经常食用的食物之一,控制其重金属含量至关重要。种植籽粒苋对土壤重金属污染菜地进行修复后,种植西蓝花时通过钝化剂修复系统对西蓝花中重金属含量的影响进行研究,结果表明(表 1),施用钝化剂可以显著降低西蓝花中 Cd、Pb 含量($P<0.05$),但对降低西蓝花中 Hg、As、Cr 含量效果不显著。

Cd 是一种危害极大的无机污染物,过量的 Cd 摄入会对人体健康造成极大危害,损害血管、人体脏器,严重者致癌致畸;Pb 作为一种用途广泛的工业原料,随着人类活动通过各类途径进入人体并最终在人体内富集,对人体健康造成极其严重的影响,损伤人体肠胃功能、肾脏功能、神经系统等^[26]。因此,需要控制食物中 Cd、Pb 含量,以进一步控制 Cd、Pb 在人体内的富集,避免给人体健康带来过多危害。该试验结果表明(表 1),施用 2 250 kg/hm²(A 处理)、1 875 kg/hm²(B 处理)、1 500 kg/hm²(C 处理)钝化剂均可以显著降低西蓝花中 Cd 含量($P<0.05$),但 A 处理和 B 处理的效果较好,分别降低西蓝花 Cd 含量 38.2%、32.9%,而 C 处理仅降低西蓝花 Cd 含量 9.66%;对人体健康危害较大的另一种重金属污染物 Pb 而言,A 处理和 B 处理可显著降低西蓝花中 Pb 含量 42.7%、51.9% ($P<0.05$),而 C 处理西蓝花中 Pb 含量变化不显著;3 种钝化剂施用量均对西蓝花 Hg、As、Cr 含量影响不显著;3 种钝化剂施用量下,A 处理西蓝花中 Cd 含量最低,且随着施用量的降低西蓝花中 Cd 含量增加,而 3 种钝化剂施用量下,B 处理西蓝花中 Pb 含量最低,该条件时更利于抑制 Pb 在西蓝花植株内富集。结果表明,可以通过施用重金属钝化剂降

低蔬菜中重金属 Cd、Pb 含量,以降低其通过食物链在人体内 的富集。

表 1 不同钝化剂施用量对西蓝花中重金属含量的影响

Table 1 Effects of different application rates of passivators on the heavy metal content in broccoli						mg/kg
处理 Treatment	Cd	Hg	As	Pb	Cr	
CK	0.020 7 a	1.512×10 ⁻⁴ a	0.001 6 a	0.055 7 a	0.008 8 a	
A	0.012 8 b	1.334×10 ⁻⁴ a	0.000 6 a	0.031 9 b	0.021 6 a	
B	0.013 9 b	1.074×10 ⁻⁴ a	0.000 4 a	0.026 8 b	0.030 2 a	
C	0.018 7 b	1.048×10 ⁻⁴ a	0.000 8 a	0.058 7 a	0.023 4 a	
标准限值 Standard limit ^[27]	0.05	0.01	0.5	0.1	0.5	

注:同一指标不同小写字母表示不同处理差异显著($P<0.05$)
Note:The same index with different lowercase letters means that the different treatments have significant differences ($P<0.05$)

2.3 钝化剂修复系统对菜地土壤中重金属含量的影响 菜地土壤中重金属含量过高,易导致重金属在蔬菜体内富集,通过食物链进入人体,危害人体健康^[28]。因此,控制菜地土壤中重金属含量是控制蔬菜体内重金属富集的最直接途径。通过种植籽粒苋对土壤重金属污染菜地进行修复后,种植西蓝花时通过钝化剂修复系统对土壤中重金属含量的影响进行研究,试验结果发现(表 2),钝化剂修复对菜地土壤中 Cd、As、Pb、Cu、Zn 含量变化无显著影响;未施钝化剂的 CK 处理在修复后土壤中 Hg 含量显著降低 72.2% ($P<0.05$),而施不

同量钝化剂的其他处理土壤中 Hg 含量无显著变化;未施钝化剂及施不同量钝化剂的各处理土壤中 Cr 含量显著降低 19.3%~21.7% ($P<0.05$),Ni 含量显著降低 9.3%~13.2% ($P<0.05$),但不同处理间土壤中 Cr、Ni 含量差异不显著,土壤中 Cr、Ni 含量的降低可能与西蓝花的种植有关,而受钝化剂施用量的影响不显著。结果表明,钝化剂的施用对土壤重金属含量的降低无显著影响,但种植西蓝花可以使土壤 Hg、Cr、Ni 含量显著降低 ($P<0.05$),进一步证实了西蓝花对土壤重金属的富集作用^[25]。

表 2 不同钝化剂施用量对菜地土壤中重金属含量的影响

Table 2 Effects of application rates of different passivators on heavy metal content in vegetable soil									mg/kg
处理 Treatment	Cd	Hg	As	Pb	Cr	Cu	Zn	Ni	
籽粒苋修复后 After grain amaranth repair	0.42 a	0.18 a	20.62 a	47.16 a	117.68 a	58.91 a	120.77 a	52.03 a	
钝化剂修复后	CK	0.41 a	0.05 b	20.41 a	46.91 a	92.19 b	56.00 a	110.21 a	45.17 b
After passivator repair	A	0.42 a	0.13 a	20.08 a	46.44 a	94.99 b	57.14 a	109.71 a	46.14 b
	B	0.39 a	0.09 a	21.03 a	47.75 a	94.44 b	59.36 a	110.98 a	47.18 b
	C	0.40 a	0.11 a	19.48 a	47.95 a	92.34 b	56.07 a	110.29 a	45.73 b

注:同一指标不同小写字母表示不同处理差异显著($P<0.05$)
Note:The same index with different lowercase letters means that the different treatments have significant differences ($P<0.05$)

3 结论

- (1)籽粒苋种植可降低菜地土壤 Cd、Pb、Ni 含量,是一种很好的菜地土壤重金属修复超富集植物,在中轻度重金属污染菜地土壤修复中有很好的应用前景。
- (2)施用 2 250、1 875、1 500 kg/hm² 的重金属钝化剂(铁基生物炭)均可以显著降低西蓝花 Cd 含量 ($P<0.05$),且随着钝化剂施用量的增加,西蓝花中 Cd 含量降低。
- (3)施用 2 250、1 875、1 500 kg/hm² 的重金属钝化剂(铁基生物炭)时,2 250、1 875 kg/hm² 的施用量均可显著降低西蓝花中 Pb 含量 ($P<0.05$),其中 1 875 kg/hm² 施用量效果最好,而施用量为 1 500 kg/hm² 时并不能显著降低西蓝花中 Pb 含量。
- (4)西蓝花对重金属有很好的富集作用,不建议在中轻度重金属污染土壤中种植。

参考文献

[1] 周江明.中国耕地重金属污染现状及其人为污染源浅析[J].中国土壤与肥料,2020(2):83-92.
[2] 蔡美芳,李开明,谢丹平,等.我国耕地土壤重金属污染现状与防治对策研究[J].环境科学与技术,2014,37(S2):223-230.
[3] 黄国勤,王兴祥,钱海燕,等.施用化肥对农业生态环境的负面影响及对策[J].生态环境,2004,13(4):656-660.

[4] 环境保护部,国土资源部.全国土壤污染状况调查公报[EB/OL].(2014-04-17)[2020-05-25].http://www.mee.gov.cn/gkml/sthjbgw/qt/201404/t20140417_270670.htm.
[5] 杨海菊.农作物富集土壤重金属的规律及其运用[J].绿色科技,2011(4):162-164.
[6] 周辉,张志转.中国蔬菜农业污染现状、污染来源及污染防控[J].农业灾害研究,2013,3(5):27-38,50.
[7] 牛雪华.我国城市蔬菜重金属污染研究进展与趋势[J].山西能源学院学报,2019,32(6):63-65.
[8] 王宏镔,束文圣,蓝崇钰.重金属污染生态学研究现状与展望[J].生态学报,2005,25(3):596-605.
[9] 鲁如坤.土壤农业化学分析方法[M].北京:中国农业出版社,1999.
[10] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局,中国国家标准化管理委员会.土壤质量总汞、总砷、总铅的测定 原子荧光法 第 2 部分:土壤中总砷的测定;GB/T 22105.2—2008[S].北京:中国标准出版社,2008.
[11] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局,中国国家标准化管理委员会.土壤质量总汞、总砷、总铅的测定 原子荧光法 第 1 部分:土壤中总汞的测定;GB/T 22105.1—2008[S].北京:中国标准出版社,2008.
[12] 国家环境保护局,国家技术监督局.土壤质量 铅、镉的测定 石墨炉原子吸收分光光度法;GB/T 17141—1997[S].北京:中国环境科学出版社,1998.
[13] 国家环境保护局,国家技术监督局.土壤质量 铜、锌的测定 火焰原子吸收分光光度法;GB/T 17138—1997[S].北京:中国环境科学出版社,1997.
[14] 国家环境保护局,国家技术监督局.土壤质量 镍的测定 火焰原子吸收分光光度法;GB/T 17139—1997[S].北京:中国环境科学出版社,1997.

0.000 0, 0.867 4, 0.488 2), 即衡水市、廊坊市、张家口市、石家庄市、秦皇岛市在生物多样性风险指标上的排序为 2、4、5、1、3; $C_4 = W_4^{(2)} \times R_4 = (0.554\ 2, 0.338\ 2, 0.443\ 6, 0.060\ 1, 0.041\ 5)$, 即衡水市、廊坊市、张家口市、石家庄市、秦皇岛市在生态环境污染风险指标上的排序为 1、3、2、4、5; $C_5 = W_5^{(2)} \times R_5 = (0.627\ 1, 0.456\ 3, 0.443\ 6, 0.063\ 1, 0.092\ 2)$, 即衡水市、廊坊市、张家口市、石家庄市、秦皇岛市在生态环境破坏风险指标上的排序为 1、2、3、5、4。

$$C = (W_1^{(1)}, W_2^{(1)}, \dots, W_k^{(1)})(C_1, C_2, \dots, C_k)^T$$

$$= (0.140\ 4, 0.166\ 0, 0.229\ 2, 0.248\ 0, 0.216\ 4)$$

$$\begin{bmatrix} 1.000\ 0 & 0.069\ 4 & 0.253\ 2 & 0.313\ 6 & 0.203\ 6 \\ 0.764\ 2 & 0.333\ 2 & 0.371\ 5 & 0.520\ 3 & 0.092\ 1 \\ 0.632\ 5 & 0.432\ 2 & 0.000\ 0 & 0.867\ 4 & 0.448\ 2 \\ 0.554\ 2 & 0.338\ 2 & 0.443\ 6 & 0.060\ 1 & 0.041\ 5 \\ 0.627\ 1 & 0.456\ 3 & 0.443\ 6 & 0.063\ 1 & 0.092\ 2 \end{bmatrix}$$

$$= (0.825\ 4, 0.482\ 6, 0.113\ 5, 0.401\ 3, 0.146\ 8)$$

通过计算可得衡水市、廊坊市、张家口市、石家庄市、秦皇岛市在各指标上的总排序为 1、2、5、3、4。河北省张家口市国土空间生态环境风险总体处于较低水平, 石家庄市资源可持续风险指标和生态环境污染风险指标为近年来最低, 而生物多样性风险略高。

3 结论与讨论

综上所述, 河北省衡水市、廊坊市、张家口市、石家庄市、秦皇岛市在保护纲领与规划风险指标上的排序为 1、5、3、2、4, 在资源可持续风险指标上的排序为 1、3、4、2、5, 在生物多样性风险指标上的排序为 2、4、5、1、3, 在生态环境污染风险指标上的排序为 1、3、2、4、5, 在生态环境破坏风险指标上的排序为 1、2、3、5、4, 在各指标上的总排序为 1、2、5、3、4。河北省张家口市国土空间生态环境风险总体处于较低水平, 石家庄市资源可持续风险指标和生态环境污染风险指标为近年来最低, 而生物多样性风险略高。

今后, 河北省廊坊市、张家口市、石家庄市、秦皇岛市等典型城市应从机制体制层面、自然保障层面、生物保护层面、污染防治层面和破坏修复层面构建国土空间生态环境治理体系。在国土空间规划中开展生态环境治理专项规划研究,

国土空间生态环境治理应关注国土空间生态环境治理保护潜在的长期性问题; 国土空间生态环境安全评价及治理相关内容纳入生态环境治理专项规划, 切实加强制度的完善和监督, 针对国土空间生态环境变化制定动态的土地生态保护政策, 同时关注国土空间生态环境污染及破坏后修复的后期管理, 建立相应的评价机制及畅通的反馈渠道, 统筹安排年度国土空间生态环境保护任务, 注重资源利用和生态多样性保护, 正确协调和处理人类活动与自然生态的关系。

参考文献

- [1] 赵甜甜, 王铭琦. 京津冀协同发展背景下河北生态环境建设研究[J]. 河北企业, 2020(2): 75-76.
- [2] 孟庆瑜. 论京津冀环境治理的协同立法保障机制[J]. 政法论丛, 2016(1): 121-128.
- [3] 把增强, 王连芳. 京津冀生态环境建设: 现状、问题与应对[J]. 石家庄铁道大学学报(社会科学版), 2015, 9(4): 1-5.
- [4] WAIYASURI K, YUMUANG S, CHOTPANTARAT S. Monitoring and predicting land use changes in the Huai Thap Salao Watershed area, Uthai-thani Province, Thailand, using the CLUE-s model [J]. Environmental earth sciences, 2016, 75(6): 1-16.
- [5] ANSARI A, GOLABI M H. Using Ecosystem Service Modeler (ESM) for Ecological Quality, rarity and Risk Assessment of the wild goat habitat, in the Haftad-Gholleh protected area[J]. International soil and water conservation research, 2019, 7(4): 346-353.
- [6] 孙艺宁, 许嘉巍. 基于主成分分析的长春市土地生态安全评价[J]. 安徽农业科学, 2017, 45(34): 207-210.
- [7] 赵红安. 北戴河新区土地利用时空变化与生态风险评价研究[D]. 保定河北农业大学, 2018.
- [8] 苏臣, 赵迪. 基于生态足迹模型的常德市国土生态安全评价[J]. 科技经济导刊, 2019, 27(27): 23-24.
- [9] 高月, 孙荣国, 叶彩琴, 等. 贵州省丹寨县某铅锌矿"区土壤重金属污染生态风险评价[J]. 生态学杂志, 2020, 39(3): 928-936.
- [10] 王锐浩, 黄鹏飞, 单科. 基于模糊综合评价的大型海水淡化项目风险评价研究[J]. 环境科学与管理, 2019, 44(12): 190-194.
- [11] 汪歌忠, 刘卓, 魏浩, 等. 白洋淀表层沉积物元素的空间特征、风险评价及来源分析[J]. 环境科学, 2020, 41(1): 224-231.
- [12] 代鹤峰. 清远市及东莞市水源地抗生素污染特征分析与生态风险评价[D]. 西安: 西安工程大学, 2019.
- [13] 何培. 苏北浅滩表层沉积物中主要污染物的分布、来源及风险评价[D]. 大连: 大连海洋大学, 2019.
- [14] 赵舳竹. 基于系统动力学的黑龙江省水土资源保障风险评价[D]. 哈尔滨: 东北农业大学, 2019.
- [15] 崔娟敏, 李文光. 基于 AHP 的土地集约利用水平模糊综合评价[J]. 水土保持研究, 2011, 18(4): 122-125.
- [16] 王思成, 运迎霞, 贾琦. 基于"源一流一汇"指数分析的天津市中心城区生态韧性评价[J]. 西部人居环境学刊, 2020, 35(1): 82-90.
- [17] 程树青, 夏建东, 赵宽. 土壤重金属污染现状 & 生物修复技术综述[J]. 安徽农业科学, 2017, 45(12): 40-42, 75.
- [18] 国家环境保护局, 国家技术监督局. 土壤质量 总铬的测定 火焰原子吸收分光光度法: GB/T 17137—1997[S]. 北京: 中国标准出版社, 1997.
- [19] 中华人民共和国卫生部, 中国国家标准化管理委员会. 食品中总汞及有机汞的测定: GB/T 5009.17—2003[S]. 北京: 中国标准出版社, 2003.
- [20] 中华人民共和国卫生部, 中国国家标准化管理委员会. 食品中总砷及无机砷的测定: GB/T 5009.11—2003[S]. 北京: 中国标准出版社, 2004.
- [21] 中华人民共和国国家卫生和计划生育委员会, 国家食品药品监督管理总局. 食品安全国家标准 食品中铅的测定: GB 5009.12—2017[S]. 北京: 中国标准出版社, 2017.
- [22] 中华人民共和国国家卫生和计划生育委员会. 食品安全国家标准 食品中镉的测定: GB 5009.15—2014[S]. 北京: 中国标准出版社, 2015.
- [23] 中华人民共和国国家卫生和计划生育委员会. 食品安全国家标准 食品中铬的测定: GB 5009.123—2014[S]. 北京: 中国标准出版社, 2015.
- [24] BROOKS R R, LEE J, REEVES R D, et al. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants[J]. Journal of geochemical exploration, 1977, 7: 49-57.
- [25] CHANEY R L. Plant uptake of inorganic waste constituents[M]//PARR J F, MARSH P B, KLA J M. Land treatment of hazardous wastes. Park Ridge, New Jersey, USA: Noyes Data Corporation, 1983: 50-76.
- [26] 谷雨, 蒋平, 谭丽, 等. 6 种植物对土壤中镉的富集特性研究[J]. 中国农学通报, 2019, 35(30): 119-123.
- [27] 顾燕青, 顾优丽, 白倩, 等. 杭州市菜地蔬菜对土壤重金属的富集特性研究[J]. 农业资源与环境学报, 2015, 32(4): 401-410.
- [28] 时圣刚. 重金属对环境与人体健康影响浅议[J]. 安徽农业科学, 2013, 41(14): 6425-6426.
- [29] 中华人民共和国卫生部. 食品安全国家标准 食品中污染物限量: GB 2762—2012[S]. 北京: 中国标准出版社, 2013.
- [30] 茹淑华, 孙世友, 王凌, 等. 蔬菜重金属污染现状、污染来源及防治措施[J]. 河北农业科学, 2006, 10(3): 88-91.

(上接第 72 页)