

谢沂希, 谢尚春, 刘 慧, 等. 双孢蘑菇菌渣还田下水稻土 Cu、Cd、Pb、Zn 相关性分析及污染评价[J]. 农业资源与环境学报, 2018, 35(6): 518-526.

XIE Yi-xi, XIE Shang-chun, LIU Hui, et al. Correlation analysis and pollution assessment about Cu, Cd, Pb and Zn in paddy soil under *Agaricus bisporus* residues recycling[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2018, 35(6): 518-526.

双孢蘑菇菌渣还田下水稻土 Cu、Cd、Pb、Zn 相关性分析及污染评价

谢沂希, 谢尚春*, 刘 慧, 陈艳秋

(成都农业科技职业学院, 成都 611130)

摘 要:为探究菌渣直接还田是否会给农田土壤带来潜在的重金属污染,在稻麦轮作条件下采用定位随机区组设计,共7个处理,包括CK(对照,不施肥)、T1(化肥提供100%纯N)、T2(菌渣提供100%纯N)、T3(菌渣提供120%纯N)、T4(菌渣提供140%纯N)、T5(菌渣提供100% P₂O₅)和T6(菌渣提供100% K₂O),研究各处理下水稻土0~20 cm土层Cu、Cd、Pb和Zn含量变化情况,应用污染负荷指数法和潜在生态风险评价法对该层土壤进行污染评价,运用Pearson相关分析和聚类分析探究菌渣还田下水稻土重金属来源与菌渣的关系。结果表明,稻麦轮作后,水稻土重金属含量随菌渣施入量的增多而增大。污染评价结果说明,T1和T4处理给水稻土带来的重金属污染威胁及生态风险较严重,而T5处理带来的污染威胁和生态风险较轻微。经相关性分析得到,菌渣可能成为Cu、Pb和Zn来源。稻麦轮作时利用菌渣替代磷肥配施适量化肥可降低菌渣和化肥较高的重金属风险,有利于农业生产土壤资源的可持续利用。

关键词:菌渣还田;水稻土;重金属;污染评价;相关性

中图分类号:X71

文献标志码:A

文章编号:2095-6819(2018)06-0518-09

doi: 10.13254/j.jare.2018.0103

Correlation analysis and pollution assessment about Cu, Cd, Pb and Zn in paddy soil under *Agaricus bisporus* residues recycling

XIE Yi-xi, XIE Shang-chun*, LIU Hui, CHEN Yan-qiu

(Chengdu Agricultural College, Chengdu 611130, China)

Abstract: To explore the mushroom residue contained some heavy metals can bring potential heavy metal contamination to farmland soil, the experiment including CK (blank control, no fertilizer), T1 (100% N from fertilizer), T2 (100% N from *Agaricus bisporus* residue), T3 (120% from *Agaricus bisporus* residue), T4 (140% N from *Agaricus bisporus* residue), T5 (100% P₂O₅ from *Agaricus bisporus* residue) and T6 (100% K₂O from *Agaricus bisporus* residue) was carried out with random experimental plots in rice-wheat rotation. During the trial, Cu, Cd, Pb and Zn contents in surface soil (0~20 cm) under each treatment was analyzed to realize the variance condition before and after rice-wheat rotation. Then, the pollution assessment of Cu, Cd, Pb and Zn in this soil layer under each treatment was made by using pollution load index and potential ecological risk index. Moreover, the relationship between mushroom residue and the source of heavy metal was explored in paddy soil under mushroom residue returning through Pearson's correlation analysis and cluster analysis. The results indicated that Cu, Cd, Pb and Zn contents in the paddy soil were raised gradually with the increase of mushroom residue after rice-wheat rotation. T1 and T4 treatments could owe higher pollution and ecological risk to paddy soil, but T5 treatment made lower. The correlation analysis revealed that mushroom residue could bring some Cu, Pb and Zn into paddy soil. Finally, for the sustainable use of soil resources in agricultural production, the combined application of mushroom residue and the right amount of fertilizers instead of P fertilizer could cause much slighter heavy metal risk than mushroom and fertilizer in rice-wheat rotation.

Keywords: mushroom residue recycling; paddy soil; heavy metal; pollution assessment; correlation analysis

收稿日期:2018-05-03 录用日期:2018-07-03

基金项目:四川省科技计划项目(2018NZJ004, 2016JY0166)

作者简介:谢沂希(1988—),女,四川成都人,硕士,助教,主要从事生态农业方面研究。E-mail: xieyixi.69@163.com

*通信作者:谢尚春 E-mail: 759421255@qq.com

菌渣是栽培食用菌后剩下的培养基废料^[1],由于对菌渣的成分及利用方式了解较少,其利用率仅为33%,主要通过燃烧和直接丢弃进行处理,这样不仅使农业资源大量浪费,而且造成生态环境污染^[2]。随着我国食用菌产业的发展,菌渣年产量极速上升,已成为我国主要农业废弃物之一,如何合理利用菌渣备受关注。菌渣含有大量的营养成分和生物活性物质,可作为一种有机肥资源,现有研究多集中于其在提高土壤肥力、促进植物生长、提升作物产量等方面的应用^[3-6]。有研究证实,菌渣中残留一定量的重金属,Cd和Pb等含量接近我国有机肥料行业标准(NY 525—2012),若作为有机肥施用,可能给土壤带来潜在的重金属污染,但鲜有研究涉及这一方面^[7]。

土壤重金属综合污染评价通常采用多指标评价方法,如内梅罗综合污染指数法、污染负荷指数法、潜在生态风险评价法等^[8-10]。但这些方法均存在一定缺陷,如扩大高浓度污染物影响、无法区别污染源差异、加权系数具有主观性等^[10-12]。为得到相对可靠的评价结果,本文综合采用污染负荷指数法和潜在生态风险评价法对土壤重金属进行污染评价^[13]。另外,当前部分研究对污染物种类分析不足,采用原有的分级标准易造成潜在生态风险评价结果不准确,本文根据污染物研究种类和响应系数修正分级标准,促使评价结果相对准确^[14-16]。

同源重金属之间具有一定关联性,其相关性可以反映出它们之间的相互关系和来源情况^[17]。众多研究常综合采用相关分析、聚类分析和主成分分析等统计方法对某区域重金属来源进行溯源分析^[18-19]。但是很少有研究关注到某一处土壤的重金属与施肥情况的关系,特别是菌渣还田条件下。本文将采用较为简单和直观的相关分析和聚类分析统计方法对菌渣还田下水稻土重金属来源与菌渣的关系进行分析。

多年来,化肥作为作物生长不可或缺的决定因子,具有不可替代的作用^[20]。然而,随着我国实施“化肥零增长”行动,农业生产需要寻找新的安全肥源为作物提供充足的营养物质^[20]。菌渣不仅是我国主要农业废弃物之一,而且含有大量N、P、K等作物生长所需的营养元素,具有成为有机肥源的巨大潜力^[3]。然而,现有研究鲜有报道菌渣直接还田是否会给农田土壤带来潜在重金属危害^[7]。因此,本文应用污染负荷指数法、环境污染指数法和潜在生态风险评价法对菌渣还田下水稻土Cu、Cd、Pb和Zn进行污染评价,并利用Pearson相关分析和聚类分析探究菌渣还田下水

稻土重金属来源与菌渣的关系,为菌渣作有机肥源进行直接还田利用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验土壤

试验地位于我国重要的商品粮生产区之一的成都平原中西部的成都市桫泉镇,2016年4月至2017年4月进行大田定位试验。土壤属于渗育黄潮田,耕作方式为稻麦轮作。经测定,试验地0~20 cm耕作层基本理化性质为pH 6.45、有机质 28.3 g·kg⁻¹、全氮 2.25 g·kg⁻¹、全磷 1.87 g·kg⁻¹、全钾 23.96 g·kg⁻¹、Cu 35.8 mg·kg⁻¹、Cd 0.17 mg·kg⁻¹、Pb 40.3 mg·kg⁻¹和Zn 81.2 mg·kg⁻¹。

1.2 供试物料

试验区常用施肥物料为尿素(含纯N 46%)、过磷酸钙(含P₂O₅ 12%)和进口加拿大红钾(含K₂O 60%)。经测定尿素Cu、Cd、Pb和Zn含量分别为0.74、0.47、8.32 mg·kg⁻¹和18.74 mg·kg⁻¹,过磷酸钙Cu、Cd、Pb和Zn含量分别为35.54、3.89、38.44 mg·kg⁻¹和75.47 mg·kg⁻¹,加拿大红钾Cu、Cd、Pb和Zn含量分别为2.08、1.92、16.64 mg·kg⁻¹和24.75 mg·kg⁻¹。

供试菌渣为成都市富瑞达生物技术有限公司提供的双孢蘑菇培养基废料。经测定,其主要成分为有机质 328.9 g·kg⁻¹、全氮 13.6 g·kg⁻¹、全磷 21.9 g·kg⁻¹、全钾 16.1 g·kg⁻¹、Cu 33.85 mg·kg⁻¹、Cd 0.29 mg·kg⁻¹、Pb 24.52 mg·kg⁻¹和Zn 63.57 mg·kg⁻¹。

1.3 试验设计

试验共设7个处理:CK(对照,不施入任何物料)、T1(化肥提供100%纯N)、T2(菌渣提供100%纯N)、T3(菌渣提供120%纯N)、T4(菌渣提供140%纯N)、T5(菌渣提供100%P₂O₅)和T6(菌渣提供100%K₂O),N、P₂O₅和K₂O不足由化肥补足。N、P₂O₅和K₂O施入标准以该区域种植习惯为依据,水稻季纯N、P₂O₅和K₂O分别为150、75 kg·hm⁻²和75 kg·hm⁻²,小麦季纯N、P₂O₅和K₂O分别为180、90 kg·hm⁻²和90 kg·hm⁻²。具体试验方案详见表1。

按照该区域种植习惯,菌渣于作物种植前三天一次性施入农田,化肥于作物种植当天一次性施入农田。供试水稻和小麦品种均为当地常规种植品种,分别为宜香优2115和内麦3号。小区试验运用随机区组排列,保证3次重复,每个小区面积为30 m²,试验期间保持小区处理及位置不变。水稻种植从2016年4月20日至2016年9月10日;小麦种植从2016年11

表1 各处理物料用量(kg·hm⁻²)
Table 1 The material amount in different treatments(kg·hm⁻²)

处理 Treatments	水稻季 Rice season				小麦季 Wheat season			
	尿素 Urea	过磷酸钙 Calcium superphosphate	钾肥 Potash fertilizer	菌渣 Mushroom residue	尿素 Urea	过磷酸钙 Calcium superphosphate	钾肥 Potash fertilizer	菌渣 Mushroom residue
CK	—	—	—	—	—	—	—	—
T1	325	625	125	—	390	750	150	—
T2	—	—	—	11 000	—	—	—	13 200
T3	—	—	—	13 200	—	—	—	15 800
T4	—	—	—	15 400	—	—	—	18 400
T5	220	—	32	3500	270	—	40	4100
T6	190	—	—	4600	225	—	—	5600

月5日至2017年4月28日。

1.4 测定项目

在水稻季和小麦季时,每个月(30 d)采集0~20 cm层土样1次(五点法),共11次,经自然风干,研磨后过0.15 mm筛待测。经HNO₃、HF、HClO₄消煮、过滤后,采用石墨炉原子吸收光谱法(Solaar M6, Thermo Fisher Scientific, 美国)测定滤液重金属Cd含量,采用火焰原子吸收光谱法(Solaar M6, Thermo Fisher Scientific, 美国)测定Cu、Pb和Zn含量。每批样品在消解过程中均添加土壤标样和空白作为分析质量控制。试剂均为优级纯,分析用水为Milli-Q超纯水。

1.5 数据统计分析

采用SPSS 19.0软件统计并分析各个处理下水稻土Cu、Cd、Pb和Zn含量的差异,并应用ANOVA的SNK法进行显著性检验。

1.6 重金属污染评价方法

1.6.1 评价标准

目前,有研究根据《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)和《食用农产品产地环境质量评价标准》(HJ/T 332—2006)进行土壤重金属污染评价^[16,20]。通过对比发现(表2),宜以较为严格的《食用农产品产地环境质量评价标准》(HJ/T 332—2006)为依据对菌渣还田下水稻土Cu、Cd、Pb和Zn污染情况进行评价,结果更能满足农业生产需求。

表2 水稻土Cu、Cd、Pb和Zn的限制值(mg·kg⁻¹)

Table 2 Cu, Cd, Pb and Zn limit values in paddy soil (mg·kg⁻¹)

标准 Standard	Cu	Cd	Pb	Zn
土壤环境质量标准(pH<6.5) Environmental quality standards for soils(pH<6.5)	50	0.3	250	200
食用农产品产地环境质量评价标准(pH<6.5) Environmental quality evaluation standards for farmland of edible agricultural products(pH<6.5)	50	0.3	80	200

1.6.2 污染负荷指数法

污染负荷指数法是一种在单因子污染指数法的基础上评价重金属污染水平的方法^[21]。其计算公式如下:

$$P_a^i = \frac{M_a^i}{S_a^i} \quad (1)$$

$$PLI_a = \sqrt[n]{P_a^1 \times P_a^2 \times P_a^3 \times \dots \times P_a^n} \quad (2)$$

式中: P_a^i 是a点上i重金属元素的污染指数; M_a^i 和 S_a^i 分别是a点上i重金属元素的实测值和标准值;PLI_a是a点上的重金属污染负荷指数; P_a^n 是指a点上的第n个重金属元素的污染指数。

污染负荷指数法的污染分级分为清洁等级(P_a^i 、PLI_a≤0.7)、基本清洁等级(0.7< P_a^i 、PLI_a≤1.0)、轻度污染等级(1.0< P_a^i 、PLI_a≤2.0)、中度污染等级(2.0< P_a^i 、PLI_a≤3.0)和重度污染等级(P_a^i 、PLI_a>3.0)。

1.6.3 潜在生态风险评价法

本文采用《食用农产品产地环境质量评价标准》为标准,对菌渣还田下水稻土Cu、Cd、Pb和Zn进行潜在生态风险评价。其计算公式为:

$$E_a^i = P_a^i \times T_a^i \quad (3)$$

$$RI_a = \sum_{i=1}^n E_a^i \quad (4)$$

式中: E_a^i 为a点上i重金属元素的潜在生态风险系数; P_a^i 为a点i重金属元素的污染指数; T_a^i 为a点i重金属

元素的毒性系数,本文所涉及的Cu、Cd、Pb和Zn毒性系数分别为5、30、5和1; RI_a 为a点重金属元素综合潜在生态风险系数; E_a^n 为a点上第n种重金属元素潜在生态风险系数。

借鉴潜在生态风险系数和综合潜在生态风险系数原标准分级方法得到本文分级标准,见表3^[23-24]。

表3 潜在生态风险评价法风险分级情况对比
Table 3 Comparison of risk ranking in potential ecological risk evaluation

E_a^n		RI_a		风险级别 Risk level
原标准 Original	本文标准 This paper	原标准 Original	本文标准 This paper	
<40	<30	<150	<50	轻微风险
40~80	30~60	150~300	50~100	中等风险
80~160	60~120	300~600	100~200	较强风险
160~320	120~240	≥600	≥200	很强风险
≥320	≥240	—	—	极强风险

1.7 相关性分析

应用SPSS 19.0软件,对土样重金属含量按照处理和物料种类进行Pearson相关分析,了解各处理和物料还田下的土壤重金属的相关性。对各个处理水稻土中重金属含量进行水平聚类分析,研究水稻土重金属污染源的差异。

2 结果与讨论

2.1 菌渣还田下作物籽粒产量情况

菌渣还田下水稻及小麦籽粒产量情况如表4所示。T5和T6处理下水稻籽粒产量较常规施肥处理T1分别显著高出6.25%和4.41% ($P<0.05$)。T5和T6处理下水稻籽粒产量比其他菌渣还田处理T2~T4显著高出6.91%~15.97%和5.06%~13.96% ($P<0.05$)。T5和T6处理下小麦籽粒产量分别较常规施肥处理T1显著高出9.70%和8.45% ($P<0.05$)。T5和T6处理下小麦籽粒产量比其他菌渣还田处理(T2~T4)显著高出9.00%~27.20%和7.76%~25.75% ($P<0.05$)。而水稻和小麦籽粒产量在T5和T6处理之间差异均不显著 ($P>0.05$)。由此可见,T5和T6处理下水稻和小麦籽粒产量均显著高出其他施肥处理 ($P<0.05$)。

2.2 菌渣还田下水稻土重金属含量

菌渣还田下水稻土中重金属Cu、Cd、Pb和Zn含量如图1所示,呈现出 $Zn>Pb>Cu>Cd$ 的现象,这与已有的研究结果^[24]基本一致。这4种重金属的含量均低于《食用农产品产地环境质量评价标准》(HJ/T 332

表4 菌渣还田下作物籽粒产量($kg\cdot hm^{-2}$)

Table 4 Yield of grains under mushroom residue recycling($kg\cdot hm^{-2}$)

处理 Treatments	水稻 Rice	小麦 Wheat
CK	5249±86e	2475±94d
T1	6624±139b	3598±73b
T2	6583±148b	3621±117b
T3	6371±152c	3236±129c
T4	6069±173d	3103±136c
T5	7038±104a	3947±133a
T6	6916±183a	3902±65a

注:同列不同字母表示处理间差异显著 ($P<0.05$)。

Note: Different letters indicate significant difference among treatments ($P<0.05$).

—2006)规定限值,符合食用农产品产地环境质量要求。然而,实验前该区域水稻土Cu、Cd、Pb和Zn含量分别高出成都平原土壤背景值36.54%、13.33%、57.98%和4.30%,表明水稻土在试验前可能受到农药、化肥以及交通运输等人为因素和大气沉降等环境因素的影响^[25-27]。

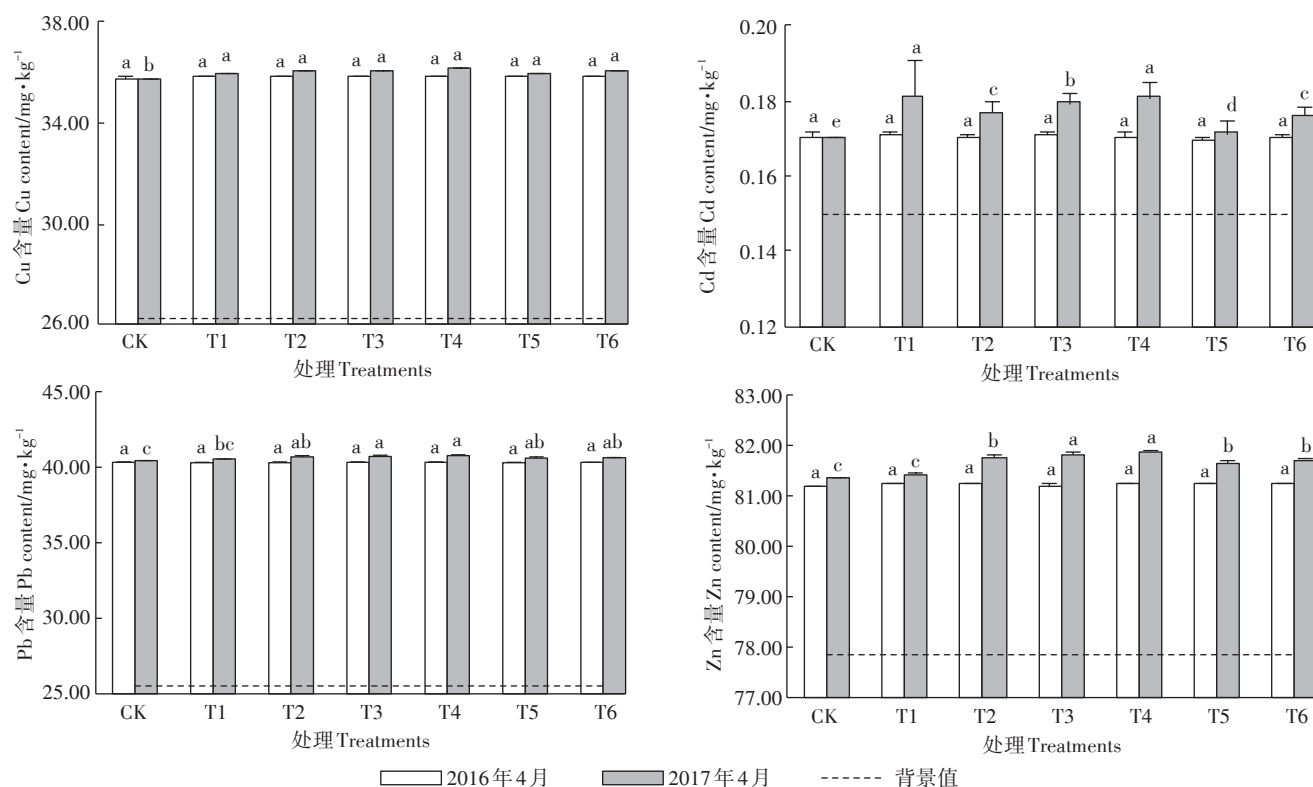
由图1可知,经稻麦轮作,重金属Pb和Zn在T1与CK处理之间差异均不显著 ($P>0.05$)。T1~T6处理下土壤Cu、Cd、Pb和Zn含量分别较种植前提升0.49%~0.94%、1.18%~6.47%、0.60%~1.09%和0.23%~0.73%,这与已有研究一致,施肥会增加土壤中重金属含量^[28]。T2~T4处理下土壤重金属Cu、Cd、Pb和Zn含量均呈现 $T2<T3<T4$,表明土壤重金属含量随着菌渣施入量增多而增大,与已有结论一致,物料施入量增大会导致土壤重金属含量增多^[29]。CK处理下这4种重金属含量分别比试验前提升0.07%、0.07%、0.30%和0.21%,有研究认为可能受到大气沉降及灌溉水等方面影响^[29-30]。其中,Pb增加较多,与已有研究结论一致,该区域可能受公路交通和工业影响较明显^[27,31]。

2.3 菌渣还田下水稻土重金属污染评价

2.3.1 污染负荷评价

菌渣还田下水稻土Cu、Cd、Pb和Zn污染负荷评价结果见表5。水稻土重金属单项污染指数呈 $Cu>Cd>Pb>Zn$ 。Cu污染指数(0.716~0.723)大于0.7,属基本清洁等级。Cd、Pb和Zn污染指数均小于0.7,处于清洁等级。由此可知,该试验水稻土的Cu污染等级高于其他重金属,表明水稻土可能因成土母质或农业等人为活动影响已积累较多重金属Cu^[26,32]。

T1~T6施肥处理下水稻土的重金属污染负荷指数为0.541~0.549,均小于0.7,都属于清洁等级。



背景值为成都平原土壤背景值, Cu 26.22 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、Cd 0.15 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、Pb 25.51 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 Zn 77.85 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ [24]

The background soil concentration of Cu, Cd, Pb and Zn were 26.22, 0.15, 25.52 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ and 77.85 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ respectively in Chengdu Plain

图1 菌渣还田下水稻土 Cu、Cd、Pb 和 Zn 含量

Figure 1 Cu, Cd, Pb and Zn content in paddy soil under mushroom residue recycling

表5 菌渣还田下水稻土 Cu、Cd、Pb 和 Zn 污染负荷评价

Table 5 Pollution load evaluation of Cu, Cd, Pb and Zn in paddy soil under mushroom residue recycling

处理 Treatments	P_{Cu}	P_{Cd}	P_{Pb}	P_{Zn}	PLI
CK	0.716±0.002b	0.568±0.002e	0.506±0.001c	0.407±0.001c	0.538±0.001d
T1	0.720±0.001a	0.605±0.001a	0.507±0.001bc	0.407±0.001c	0.548±0.002b
T2	0.722±0.002a	0.591±0.003c	0.508±0.001ab	0.408±0.001b	0.546±0.001b
T3	0.723±0.001a	0.600±0.001b	0.509±0.001a	0.409±0.002a	0.548±0.001b
T4	0.723±0.001a	0.603±0.003a	0.510±0.002a	0.409±0.001a	0.549±0.001a
T5	0.721±0.001a	0.573±0.002d	0.508±0.001ab	0.408±0.001b	0.541±0.001c
T6	0.722±0.003a	0.588±0.001c	0.508±0.001ab	0.408±0.001b	0.545±0.001bc

T1~T6施肥处理中, T4处理的污染负荷指数为0.549, 显著高于其他施肥处理($P<0.05$), 而T5处理的污染负荷指数为0.541, 显著低于其他施肥处理($P<0.05$), 表明T1~T6施肥处理下, T4处理带给水稻土重金属污染最重, T5处理造成的重金属污染最轻。

2.3.2 潜在生态风险评价

菌渣还田下水稻土 Cu、Cd、Pb 和 Zn 潜在生态风险评价结果见表6。水稻土潜在生态风险系数表现为 $30 > \text{Cd} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Zn}$, 处于轻微潜在生态风险阶段。其中, Cd 潜在生态风险系数最高(17.045~18.157), Zn

的潜在生态风险系数为最低(0.407~0.409), 有研究认为这与潜在生态风险评价中重金属毒性水平差异有较大关系^[26]。

T1~T6施肥处理下水稻土重金属综合潜在生态风险系数为23.726~24.696, 小于50, 均具有轻微的重金属潜在生态风险。其中, T1处理综合潜在生态风险系数最高, T4次之, 这一顺序与它们的重金属含量排序有所差异, 这可能与潜在生态风险评价法中重金属毒性和敏感性的差异有关, 评价法中Cd毒性系数为30, Cu、Pb和Zn的毒性系数仅为5、5和1, 这使得

表6 菌渣还田下水稻土Cu、Cd、Pb和Zn潜在生态风险评价

Table 6 Potential ecological risk assessment of Cu, Cd, Pb and Zn in paddy soil under mushroom residue recycling

处理 Treatments	E_{Cu}	E_{Cd}	E_{Pb}	E_{Zn}	RI
CK	3.578±0.009b	17.045±0.085e	2.528±0.005e	0.406±0.001c	23.557±0.077f
T1	3.598±0.004a	18.157±0.042a	2.534±0.004bc	0.407±0.001c	24.696±0.038a
T2	3.610±0.011a	17.722±0.099c	2.543±0.006ab	0.408±0.001b	24.283±0.115c
T3	3.613±0.006a	17.982±0.035b	2.545±0.005a	0.409±0.002a	24.549±0.037b
T4	3.617±0.006a	18.078±0.101a	2.548±0.005a	0.409±0.001a	24.652±0.116a
T5	3.604±0.003a	17.176±0.068d	2.538±0.005ab	0.408±0.001b	23.726±0.068e
T6	3.608±0.016a	17.647±0.027c	2.540±0.004ab	0.408±0.001b	24.204±0.009d

Cd含量较高,风险系数增高幅度较大^[33]。T1和T4处理下水稻土综合潜在生态风险系数为24.696和24.652,均显著高于其他施肥处理($P<0.05$);而T5处理综合潜在生态风险系数为23.726,显著低于其他施肥处理($P<0.05$)。表明T1和T4处理给水稻土带来重金属潜在生态风险最大,而T5处理给水稻土带来重金属潜在风险最小。

2.4 菌渣还田下水稻土重金属相关性分析

2.4.1 Pearson相关性分析

元素之间相关性显著与否,表明了元素之间是否受到同一污染源影响。一般情况,相关性较显著的元素被认为具有同一污染源,反之则受到不同污染源的作用^[34]。对各个小区11次采样的水稻土重金属Cu、Cd、Pb和Zn含量进行Pearson相关性分析得到相关系数矩阵,见表7。

为进一步说明物料施入与水稻土中重金属元素来源的关系,将7个处理划分成化肥施入和菌渣施入2个类型,运用相同相关分析方法进行化肥、菌渣施入后水稻土重金属Cu、Cd、Pb和Zn之间相关性分析,结果见表8。化肥施入后土壤中Cu-Pb和Cu-Zn呈现出极显著相关性($P<0.01$),Cd-Pb、Cd-Zn和Pb-Zn呈现出显著相关性($P<0.05$),说明运用化肥进行农业生产可能是水稻土Cu、Cd、Pb和Zn的主要来源。Cu-Cd相关性不显著,表明Cu和Cd可能存在不同的污染源。菌渣施用后土壤中Cu-Zn和Pb-Zn相关性极显著($P<0.01$),Cu-Pb相关性显著($P<0.05$),说明菌渣施入稻田可能成为Cu、Pb和Zn重要污染源。而Cd与Cu和Pb之间的相关性均不显著($P>0.05$),表明Cd可能存在其他重要污染源,如交通运输等^[31]。

2.4.2 聚类分析

前面研究已经发现,不同物料施入会使得土壤受到不同重金属威胁,而哪类物料对于水稻土重金属影响较大尚不清楚。因此,将不同处理下水稻土重金属

表7 不同处理下水稻土Cu、Cd、Pb和Zn相关性分析

Table 7 Correlation analysis between Cu, Cd, Pb and Zn in paddy soil under different treatments

处理 Treatments	重金属 Heavy metals	Cu	Cd	Pb	Zn
CK	Cu	1.000			
	Cd	0.152	1.000		
	Pb	0.307	0.221	1.000	
	Zn	0.380	-0.013	0.043	1.000
T1	Cu	1.000			
	Cd	0.189	1.000		
	Pb	0.288	0.244	1.000	
	Zn	0.445*	0.247	0.184	1.000
T2	Cu	1.000			
	Cd	0.155	1.000		
	Pb	0.211	0.087	1.000	
	Zn	0.420*	0.229	0.303	1.000
T3	Cu	1.000			
	Cd	0.183	1.000		
	Pb	0.229	0.113	1.000	
	Zn	0.422*	0.234	0.324	1.000
T4	Cu	1.000			
	Cd	0.261	1.000		
	Pb	0.278	0.138	1.000	
	Zn	0.434*	0.237	0.332	1.000
T5	Cu	1.000			
	Cd	0.101	1.000		
	Pb	0.199	0.252	1.000	
	Zn	0.433*	0.189	0.190	1.000
T6	Cu	1.000			
	Cd	0.111	1.000		
	Pb	0.290	0.268	1.000	
	Zn	0.434*	0.219	0.300	1.000

注:*表示在 $P<0.05$ 水平显著相关。下同。

Notes: * indicates significantly correlated at $P<0.05$. The same below.

含量进行样本水平聚类分析(图2)。将试验处理分为4个不同群组,具体如下:第一类,CK处理下水稻

表8 化肥、菌渣施用后水稻土 Cu、Cd、Pb 和 Zn 相关性分析

Table 8 Correlation analysis between Cu, Cd, Pb and Zn in paddy soil after fertilizer or mushroom residue application

物料 Material	重金属 Heavy metal	Cu	Cd	Pb	Zn
化肥 Chemical fertilizer	Cu	1.000			
	Cd	0.172	1.000		
	Pb	0.275**	0.245*	1.000	
	Zn	0.441**	0.228*	0.201*	1.000
菌渣 Mushroom residue	Cu	1.000			
	Cd	0.209	1.000		
	Pb	0.262*	0.134	1.000	
	Zn	0.427**	0.239*	0.337**	1.000

注:**表示在 $P<0.01$ 水平呈极显著相关。Notes:** indicates significantly correlated at $P<0.01$.

土重金属污染威胁最小,其重金属来源不受化肥和菌渣影响,可能受大气沉降等自然因素和公路交通等人为因素影响^[33,35]。第二类,T1处理下水稻土 Cu、Pb 和 Zn 含量均较低,而 Cd 含量最高,对水稻土具有较高的重金属潜在生态风险,经分析 T1 处理全施用化肥,不受菌渣影响,因此该处理下水稻土重金属来源可能以化肥为主。第三类,T3 和 T4 处理下水稻土 Cu、Cd、Pb 和 Zn 含量较高,重金属污染威胁较大,菌渣施入量也较高,这 2 个处理下水稻土重金属含量可能与菌渣施入量较多有着较为密切的关系。第四类,T2、T5 和 T6 处理下水稻土 Cu、Cd、Pb 和 Zn 含量相对较低,重金属污染较轻微,菌渣施入量较低。这 3 个处理对水稻土重金属影响不大,水稻土中重金属来源可能是菌渣、化肥或灌溉水等多个污染源。

为确认聚类分析 4 个群组差异性情况,对 4 个群组水稻土重金属含量进行相关性分析(表 9)。4 类群组中,第一类与第二类、第三类和第四类的相关性均不显著($P>0.05$),第二类群组与第三类和第四类的相关性也不显著($P>0.05$)。表明由于施入物料种类及数量的差异性,第一类与第二类、第三类和第四类具有差异性,第二类与第三类及第四类具有差异性。而第三类与第四类的相关性显著($P<0.05$),其原因可能是第三类与第四类的各个处理均施入菌渣,菌渣残留的重金属可能会给土壤带来潜在重金属威胁。其中,第三类群组施用过菌渣,给土壤带来的重金属污染威胁较大。

由此可见,菌渣或化肥大量施用均可能成为土壤重金属的主要来源,会导致土壤重金属增长较快,给土壤造成较高的重金属污染潜在风险。从农田重金

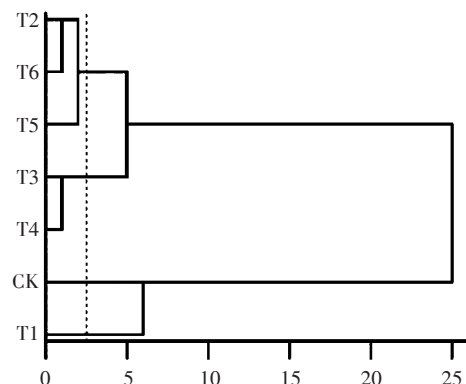


图2 不同处理下水稻土重金属含量聚类分析

Figure 2 Cluster analysis of heavy metals content in paddy soil under all treatments

表9 聚类分类结果的相关性分析

Table 9 Correlation analysis of cluster classifications

类别 Category	第一类 First category	第二类 Second category	第三类 Third category	第四类 Fourth category
第一类 First category	1.000			
第二类 Second category	0.734	1.000		
第三类 Third category	0.403	0.457	1.000	
第四类 Fourth category	0.416	0.448	0.896*	1.000

属预防及环境保护的角度,应减少化肥特别是重金属含量较高的化肥施用,菌渣作为肥源时,需要控制其施用量^[38]。在稻麦轮作时采用菌渣与化肥混施(如 T5 处理),由菌渣替代磷肥配施一定量的氮肥和钾肥,既减少了菌渣大量施入带来的重金属威胁,又降低了过磷酸钙等肥料较多产生的重金属潜在风险,有利于农田土壤资源可持续利用,宜在农业生产中进行推广。

3 结论

(1)菌渣还田下重金属 Cu、Cd、Pb 和 Zn 含量随着菌渣施入量的增多而增大。

(2)T1~T6 处理下,T1 和 T4 处理施肥方案给水稻土带来的重金属污染威胁最严重,而 T5 处理给水稻土带来的重金属污染威胁最轻微。

(3)相关性分析表明,化肥施用可能是土壤 Cu、Cd、Pb 和 Zn 重金属元素的重要来源,菌渣施入可能成为土壤 Cu、Pb 和 Zn 重金属元素的污染源。

(4)菌渣能作为一种安全的新肥源,T5 处理方案,即菌渣替代磷肥配施适量化肥,能够降低土壤重金属污染风险,宜在农业生产中进行推广。

参考文献

- [1] 刘晓梅, 邹亚杰, 胡清秀, 等. 菌渣纤维素降解菌的筛选与鉴定[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(7): 1384-1391.
LIU Xiao-mei, ZOU Ya-jie, HU Qing-xiu, et al. Screening and identification of cellulose-degrading bacteria from spent substrate of edible mushroom[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(7): 1384-1391.
- [2] Wang B, Dong F Q, Chen M J, et al. Advances in recycling and utilization of agricultural wastes in China: Based on environmental risk, crucial pathways, influencing factors, policy mechanism[J]. *Procedia Environmental Sciences*, 2016, 31: 12-17.
- [3] Hackett R. Spent mushroom compost as a nitrogen source for spring barley[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2015, 102(2): 253-263.
- [4] Gbolagade J S, Mobolaji L M, Jacob O O. Effect of spent mushroom compost of *Pleurotus pulmonarius* on growth performance of four Nigerian vegetables[J]. *Mycobiology*, 2011, 39(3): 164-169.
- [5] Medina E, Paredes C, Pérez-Murcia M D, et al. Spent mushroom substrates as component of growing media for germination and growth of horticultural plants[J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100(18): 4227-4232.
- [6] Herrero-Hernández E, Andrades M S, Marín-Benito J M, et al. Field-scale dissipation of tebuconazole in a vineyard soil amended with spent mushroom substrate and its potential environmental impact[J]. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 2011, 74(6): 1480-1488.
- [7] Song X, Liu M, Wu D, et al. Heavy metal and nutrient changes during vermicomposting animal manure spiked with mushroom residues[J]. *Waste Management*, 2014, 34(11): 1977-1983.
- [8] Aiman U, Mahmood A, Waheed S, et al. Enrichment, geo-accumulation and risk surveillance of toxic metals for different environmental compartments from Mehmood Booti dumping site, Lahore City, Pakistan[J]. *Chemosphere*, 2016, 144: 2229-2237.
- [9] Tziritis E, Kelepertsis A, Fakinou G. Geochemical status and interactions between soil and groundwater systems in the area of Akrefnio, central Greece. Risk assessment, under the scope of mankind and natural environment[J]. *Journal of Water & Land Development*, 2011, 15: 127-144.
- [10] 迪娜·吐尔生江, 李典鹏, 胡毅, 等. 新疆奴拉赛铜矿周边土壤理化特征和重金属污染生态风险评价[J]. 农业资源与环境学报, 2018, 35(1): 17-23.
Dina·TURSENJIAN, LI Dian-peng, HU Yi, et al. Physicochemical characteristics and ecological risk assessment of heavy metals contaminated soils in copper mining of Nulasai, Xinjiang, China[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2018, 35(1): 17-23.
- [11] Rapant S, Kordík J. An environmental risk assessment map of the Slovak Republic: Application of data from geochemical atlases[J]. *Environmental Geology*, 2003, 44(4): 400-407.
- [12] Krčová K, Robertson D, Cvečková V, et al. Road-deposited sediment, soil and precipitation (RDS) in Bratislava, Slovakia: Compositional and spatial assessment of contamination[J]. *Journal of Soils & Sediments*, 2009, 9(4): 304-316.
- [13] Fatoba P O, Ogunkunle C O, Folarin O O, et al. Heavy metal pollution and ecological geochemistry of soil impacted by activities of oil industry in the Niger Delta, Nigeria[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2016, 75(4): 1-9.
- [14] Li Z G, Feng X B, Li G H, et al. Mercury and other metal and metalloid soil contamination near a Pb/Zn smelter in east Hunan Province, China[J]. *Applied Geochemistry*, 2011, 26(2): 160-166.
- [15] 李一蒙, 马建华, 刘德新, 等. 开封城市土壤重金属污染及潜在生态风险评价[J]. 环境科学, 2015, 36(3): 1037-1044.
LI Yi-meng, MA Jian-hua, LIU De-xin, et al. Assessment of heavy metal pollution and potential ecological risks of urban soils in Kaifeng City, China[J]. *Environmental Science*, 2015, 36(3): 1037-1044.
- [16] 姜璐, 吕貽忠, 申思雨. 华北地区有机种植和常规种植模式下土壤重金属含量及污染评价[J]. 中国生态农业学报, 2015, 23(7): 877-885.
JIANG Rong, LÜ Yi-zhong, SHEN Si-yu. Assessment of heavy metal content and pollution in organic and conventional farming soils in north China[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2015, 23(7): 877-885.
- [17] 王成军, 冯涛, 赵舒婷, 等. 冶炼厂周边表层土壤重金属关联特征及污染评价[J]. 环境工程学报, 2016, 10(4): 2064-2070.
WANG Cheng-jun, FENG Tao, ZHAO Shu-ting, et al. Correlation characteristics and pollution evaluation of heavy metals in surface soil around a smelting factory[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2016, 10(4): 2064-2070.
- [18] Sungur A, Özcan H. Chemometric and geochemical study of the heavy metal accumulation in the soils of a salt marsh area (Kavak Delta, NW Turkey)[J]. *Journal of Soils & Sediments*, 2014, 15(2): 323-331.
- [19] Benson N U, Asuquo F E, Williams A B, et al. Source evaluation and trace metal contamination in benthic sediments from equatorial ecosystems using multivariate statistical techniques[J]. *PLoS ONE*, 2016, 11(6): e0156485.
- [20] 串丽敏, 何萍, 赵同科. 作物推荐施肥方法研究进展[J]. 中国农业科技导报, 2016, 18(1): 95-102.
CHUAN Li-min, HE Ping, ZHAO Tong-ke. Research advance on recommendation for crop fertilization methodology[J]. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 2016, 18(1): 95-102.
- [21] 傅智慧, 俞洁, 王飞儿, 等. 浙江蔬菜基地土壤重金属污染及潜在生态风险[J]. 环境科学与技术, 2013, 36(S1): 334-337, 413.
Fu Zhi-hui, Yu Jie, Wang Fei-er, et al. Pollution and potential ecological risk of soil heavy metals in Zhejiang vegetable bases[J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 36(S1): 334-337, 413.
- [22] 李莹杰, 张列宇, 吴易雯, 等. 江苏省浅水湖泊表层沉积物重金属GIS空间分布及生态风险评价[J]. 环境科学, 2016, 37(4): 1321-1329.
- [23] Fernández J A, Carballeira A. Evaluation of contamination, by differ-

- ent elements, in terrestrial mosses[J]. *Archives of Environmental Contamination & Toxicology*, 2001, 40(4):461-468.
- [24] 周伟, 邓良基, 贾凡凡, 等. 菌渣猪粪还田下麦稻重金属富集特征及风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(2):230-240.
ZHOU Wei, DENG Liang-ji, JIA Fan-fan, et al. Enrichment characteristic and risk assessment of heavy metals in wheat and rice organs under mushroom residue or swine manure recycling[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(2):230-240.
- [25] 杨刚, 李燕, 巫林, 等. 成都平原表层水稻土重金属污染健康风险分析[J]. 环境化学, 2014, 33(2):269-275.
YANG Gang, LI Yan, WU Lin, et al. Concentration and health risk of heavy metals in topsoil of paddy field of Chengdu Plain[J]. *Environmental Chemistry*, 2014, 33(2):269-275.
- [26] 周伟, 邓良基, 贾凡凡, 等. 基于土壤重金属风险和经济效益的双孢蘑菇菌渣还田量估算[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(3):507-514.
ZHOU Wei, DENG Liang-ji, JIA Fan-fan, et al. Assessment of *Agaricus bisporus* residue application rate based on soil heavy metal risk and economic benefit[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(3):507-514.
- [27] 姜超, 陈志彪, 陈志强, 等. 闽西南崩岗土壤重金属含量、分布、来源及生态风险[J]. 中国生态农业学报, 2016, 24(3):373-383.
JIANG Chao, CHEN Zhi-biao, CHEN Zhi-qiang, et al. Content, distribution, source and ecological risk of heavy metals in soils of Benggang areas in southwest Fujian[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2016, 24(3):373-383.
- [28] 曾希柏, 苏世鸣, 马世铭, 等. 我国农田生态系统重金属的循环与调控[J]. 应用生态学报, 2010, 21(9):2418-2426.
ZENG Xi-bai, SU Shi-ming, MA Shi-ming, et al. Heavy metals cycling and its regulation in China cropland ecosystems[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2010, 21(9):2418-2426.
- [29] 王美, 李书田, 马义兵, 等. 长期不同施肥措施对土壤和作物重金属累积的影响[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(1):63-74.
WANG Mei, LI Shu-tian, MA Yi-bing, et al. Effect of long-term fertilization on heavy metal accumulation in soils and crops[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(1):63-74.
- [30] 武小净, 李德成, 石屹, 等. 我国主产烟区灌溉水中重金属含量调查及环境质量评价[J]. 土壤, 2015(4):746-751.
WU Xiao-jing, LI De-cheng, SHI Yi, et al. Study on heavy metal contents and environment quality of tobacco irrigation water in China[J]. *Soils*, 2015(4):746-751.
- [31] 穆叶赛尔·吐地, 吉力力·阿布都外力, 姜逢清. 天山北坡土壤重金属含量的分布特征及其来源解释[J]. 中国生态农业学报, 2013, 21(7):883-890.
Muyassar·TURDI, Jilili·ABUDUWAILI, JIANG Feng-Qing. Distribution characteristics of soil heavy metal content in northern slope of Tianshan Mountains and its source explanation[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2013, 21(7):883-890.
- [32] 柴小平, 胡宝兰, 魏娜, 等. 杭州湾及邻近海域表层沉积物重金属的分布、来源及评价[J]. 环境科学学报, 2015, 35(12):3906-3916.
CHAI Xiao-ping, HU Bao-lan, WEI Na, et al. Distribution, sources and assessment of heavy metals in surface sediments of the Hangzhou Bay and its adjacent areas[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2015, 35(12):3906-3916.
- [33] 江宏, 马友华, 尹国庆, 等. 安徽省某县农田土壤重金属污染及潜在生态风险评价[J]. 农业资源与环境学报, 2017, 34(4):352-359.
JIANG Hong, MA You-hua, YIN Guo-qing, et al. Evaluation on heavy metal pollution and potential ecological risk of farmland soils in a county of Anhui Province, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 34(4):352-359.
- [34] 贾亚琪, 程志飞, 刘品祯, 等. 煤矿区周边农田土壤重金属积累特征及生态风险评价[J]. 土壤通报, 2016, 47(2):474-479.
JIA Ya-qi, CHENG Zhi-fei, LIU Pin-zhen, et al. Accumulation characteristics of heavy metals in agricultural soil around the mining area and ecological risk assessment[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2016, 47(2):474-479.
- [35] 张倩, 陈宗娟, 彭昌盛, 等. 大港工业区土壤重金属污染及生态风险评价[J]. 环境科学, 2015, 36(11):4232-4240.
ZHANG Qian, CHEN Zong-juan, PENG Chang-sheng, et al. Heavy metals pollution in topsoil from Dagang industry area and its ecological risk assessment[J]. *Environmental Science*, 2015, 36(11):4232-4240.
- [36] 王成, 袁旭音, 陈畅, 等. 苏州地区水稻土重金属污染源解析及端元影响量化研究[J]. 环境科学学报, 2015, 35(10):3269-3275.
WANG Cheng, YUAN Xu-yin, CHEN Yang, et al. Quantification of contributions from different sources on heavy metals accumulation in the paddy soil from Suzhou area[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2015, 35(10):3269-3275.
- [37] 王改玲, 李立科, 郝明德, 等. 长期定位施肥对土壤重金属含量的影响及环境评价[J]. 水土保持学报, 2010, 24(3):60-63.
WANG Gai-ling, LI Li-ke, HAO Ming-de, et al. Effects of long-term fertilization on heavy-metal contents of soil and environmental quality evaluation[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2010, 24(3):60-63.
- [38] 王美, 李书田. 肥料重金属含量状况及施肥对土壤和作物重金属富集的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2014, 20(2):466-480.
WANG Mei, LI Shu-tian. Heavy metals in fertilizers and effect of the fertilization on heavy metal accumulation in soils and crops[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2014, 20(2):466-480.