

# 连续施用沼液对土壤性质的影响及重金属污染风险评价

赖星<sup>1</sup>, 伍钧<sup>1</sup>, 王静雯<sup>1</sup>, 徐敏<sup>1</sup>, 孟晓霞<sup>2</sup>, 毛晓月<sup>1</sup>, 李炎<sup>1</sup>

(1. 四川农业大学环境学院, 成都 611130; 2. 四川省环境保护科学研究院, 成都 610041)

**摘要:** 为实现沼液资源化利用, 采用 3 年田间定位试验研究施用猪粪沼液对土壤理化性质的影响, 并评估其对土壤潜在的重金属污染风险。田间试验种植方式为水稻—油菜轮作, 施肥方式分别以清水和常规化肥为对照, 另设 10 个猪粪沼液施用量梯度。通过单因子污染、内梅罗综合污染和 Hakanson 潜在生态风险指数法, 评价连续施用猪粪沼液对土壤潜在的重金属污染风险。结果表明: 当 3 年沼液施用量为  $(546.25 \sim 626.00) \times 10^3 \text{ kg/hm}^2$  时, 能显著提高土壤肥力, 改善土壤结构, 防止土壤生态功能遭破坏, 保障农业安全生产, 但需合理配施氮肥, 防止土壤养分失衡; 单因子污染指数显示土壤重金属 Cd、As、Cr、Hg 为轻度污染, Pb 较安全; 内梅罗综合污染指数显示 Cd、As、Pb、Cr、Hg 总体为轻度污染; Hakanson 潜在生态风险指数显示 Pb、Cd、Cr、As 存在轻微潜在生态污染风险, Hg 存在中等潜在生态污染风险, 综合潜在生态污染风险程度属轻度; 沼液还田引起土壤环境重金属污染的风险较小, 需合理管控 Hg 和 As 可能引起的土壤环境污染问题。

**关键词:** 沼液; 土壤; 理化性质; 重金属; 污染风险评价; 资源化利用

**中图分类号:** X53; S141 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-2242(2018)06-0359-06

**DOI:** 10.13870/j.cnki.stbcxb.2018.06.052

## The Long-term Effects of Biogas Slurry on Soil Properties and Potential Risks of Heavy Metals in Soils

LAI Xing<sup>1</sup>, WU Jun<sup>1</sup>, WANG Jingwen<sup>1</sup>, XU Min<sup>1</sup>, MENG Xiaoxia<sup>2</sup>, MAO Xiaoyue<sup>1</sup>, LI Yan<sup>1</sup>

(1. College of Environmental Science, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130;

2. Sichuan Research Institute of Environmental Protection, Chengdu 610041)

**Abstract:** In order to utilization of biogas slurry, this paper used a 3-years fixed site field experiment to study the effects of pig manure biogas slurry application on soil physical and chemical properties, and to assess the potential pollution risk of heavy metals in the soil. The planting pattern of the field experiment was rice-rape rotation, fertilization treatments included 2 controls of water and chemical fertilizer, and 10 application rates of pig manure biogas slurry. The indexes of single factor pollution, Nemerow pollution comprehensive and Hakanson pollution index of potential ecological risk were selected as evaluation indexes of the soil heavy metal pollution and potential ecological risk. The results showed that after 3-year application of biogas slurry in a total amount of  $(546.25 \sim 626.00) \times 10^3 \text{ kg/hm}^2$ , the soil fertility and structure were significantly improved. It is worth to note that nitrogen fertilizer should be properly applied to cropland, in order to prevent soil nutrient imbalance. The contents of Cd, As, Pb, Cr and Hg were increased in the biogas slurry treated soils with an increasing application of biogas slurry. Furthermore, Pb, Cd, Cr, and As show slightly potential ecological pollution risk, and Hg exhibited a medium risk of potential ecological pollution, indicating biogas slurry can be safely used in agricultural production. This study indicates that the long-term application of biogas slurry is beneficial for the soil ecological function and the production of food security. Nevertheless, proper management of soil Hg and As is required to prevent soil contamination.

**Keywords:** biogas slurry; soil; physicochemical properties; heavy metals; risk assessment of pollution; resource reuse

收稿日期: 2018-06-20

资助项目: 四川省科技支撑计划项目(2014NZ0045)

第一作者: 赖星(1992—), 男, 在读硕士研究生, 主要从事废弃物资源化利用研究。E-mail: xingye19920901@qq.com

通信作者: 伍钧(1962—), 男, 博士, 教授, 博士生导师, 主要从事污染环境生态修复研究。E-mail: wuj1962@163.com

随着生猪养殖业养殖规模不断扩大,国家投入建设沼气工程的数量也迅速增加,产生的大量沼液对养殖场周边环境造成巨大影响<sup>[1-2]</sup>。沼液是沼气厌氧发酵产物,富含作物生长所需的各类营养物质,已被广泛用于农田灌溉和土壤改良等方面,能有效改善土壤环境并增加土壤养分含量,不仅可以减小施用化肥所带来的环境负面影响,还能实现资源经济高效利用和促进农业绿色可持续发展。但长期盲目施用以畜禽粪便为发酵原料所产生的沼液,存在使农田重金属累积超标的风险,从而导致农田系统生态功能下降,引发粮食安全等问题<sup>[3]</sup>。

关于土壤重金属污染评价方法有单因子污染指数法、内梅罗综合污染指数法、加权平均污染指数法、模糊数学法、Hakanson 潜在生态风险指数法和地积累指数法等<sup>[4-6]</sup>。其中,单因子污染指数和内梅罗综合污染指数不仅能全面反映各土壤重金属的污染状况,还能兼顾单因子污染指数平均值和最高值,使污染较重的重金属因子得以突出。但二者受土壤环境背景值影响较大,不能确定重金属污染的潜在生态风险。1980 年 Hakanson<sup>[7]</sup>首次提出的潜在生态风险指数法,除了考虑到土壤重金属含量外,还把重金属的环境效应、生态效应和毒理学进行结合,对重金属的毒性和潜在危害作出全面分析,使污染评价的可靠性得到增强。由于对土壤污染进行评价的参比值(或标准值)对土壤污染评价结果影响较大<sup>[8]</sup>,本研究采用试验前土壤原始值作为标准值,与采用以国家标准为参比值的方式相比,更具针对性地评价长期施用沼液对土壤重金属带来的污染风险。

目前,关于沼液农用的研究报道主要通过短期田间或盆栽试验的方式对作物产量、品质、病虫害和对土壤环境质量的影响等方面进行探讨,而针对长期大田施用对土壤重金属污染风险评价的研究还鲜有报道。因此,本试验以种植模式为“水稻—油菜”轮作的试验地作为研究对象,通过 3 年连续施用不同量的猪粪沼液进行田间定位试验,针对长期施用沼液对土壤理化性质产生的影响进行分析研究,采用以试验前土壤原始值作为标准值的单因子污染、内梅罗综合污染和 Hakanson 潜在生态风险指数法,对土壤重金属存在的污染风险进行综合评价,以期为沼液还田的可行性和安全性提供理论参考,为沼液在农业实际生产中推广示范提供技术支持和理论依据。

## 1 材料与方 法

### 1.1 试验材料

水稻品种为籼型“宜香 481”,油菜品种为“宜油 15”。

沼液采自四川金利有限公司黑石生猪养殖场,原料为猪粪。沼液基本理化性质为:密度 0.92 kg/L, pH 7.07, 碳 0.795 g/kg, 氮 0.994 g/kg, 铵态氮 0.759 g/kg, 全磷 0.168 g/kg, 全钾 0.442 g/kg, Pb 0.651 mg/kg, Cd 0.043 mg/kg, Cr 1.239 mg/kg, As 7.696 mg/kg, Hg 0.007 mg/kg, 残渣 19.92 mg/kg。

化肥为尿素、过磷酸钙、氯化钾和硼砂,其重金属含量情况见表 1。

表 1 施用化肥重金属含量 单位:mg/kg

化肥种类	Cd	Pb	Cr	As	Hg
尿素	0.049	8.38	1.68	1.48	0.542
过磷酸钙	0.201	1.89	22.77	4.61	1.330
氯化钾	0.327	1.08	5.60	2.14	0.566
硼砂	0.045	0.19	3.10	1.28	0.237

试验于 2014 年 4 月至 2017 年 4 月在四川省邛崃市固驿镇某村实施,土壤类型为黄壤性水稻冲积土。首季种植前基本理化性质为:pH 4.812,全氮 2.11 g/kg,碱解氮 173.4 mg/kg,速效磷 57.32 mg/kg,速效钾 31.48 mg/kg,有机质 35.65 g/kg,阳离子交换量 13.26 cmol/kg, Pb 42.17 mg/kg, Cd 0.480 2 mg/kg, Cr 46.18 mg/kg, As 7.629 mg/kg, Hg 0.136 2 mg/kg。

### 1.2 试验方法

1.2.1 试验设计 试验采用清水(CK1)及常规化肥(CK2)处理为对照,设置 10 个不同沼液施用量的处理(BS1~BS2),每个处理重复 3 次,共 36 个试验小区。连续 3 年施用沼液进行“水稻—油菜”轮作,第 1 季以种植水稻开始试验,各处理沼液 3 年施用总量分别为 $179.75 \times 10^3$ ,  $259.5 \times 10^3$ ,  $339.25 \times 10^3$ ,  $398.25 \times 10^3$ ,  $443.25 \times 10^3$ ,  $495.25 \times 10^3$ ,  $546.25 \times 10^3$ ,  $626.0 \times 10^3$ ,  $709.5 \times 10^3$ ,  $793.0 \times 10^3$  kg/hm<sup>2</sup>,每次施用沼液时经准确称重后进行单排单灌。试验小区面积为 20 m<sup>2</sup>(5 m×4 m),试验田周围设 1 m 宽的保护行,小区间用空行隔离,再用土夯实并用薄膜包裹防止水肥互串。每试验小区水稻种植密度为 16.5 万株/hm<sup>2</sup>,油菜种植密度为 12.4 万株/hm<sup>2</sup>。各处理除施肥类型及用量存在差异外,其他常规农事操作同当地生产种植习惯一致。

1.2.2 样品采集及测定方法 第 3 季油菜成熟收获后采用“S”形布点法,采集 0—20 cm 土层土壤,挑出石块及杂草后混合缩分,装入无菌封口袋带回实验室,风干、磨细、过筛后,装入棕色具塞广口瓶备用。土壤经消解后采用 300DICPMS(美国 PE)测定 Pb、Cr、Cd 含量,采用 AFS-2202E(北京科创海光仪器有限公司)测定 As 和 Hg 含量。其他土样指标分析测定方法参照《土壤农化分析》<sup>[9]</sup>进行。

### 1.3 评价方法

1.3.1 评价标准 以该农田试验前测得的原始土壤重金属值为评价标准,分别采用单因子污染指数法和内梅罗综合污染指数法和 Hakanson 潜在生态风险指数法对土壤重金属污染状况进行评价。

#### 1.3.2 评价方法

单因子污染指数法:  $P_i = C_i/S_i$

式中:  $P_i$  为污染物  $i$  的单项相对污染指数;  $C_i$  为污染物  $i$  的实际检测浓度(mg/kg);  $S_i$  为污染物  $i$  的评价标准值(mg/kg)。

内梅罗综合污染指数法:  $P = [(P_{i\max}^2 + P_{i\text{ave}}^2)/2]^{1/2}$

式中:  $P$  为综合污染指数;  $P_{i\max}$  为最大单项污染指数;  $P_{i\text{ave}}$  为各单因子污染指数的平均值,计算出  $P_i$  和

$P$  值的变幅。

Hakanson 潜在生态污染风险指数法:  $E_r^i = T_r^i \times C_f^i$ ;  $C_f^i = C_i/S_i$ ;  $R_I = \sum E_r^i$

式中:  $E_r^i$  为潜在生态污染风险单项系数;  $T_r^i$  为某一重金属的毒性响应系数,重金属的毒性系数为  $\text{Cr} = 2 < \text{Pb} = 5 < \text{As} = 10 < \text{Cd} = 30 < \text{Hg} = 40$ ;  $C_f^i$  为单项污染系数;  $C_i$  为土壤重金属的实测浓度(mg/kg);  $S_i$  为计算所需的参比值(mg/kg);  $R_I$  为多种重金属的潜在生态污染风险综合指数。

1.3.3 污染等级划分 以夏家淇<sup>[10]</sup>、任华丽等<sup>[11]</sup>和中华人民共和国土壤环境质量标准为参照,制定单因子污染指数法、内梅罗综合污染指数法和 Hakanson 潜在生态污染风险综合指数法等级划分标准,见表 2。

表 2 土壤重金属参数值污染等级划分标准

单因子污染指数值		内梅罗综合污染指数分级标准		Hakanson 潜在生态污染评价指标			
污染指数	污染程度	污染指数	污染等级	$E_r^i$ 值	单项潜在生态污染风险程度	$R_I$ 值	综合潜在生态污染风险程度
$P_i \leq 1$	安全	$P \leq 0.7$	清洁(安全)	$E_r^i < 40$	轻微	$R_I < 90$	轻微
$1 < P_i \leq 2$	轻污染	$0.7 < P \leq 1.0$	尚清洁(警戒线)	$40 \leq E_r^i < 80$	中等	$90 \leq R_I < 180$	中等
$2 < P_i < 3$	中污染	$1.0 < P \leq 2.0$	轻度污染	$80 \leq E_r^i < 160$	强	$180 \leq R_I < 360$	强
$P_i \geq 3$	重污染	$2.0 < P \leq 3.0$	中度污染	$160 \leq E_r^i < 320$	很强	$360 \leq R_I < 720$	很强
		$P > 3.0$	重度污染	$E_r^i \geq 320$	极强	$R_I \geq 720$	极强

### 1.4 数据处理

试验数据处理采用 SPSS 24、Excel 2003 软件分析处理,用 One-way ANOVA 和 Duncan 法进行方差分析和多重比较,显著水平 5%,用 Origin 9.0 软件进行绘图。

## 2 结果与分析

### 2.1 连续 3 年施用沼液对土壤物理性状的影响

从图 1 可知,CK1 土壤中不同粒径的团聚体百分比由大到小表现为  $<0.25$ ,  $>2$ ,  $0.25 \sim 0.5$ ,  $0.5 \sim 1$ ,  $1 \sim 2$  mm, CK2 土壤中粒径  $<0.5$  mm 的团聚体比 CK1 少,但粒径处于  $0.5 \sim 2$  mm 的团聚体明显多于 CK1。沼液处理能有效促进粒径  $<0.5$  mm 的团聚体向粒径  $>0.5$  mm 的团聚体形成,且随沼液施用量的增加,粒径  $>0.5$  mm 的团聚体颗粒组百分比不断增大,比 CK1、CK2 分别升高 24.0%~39.2%、8.3%~21.6%,使土壤中不同粒径团聚体所占百分比由大到小改变为  $>2$ ,  $<0.25$ ,  $1 \sim 2$ ,  $0.5 \sim 1$ ,  $0.25 \sim 0.5$  mm。

从图 2 可知,与 CK1 相比,CK2 对土壤机械组成的影响不大。与 CK1 和 CK2 相比,沼液处理随施用量的增加,土壤机械组成发生变化,呈现土壤颗粒变细的趋势。CK1 和 CK2 土壤中不同粒径颗粒所占比例为砂粒  $>$  粉粒  $>$  黏粒,当沼液施用量超过  $546.25 \times 10^3$  kg/hm<sup>2</sup> 时,质地表现为粉粒  $>$  砂粒  $>$  黏粒。

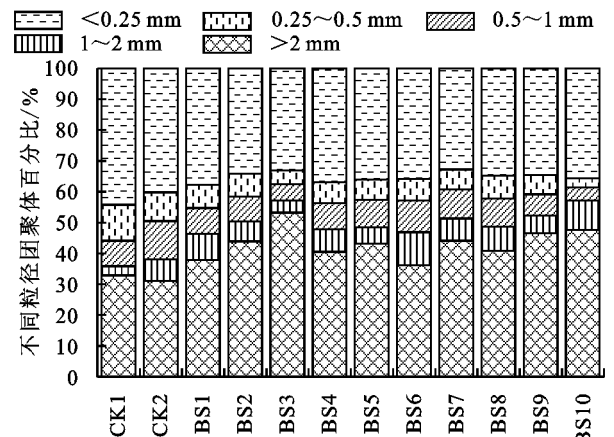


图 1 3 年不同处理对土壤团聚体不同粒径颗粒组的影响

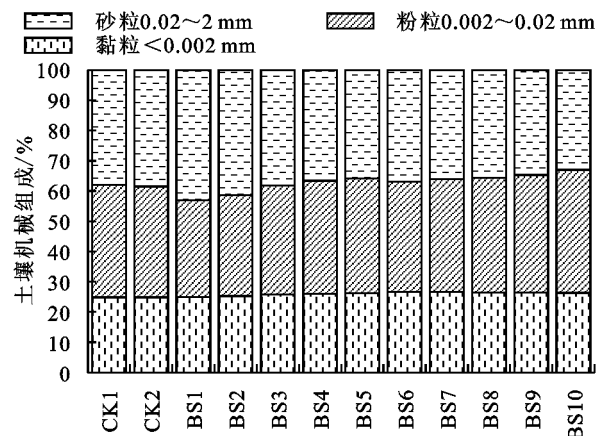


图 2 3 年不同处理对土壤机械组成的影响

## 2.2 连续 3 年施用沼液对土壤养分的影响

从表 3 可以看出,与 CK1 相比,CK2 降低了土壤 pH,而沼液处理随施用量的增加,土壤 pH 逐渐升高,当沼液施用量超过  $398.25 \times 10^3 \text{ kg/hm}^2$  时,土壤 pH 高于 CK1。与 CK1 相比,CK2 和沼液处理都能增大土壤电导率(EC);与 CK1 和 CK2 相比,当沼液施用量超过  $546.25 \times 10^3 \text{ kg/hm}^2$  时,沼液施用量的增加会显著增大土壤 EC,增幅分别超过 28.3%和 9.5%。同时,随着沼液施用量的增加,土壤养分含量整体呈显著积累趋势。与 CK1 相比,CK2 和沼液处理都能增加土壤有机质含量,且随沼液施用量的增加,土壤有机质含量显著增加;沼液各处理的土壤有机质增量是 CK2 土壤有机质

增量的 1.1~2.6 倍。与 CK1 相比,CK2 和沼液处理都能增加土壤阳离子交换量(CEC);当沼液施用量超过  $259.50 \times 10^3 \text{ kg/hm}^2$  时,沼液处理土壤的 CEC 比 CK2 增大 3.2%~24.0%。与 CK1 相比,CK2 和沼液处理都能增加土壤速效钾、速效磷和碱解氮含量,且沼液各处理随施用量的增加,土壤速效钾和速效磷含量逐渐增加,而碱解氮含量呈先增后减趋势。沼液处理分别与 CK1、CK2 相比,当沼液施入量超过  $546.25 \times 10^3 \text{ kg/hm}^2$ ,连续 3 年施用沼液能显著增加土壤速效磷含量 89.2%~129.0%和 61.3%~95.2%;当沼液施用量超过  $495.25 \times 10^3 \text{ kg/hm}^2$  时,沼液施用能显著增加土壤碱解氮含量 74.2%~107.2%和 29.5%~54.1%。

表 3 3 年不同处理对土壤性质的影响

处理	pH	有机质/ ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	CEC/ ( $\text{cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	EC/ ( $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ )	速效钾/ ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	速效磷/ ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	碱解氮/ ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )
CK1	5.24a	17.58c	11.46a	89.7g	22.27c	22.70d	130.4g
CK2	5.15a	24.10bc	13.12a	105.1defg	25.60abc	26.62cd	175.4ef
BS1	5.19a	24.69bc	13.06a	96.0fg	24.44bc	30.06bcd	149.3fg
BS2	5.22a	24.88bc	13.55a	99.2efg	27.43abc	30.82bcd	136.1g
BS3	5.23a	28.89ab	14.63a	107.7cdef	29.26abc	37.98abc	175.0ef
BS4	5.26a	29.28ab	14.92a	109.8cdef	27.93abc	37.70abc	184.6e
BS5	5.29a	30.80ab	15.79a	115.9cd	31.06abc	39.63abc	197.8e
BS6	5.31a	30.00ab	16.04a	114.9cde	30.42abc	38.31abc	240.5bd
BS7	5.32a	31.12ab	16.27a	124.2bc	34.39abc	42.95ab	262.0ab
BS8	5.34a	31.40ab	15.72a	138.1ab	36.07abc	47.32a	270.2a
BS9	5.36a	31.56ab	15.50a	140.3ab	37.71ab	47.75ab	238.8bd
BS10	5.39a	34.41a	15.34a	153.4a	40.54a	51.98a	227.2d

注:表中同列不同小写字母表示处理间差异达到显著水平( $p < 0.05$ )。下同。

## 2.3 连续 3 年施用沼液对土壤重金属含量的影响

由表 4 可知,各处理土壤中除 Cd 以外,Pb、Cr、As、Hg 含量均低于国家土壤环境质量二级标准限值(原始土壤中 Cd 含量已超标)。总体而言,与 CK1 相比,连续 3 年施用化肥会显著增加土壤中重金属 Pb、Cd、Cr、As 和 Hg 含量 2.1%,15.4%,21.7%,78.3%和 76.3%。沼液处理随沼液施用量的增加,土壤中 Pb、Cd、Cr、As 累积量呈不断增大趋势,Hg 含量则先增后减。当沼液施入量控制在  $(179.25 \sim 709.50) \times 10^3 \text{ kg/hm}^2$  范围内时,沼液处理土壤中重金属 Pb 累积量比 CK1 减少 1.6%~13.3%;当沼液施入量超过  $626.00 \times 10^3 \text{ kg/hm}^2$  时,沼液处理的土壤中重金属 Cd、Cr、As 累积量比 CK1 分别增加了 29.4%~33.3%,45.1%~47.8%和 83.4%~89.9%,累积效果显著;相对 CK1 而言,沼液处理能显著增加土壤重金属 Hg 累积量超过 35.6%。

## 2.4 连续 3 年施用沼液对土壤重金属污染风险评价

总体而言,各施肥处理的土壤重金属单因子污染指数变化趋势与对应的土壤重金属含量变化趋势一致,沼液各处理土壤中重金属 Cd、Cr、As、Hg 的单因子污染指数均大于 1,当沼液施用量控制在  $(179.25 \sim$

$709.50) \times 10^3 \text{ kg/hm}^2$  范围内时,Pb 的单因子污染指数均小于 1(表 4)。

为了充分考虑各污染因子对土壤的不同污染程度,突出高浓度重金属元素对土壤环境质量的影响,本文以污染贡献率最大的 As 作为污染指数最大值来计算各处理的内梅罗综合污染指数。由表 4 可知,除 CK1 内梅罗综合污染指数处于 0.7~1.0 以外,CK2 和沼液处理均处于 1.0~2.0,且沼液处理随沼液施用量的增多,内梅罗综合污染指数不断增大,5 个重金属单因子污染指数对综合污染指数贡献率表现为  $\text{As} > \text{Hg} > \text{Cr} > \text{Cd} > \text{Pb}$ 。

由表 4 可知,重金属 Pb、Cd、Cr、As、Hg 的潜在生态污染系数值( $E_i^p$ )排序为  $\text{Hg} > \text{Cd} > \text{As} > \text{Pb} > \text{Cr}$ 。各处理土壤中除重金属 Hg 存在中等生态污染风险外,Pb、Cd、Cr、As 的潜在生态污染系数值均小于 40,存在轻微生态污染风险。其中沼液处理对土壤重金属 Pb、Cd、Cr、As 的潜在生态污染风险随施入量的增加在逐渐增大;CK2 和沼液处理对土壤中 Hg 的潜在生态污染风险程度均属于中等,且 CK2 的风险总体高于沼液处理。CK2 和沼液处理的综合潜在生态污染指数均为 90~180,潜在中等生态污染

风险。沼液处理随沼液施用量的增加,其综合潜在生态污染风险指数呈先增后减趋势,当施用量超过

$443.25 \times 10^3 \text{ kg/hm}^2$  时,其综合潜在生态污染风险达到最大,且均高于对照。

表 4 各处理土壤重金属含量及污染风险值

指数	元素	CK1	CK2	BS1	BS2	BS3	BS4	BS5	BS6	BS7	BS8	BS9	BS10
重金属含量/ ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	Pb	42.03a	42.92a	37.32cd	37.10d	38.41bcd	40.07abc	40.51ab	40.97ab	40.88ab	40.61ab	41.38ab	42.64a
	Cd	0.435f	0.502d	0.475e	0.486de	0.497d	0.531c	0.545bc	0.556b	0.559b	0.563ab	0.562a	0.580a
	Cr	39.44e	48.00c	44.27d	45.62d	52.01b	51.76b	53.70b	56.59a	56.56a	57.21a	57.8a	58.29a
	As	7.59e	13.53bc	11.98d	12.63cd	12.65cd	12.89cd	13.46abc	13.42abc	13.46abc	13.92ab	13.97ab	14.41a
	Hg	0.135g	0.238a	0.183f	0.186f	0.206de	0.216cd	0.231ab	0.221bc	0.216cd	0.209cde	0.200e	0.203de
单因子污染 指数 $P_i$	Pb	1.00	1.02	0.88	0.88	0.91	0.95	0.96	0.97	0.97	0.96	0.98	1.01
	Cd	0.91	1.05	0.99	1.01	1.04	1.11	1.14	1.16	1.16	1.17	1.17	1.21
	Cr	0.85	1.04	0.96	0.99	1.13	1.12	1.16	1.23	1.22	1.24	1.25	1.26
	As	0.99	1.77	1.57	1.66	1.66	1.69	1.76	1.76	1.76	1.82	1.83	1.89
内梅罗综合 污染指数 $P$	Hg	0.99	1.75	1.35	1.37	1.51	1.59	1.7	1.63	1.59	1.54	1.47	1.49
	Pb	0.97	1.56	1.38	1.40	1.47	1.50	1.57	1.57	1.57	1.60	1.60	1.65
	Cd	4.98	5.09	4.42	4.40	4.55	4.75	4.80	4.86	4.85	4.82	4.91	5.06
	Cr	27.19	31.38	29.69	30.38	31.06	33.19	34.06	34.75	34.94	35.19	35.13	36.25
单项潜在生态 污染风险 $E_r^i$	Cr	1.71	2.08	1.92	1.98	2.25	2.24	2.33	2.45	2.45	2.48	2.50	2.52
	As	9.95	17.73	15.7	16.55	16.58	16.89	17.64	17.59	17.64	18.24	18.31	18.89
	Hg	39.71	70.00	53.82	54.71	60.59	63.53	67.94	65.00	63.53	61.47	58.82	59.71
	综合潜在生态 污染风险 $R_i$	83.53	126.28	105.55	108.01	115.04	120.60	126.77	124.65	123.40	122.19	119.67	122.42

### 2.5 3 年沼液施用总量和土壤理化指标及污染风险的相关性分析

由相关性分析可知,3 年沼液施用量与土壤 pH、EC 及有机质、速效钾、速效磷、碱解氮含量呈极显著正相关关系,相关系数分别为:0.991<sup>\*\*</sup>,0.983<sup>\*\*</sup>,0.934<sup>\*\*</sup>,0.977<sup>\*\*</sup>,0.977<sup>\*\*</sup>,0.814<sup>\*\*</sup>;与土壤 CEC 呈显著正相关关系,相关系数为 0.728<sup>\*</sup>;沼液施用量与内梅罗综合污染程度相关性极显著,相关系数为 0.950<sup>\*\*</sup>,与 Hakanson 综合潜在生态污染风险相关性显著,相关系数为 0.695<sup>\*\*</sup>。

## 3 讨论

### 3.1 3 年施用沼液对土壤理化性质的影响

沼液作为有机肥富含营养物质,与施用化肥相比能有效改善土壤物理、化学性质,显著提高土壤养分含量,持续增强土壤缓冲能力、吸附养分能力和生态功能等,对实现农业生态绿色发展和环境保护有重要作用,但不同原料发酵得到的沼液性质有所差异。如董志新等<sup>[12]</sup>研究表明,鸡粪沼液中全 N、P、K 及有机质含量比猪粪沼液高;汪吉东等<sup>[13]</sup>研究表明,牛粪沼液和水葫芦沼液的全 N、P 含量高于本研究的猪粪沼液,所以发酵材料的差异会使沼液的成分存在一定的不确定性。本研究结果表明,伴随猪粪沼液施用量的增加,土壤 EC 不断增大,这与赵伟等<sup>[14]</sup>的研究结果一致,原因可能是因为土壤硝态氮和速效养

分等物质大量施入,促进土壤微生物生长,加快有机质降解,从而导致土壤盐分累积。此外,随沼液施用量增加,土壤中碱解氮含量出现先增后减的情况,这可能是由于土壤对沼液所含养分的累积效应,使土壤中还原剂过量累积,促进了土壤中有效氮的转化迁移<sup>[15-16]</sup>。因此,多年施用沼液,且随施用量的增加可能会造成土壤养分供给不平衡,在长期施用沼液时应适当补充氮肥。

### 3.2 3 年施用沼液对土壤重金属累积的影响

沼液对土壤培肥效果极佳,作为“沼—土—作物”系统的营养供给源,其安全性备受关注,尤其对土壤重金属的影响。本研究结果表明,连续 3 年施用猪粪沼液会增大土壤中重金属 Pb、Cd、Cr、As、Hg 的累积量,这与高杰云等<sup>[17]</sup>和陈瑶等<sup>[18]</sup>的研究结果一致。同时随着沼液施用量的增加,土壤中重金属 Pb、Cd、Cr、As 的累积量也在不断增大,可能是发酵原料猪粪含有多种重金属<sup>[19]</sup>,外源性地灌溉引入土壤环境会累积在土壤中。此外,沼液施用后土壤性质发生改变,如有机质增多、pH 增大、重金属形态改变及土壤胶体吸附竞争离子增强等,影响重金属在土壤中迁移转化,主要表现为:(1)pH 增大有利于大部分重金属固定在土壤中<sup>[20]</sup>;(2)土壤有机质具有的吸附、络合(整合)稳定性和有机质分解产生的还原条件,有利于 Cd 形成沉淀,使移动性很强的 Cr(VI)还原成易固定

的 Cr(III),提高了活性铁和活性锰的浓度使铁锰等氧化物对 Cr 的专性吸附能力增强<sup>[21]</sup>,导致重金属在土壤中累积量增加。而 Hg 累积量随沼液施用量增加呈先增后减的趋势,这可能是因为随 pH 增大,OH<sup>-</sup> 浓度增加,大量形成活性大于 Hg(OH)<sub>2</sub> 的 Hg(OH)Cl,促进了 Hg 被吸收转移所造成的<sup>[22]</sup>。

### 3.3 3 年施用沼液对土壤重金属污染风险的影响

单因子污染指数法用于评价单个污染因子的污染状况,其值越高,表明该污染因子对综合污染指数的影响和贡献率越大。本研究中,连续 3 年施用化肥和沼液,土壤环境重金属 As 对内梅罗综合污染指数影响最大,Pb 最小,但各重金属存在的污染危害程度均为轻度,表明沼液能比较安全地投入到农业灌溉生产中去。重金属 Pb、Cd、Cr、As、Hg 的潜在生态污染风险指数表明,Hg 的长期潜在生态污染危害最大,虽 Hg 的污染风险等级未随沼液施用量的增加而改变,但仍需在实际生产应用中进行必要的防控。另外,土壤中重金属(Cd 除外)含量均未超过国家土壤环境质量二级标准限值,这与刘思辰等<sup>[23]</sup>采用文献调研和统计分析的方法,对全国部分地区沼液灌溉污染风险分析评价的结论类似。

### 3.4 沼液施用量与土壤理化指标及污染风险的相关性

有研究<sup>[24]</sup>表明,沼液灌溉对提升土壤肥力、提高作物产量和品质等方面具有重要的积极影响,然而大量农业实践生产证明,若不对沼液进行合理利用而随意、盲目排放,超出了土壤环境的消纳能力范围,将会给“植物—土壤—环境”系统带来一些负面影响。本研究结果表明,连续 3 年施用猪粪沼液可显著提高土壤养分含量,不断增大土壤 EC,持续增大土壤环境重金属污染风险。此外,当猪粪沼液施用量控制在一定范围内,沼液还田引起土壤环境重金属污染的风险比常规施用化肥小,表明沼液还田兼具一定的经济环境价值。综上,3 年施用猪粪沼液施用量为  $(546.25 \sim 626.00) \times 10^3 \text{ kg/hm}^2$  (BS7~BS8) 时,其经济及环境效益最佳。

## 4 结论

(1)将 3 年施用的猪粪沼液总量控制在  $(546.25 \sim 626.00) \times 10^3 \text{ kg/hm}^2$  范围内,能显著增加土壤速效钾、速效磷和碱解氮等养分含量,降低土壤酸化和盐渍化的风险,提高土壤供肥、保肥能力,改善土壤团聚体粒径组成、机械组成和缓解沼液排放压力,有利于沼液长期施用。

(2)长期施用猪粪沼液可能造成土壤养分失衡,在农业生产灌溉过程中应适当配施氮肥等。

(3)连续 3 年施用猪粪沼液会增大土壤中 Pb、Cd、Cr、As、Hg 累积量,但均未超过国家土壤环境质量二级标准限值(原始土壤中 Cd 含量已超标);连续 3 年施用猪粪沼液,土壤重金属 Pb、Cd、Cr、As、Hg 总体呈现轻度污染,Pb、Cd、Cr、As 存在轻微潜在生态污染风险,Hg 存在中等潜在生态污染风险,综合潜在生态污染风险程度属轻度;在施用猪粪沼液时需注意防控 Hg 和 As 可能污染土壤环境,以保证农田的安全生产。

### 参考文献:

- [1] 焦翔翔,靳红燕,王明明.我国秸秆沼气预处理技术的研究及应用进展[J].中国沼气,2011,29(1):29-33.
- [2] 毛晓月,伍钧,孟晓霞,等.连续 3 年定位施用沼液对水稻产量和品质的影响[J].华北农学报,2016,31(3):218-224.
- [3] 王腾飞,谭长银,曹雪莹,等.长期施肥对土壤重金属积累和有效性的影响[J].农业环境科学学报,2017,36(2):257-263.
- [4] 李法松,韩铖,林大松,等.安庆沿江湖泊及长江安庆段沉积物重金属污染特征及生态风险评价[J].农业环境科学学报,2017,36(3):574-582.
- [5] 张学礼,徐乐昌,张辉.某铀尾矿库周围农田土壤重金属污染潜在生态风险评价[J].中国环境监测,2016,32(6):76-83.
- [6] 缪瑞琪,燕永锋,白燕,等.昆明市土壤重金属污染评价[J].地球与环境,2015,43(5):536-539.
- [7] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach[J]. Water Research,1980,14(8):975-1001.
- [8] 童贯和,王云,罗勋,等.无土栽培基质重金属污染及潜在生态风险评价[J].煤炭学报,2010,35(9):1559-1565.
- [9] 鲁如坤.土壤农业化学分析方法[M].北京:中国农业科技出版社,2000.
- [10] 夏家淇.土壤环境质量标准详解[M].北京:中国环境科学出版社,1996.
- [11] 任华丽,崔保山,白军红,等.哈尼梯田湿地核心区水稻土重金属分布与潜在的生态风险[J].生态学报,2008,28(4):1625-1634.
- [12] 董志新,卜玉山,续珍,等.沼气肥养分物质和重金属含量差异及安全农用分析[J].中国土壤与肥料,2015(3):105-110.
- [13] 汪吉东,曹云,常志州,等.沼液配施化肥对太湖地区水蜜桃品质及土壤氮素累积的影响[J].植物营养与肥料学报,2013,19(2):379-386.
- [14] 赵伟,杨圆圆,刘梦龙,等.商品有机肥用量对设施土壤养分及西瓜营养品质的影响[J].中国农学通报,2016,32(31):154-160.

- 垂直分布特征[J]. 中国烟草科学, 2018, 39(3): 48-59.
- [3] 鲁艳红, 廖育林, 聂军, 等. 长期施用氮磷钾肥和石灰对红壤性水稻土酸性特征的影响[J]. 土壤学报, 2016, 53(1): 202-212.
- [4] Zhu Q C, de Vries W, Liu X J, et al. Enhanced acidification in Chinese croplands as derived from element budgets in the period 1980—2010[J]. *The Science of the Total Environment*, 2018, 618: 1497-1505.
- [5] 邓小华, 蔡兴, 张明发, 等. 喀斯特地区湘西州植烟土壤 pH 分布特征及其影响因素[J]. 水土保持学报, 2016, 30(6): 308-313.
- [6] 于天一, 孙秀山, 石程仁, 等. 土壤酸化危害及防治技术研究进展[J]. 生态学杂志, 2014, 33(11): 3137-3143.
- [7] 尹永强, 何明雄, 邓明军. 土壤酸化对土壤养分及烟叶品质的影响及改良措施[J]. 中国烟草科学, 2008, 29(11): 51-54.
- [8] 胡敏, 向永生, 鲁剑巍. 石灰用量对酸性土壤酸度及大麦幼苗生长的影响[J]. 中国农业科学, 2016, 49(20): 3896-3903.
- [9] 郭豪, 宋鹏飞, 黄嵩, 等. 土壤改良剂对酸性土壤改良效应和烤烟产量、质量的影响[J]. 江苏农业科学, 2014, 42(6): 95-98.
- [10] 方克明, 钟国民, 周丽芳, 等. 石灰在酸性稻田的施用效果[J]. 中国土壤与肥料, 2017(5): 105-109.
- [11] 徐仁扣. 土壤酸化及调控研究进展[J]. 土壤, 2015, 47(2): 238-244.
- [12] 兰丽丽, 李东海, 王继红, 等. 添加作物秸秆对土壤酸度变化的影响[J]. 吉林农业大学学报, 2016, 38(1): 74-79.
- [13] 李军营, 邓小鹏, 杨坤, 等. 施用有机肥对植烟土壤理化性质的影响[J]. 中国土壤与肥料, 2012(3): 12-16, 34.
- [14] 李鑫, 张秀丽, 孙冰玉, 等. 烤烟连作对耕层土壤酶活性及微生物区系的影响[J]. 土壤, 2012, 44(3): 456-460.
- [15] 陈丹梅, 段玉琪, 杨宇虹, 等. 轮作模式对植烟土壤酶活性及真菌群落的影响[J]. 生态学报, 2016, 36(8): 2373-2381.
- [16] Niu J J, Chao J, Xiao Y H, et al. Insight into the effects of different cropping systems on soil bacterial community and tobacco bacterial wilt rate[J]. *Journal of Basic Microbiology*, 2017, 57(1): 3-11.
- [17] 贾健, 朱金峰, 杜修智, 等. 不同种植模式对土壤酶、烤烟生长及烟叶致香成分的影响[J]. 中国农业科技导报, 2016, 18(3): 141-149.
- [18] 邓小华, 周米良, 田茂成, 等. 湘西州植烟气候与国内外主要烟区比较及相似性分析[J]. 中国烟草学报, 2012, 18(3): 28-33.
- [19] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [20] 成杰民, 胡光鲁, 潘根兴. 用酸碱滴定曲线拟合参数表征土壤对酸缓冲能力的新方法[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23(3): 569-573.
- [21] 田峰, 陆中山, 邓小华, 等. 湘西烟区翻压不同绿肥品种的生态和烤烟效应[J]. 中国烟草学报, 2015, 21(4): 56-62.
- [22] 邓小华, 罗伟, 周米良, 等. 绿肥在湘西烟田中的腐解和养分释放动态[J]. 烟草科技, 2015, 48(6): 13-18.
- [23] 张黎明, 邓小华, 周米良, 等. 不同种类绿肥翻压还田对植烟土壤微生物量及酶活性的影响[J]. 中国烟草科学, 2016, 37(4): 13-18.
- [24] 戴万宏, 黄耀, 武丽, 等. 中国地带性土壤有机质含量与酸碱度的关系[J]. 土壤学报, 2009, 46(5): 851-860.
- [25] 栾好安, 王晓雨, 韩上, 等. 三峡库区橘园种植绿肥对土壤养分流失的影响[J]. 水土保持学报, 2016, 30(2): 68-72.
- [26] 刘霞. 绿肥和菌肥对玉米茬土壤性状及烟叶品质的影响[D]. 郑州: 河南农业大学, 2008.
- [27] 刘巧真, 郭芳阳, 吴照辉, 等. 烤烟连作土壤障碍因子及防治措施[J]. 中国农学通报, 2012, 28(10): 87-90.
- (上接第 364 页)
- [15] 姜伟, 栾忠平. 还原剂对 4 种土壤碱解氮测定的影响[J]. 吉林林业科技, 2012, 41(5): 23-26.
- [16] 陈朝阳, 何欢辉, 陈星峰, 等. 施用有机肥对植烟土壤碱解氮含量的影响[J]. 江西农业学报, 2008, 20(12): 61-65.
- [17] 高杰云, 康凌云, 严正娟, 等. 沼肥替代化肥对设施蔬菜产量和土壤养分及重金属累积的影响[J]. 农业工程学报, 2017, 33(17): 200-207.
- [18] 陈瑶, 史秋萍, 陈玉成. 沼液连续浇灌对旱作和水田土壤养分及重金属含量的影响[J]. 水土保持学报, 2015, 29(2): 76-80.
- [19] 赵兴敏, 董德明, 陈瑜, 等. 溶液化学环境对 Cr(VI) 和 As(V) 在农田土壤中吸附和垂向迁移的影响[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(6): 2233-2239.
- [20] 郭晓方, 卫泽斌, 许田芬, 等. 不同 pH 值混合螯合剂对土壤重金属淋洗及植物提取的影响[J]. 农业工程学报, 2011, 27(7): 96-100.
- [21] 刘雪, 王兴润, 张增强. pH 和有机质对铬渣污染土壤中 Cr 赋存形态的影响[J]. 环境工程学报, 2010, 4(6): 1436-1440.
- [22] Kinniburgh D G, Jackson M L, Syers J K. Adsorption of alkaline earth, transition, and heavy metal cations by hydrous oxide gels of iron and aluminum[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1976, 40(5): 796.
- [23] 刘思辰, 王莉玮, 李希希, 等. 沼液灌溉中的重金属潜在风险评估[J]. 植物营养与肥料学报, 2014, 20(6): 1517-1524.
- [24] 蔡茂, 余雪标, 周卫卫, 等. 沼液排放对土壤质量的影响[J]. 热带生物学报, 2014, 5(1): 52-56.