

污泥与园林废弃物混合堆肥施用量对林地土壤 重金属质量分数及微生物活性的影响

胡自航¹, 赵霞¹, 董晓芸¹, 郑景明¹, 蒋丽伟²

(1. 北京林业大学 森林资源生态系统过程北京市重点实验室, 北京 100083; 2. 国家林业与草原局 调查规划设计院, 北京 100013)

摘要: 【目的】研究了城市污泥与园林废弃物混合堆肥在人工林地施用 2 a 后重金属质量分数和土壤微生物活性的变化, 以为城市污泥产品在林业上的资源化利用提供科学依据。【方法】在榆树 *Ulmus pumila* 林地设计随机区组试验, 根据堆肥中污泥含量设置 4 种混合堆肥施加量水平 (0、15、30、60 t·hm⁻²), 施用 2 a 后采集土样测定其中铬、铅、铜、锌、镉和镍等 7 种重金属指标 (总量及形态)、土壤微生物碳氮质量分数、土壤呼吸强度及 4 种土壤酶活性等 7 种土壤微生物指标, 分析不同施肥量对林地土壤质量的影响。【结果】污泥堆肥施用 2 a 后, 6 种重金属总量有一定的增加趋势, 但各施加量之间差异不显著, 同时不同形态的质量分数变化较小, 表明土壤中重金属总体污染风险较低; 土壤酶和微生物碳氮随施加量增加无明显变化趋势, 但施肥样地的土壤酶指数和土壤呼吸强度都比对照样地高, 表明施污泥堆肥提高了土壤微生物活性。【结论】污泥堆肥的施加量低于 30 t·hm⁻² 时, 榆树林生态系统可承受其增加的重金属风险并提高土壤微生物活性, 改善土壤质量。图 1 表 4 参 22

关键词: 城市污泥堆肥; 林地; 土壤重金属; 土壤微生物活性

中图分类号: S714.8 文献标志码: A 文章编号: 2095-0756(2021)01-0031-07

Effect of sludge and garden waste composting rates on heavy metal content and microbial activity in plantation soil

HU Zihang¹, ZHAO Xia¹, DONG Xiaoyun¹, ZHENG Jingming¹, JIANG Liwei²

(1. Beijing Key Laboratory for Forest Resources and Ecosystem Processes, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China; 2. Survey & Planning Institute of National Forestry and Grassland Administration, Beijing 100013, China)

Abstract: [Objective] This study aims to explore the changes of heavy metal content and soil microbial activity in plantations after 2 years of mixed composting of municipal sludge and garden waste, in order to provide basis for utilization of municipal sludge products in forestry. [Method] A randomized block design was carried out in an experimental *Ulmus pumila* plantation. According to the sludge content in the compost, four levels of mixed compost (0, 15, 30 and 60 t·hm⁻² of composted sludge) were set. After two years of application, soil samples were collected for analysis of six heavy metals (Cr, Pb, Cu, Zn, Cd, Ni), as well as seven soil microbial indicators, including microbial carbon and nitrogen, soil respiration and four enzyme activities. The effects of different fertilization rates on soil quality were analyzed. [Result] After 2 years of sludge composting, the total amount of six kinds of heavy metals increased, but there was no significant difference between different application amounts, indicating that the application of mixed compost had low risk

收稿日期: 2020-04-08; 修回日期: 2020-10-27

基金项目: 国家林业与草原局调查规划设计院自主研发项目 (LC-6-01); 北京市科技计划项目 (Z151100002115006)

作者简介: 胡自航, 从事恢复生态与生物多样性研究。E-mail: huzihang0620@163.com。通信作者: 郑景明, 副教授, 从事恢复生态与生物多样性研究。E-mail: zhengjm@bjfu.edu.cn

of heavy metal pollution. Soil enzymes, microbial carbon and nitrogen had no obvious change with increment of compost amount, but the soil enzyme index and soil respiration intensity of the fertilized plot were greater than those of the control plot, suggesting that the mixed compost improved soil microbial activity. [Conclusion] When the amount of sludge compost is lower than $30 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$, the elm forest ecosystem could withstand the increased risk of heavy metals, increase soil microbial activity and improve soil quality. [Ch, 1 fig. 4 tab. 22 ref.]

Key words: municipal sludge compost; plantation land; heavy metals in soil; soil microbial activity

随着城市化的发展, 如何处置大量增加的污泥已经成为一个重要问题, 国际上污泥的处置方式主要有焚烧、填埋、土地利用等几种, 其中污泥土地利用被认为是可持续的主要处置方式, 被很多国家采纳^[1]。相对农业土地而言, 林地施用污泥更具可行性。第一, 林地土壤通常相对贫瘠且较少施肥, 而城市污泥含有丰富的植物生长所需养分, 可补充林地生态系统中缺乏的营养元素, 改善林地土壤质量, 促进树木生长^[2]; 第二, 林业产品不直接进入食物链, 健康风险减小^[3]; 第三, 中国是世界上人工林面积最大的国家, 污泥产品在林地施用方面有着较好的前景。但污泥含有重金属等有害物质, 可能会对植物、土壤动物和微生物造成影响, 污泥产品的林地利用存在不确定的风险^[4], 风险大小往往和污泥类型、施用量等有关^[5]。前人大多采用盆栽实验研究污泥施加对土壤性质的影响^[6-7], 其结果对指导林地施肥作用有限。本研究采用高级厌氧消化污泥与园林废弃物混合堆肥, 在北京市平原造林区的榆树 *Ulmus pumila* 人工林林地进行了 2 a 的野外控制施肥试验, 探讨污泥堆肥产品对林地土壤质量和安全的影响, 以期对污泥堆肥产品的林地应用提供理论依据和技术支持。

1 材料与方 法

1.1 样地概况

样地位于北京市大兴区北臧镇 ($39^{\circ}40'N$, $116^{\circ}14'E$), 为暖温带半湿润大陆季风气候, 年平均气温为 $11.6 \text{ }^{\circ}\text{C}$, 年平均降水量 556 mm , 林分为榆树人工林, 属于 2012 年北京市平原造林示范区, 土壤为冲积性砂质壤土, 通气透水性好, 蓄水保肥能力较差。施肥区面积约 2 hm^2 , 周围有铁栅栏围住。

1.2 供试材料

供试材料为高级厌氧消化污泥与园林废弃物混合堆肥 (简称污泥堆肥), 其中污泥来自北京市排水集团某污水处理厂, 园林废弃物来自北京市园林绿化局。污泥与园林废弃物干质量比为 3:1, 在污泥处置场车间内进行曝气好氧堆制^[8]。污泥堆肥和林地土壤重金属情况见表 1。

表 1 污泥堆肥和样地土壤指标

项目	pH	有机质质量分数/%	全氮质量分数/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	铬质量分数/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	铅质量分数/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	铜质量分数/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	锌质量分数/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	镉质量分数/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	镍质量分数/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
样地土壤	7.92	1.49	0.39	16.92	17.43	53.02	33.98	2.52	15.35
污泥堆肥	7.68	37.70	32.60	60.90	12.90	319.00	653.00	1.12	2.45
堆肥标准参考值	5.5~8.5	≥ 18	—	1 000.00	1 000.00	1 500.00	2 000.00	20.00	200.00

说明: 污泥混合堆肥林地施用限值参考 CJ/T 362-2011《城镇污水处理厂污泥处置 林地用泥质》; —表示没有相应标准值

2017 年 5-6 月进行林地施肥。采用随机区组试验设计, 混合堆肥施用量按其中污泥含量计算, 参照《城镇污水处理厂污泥处置 林地用泥质》中的相关规定 (林地污泥最大施加量为 $30 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$), 共设 4 个施肥梯度, 施用量分别为 0(ck)、15 (T_1)、30 (T_2)、60 $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$ (T_3) 4 个水平, 施肥林地每个固定样方面积为 $20 \text{ m} \times 20 \text{ m}$, 样方之间设置 10 m 的缓冲带, 每个处理 3 个重复, 共计 12 个样方。混合堆肥采用撒施方式, 将污泥堆肥均匀在样方内铺开, 再用旋耕机将土肥混合均匀, 混合深度为表层 20 cm。

1.3 取样与指标测定

土壤取样时间为 2019 年 6 月 12 日。采用五点取样法采取 0~20 cm 的表层土, 将土样带回实验室,

除去砂砾，风干后过 2.00 和 0.25 mm 筛待测。制备好的土壤样品首先进行硝酸-氟化氢-盐酸 (HNO₃-HF-HCl) 混合酸微波消解 (仪器型号为 Mars6)，然后采用电感耦合等离子体质谱仪 (仪器型号为 ICP-OES) 测定重金属含量。共测量铬 (Cr)、铅 (Pb)、铜 (Cu)、锌 (Zn)、镉 (Cd)、镍 (Ni) 等 6 种重金属总量和形态。重金属形态包括弱酸提取态 (F₁)、可还原态 (F₂)、可氧化态 (F₃)、残渣态 (F₄)，提取方法为 BCR 连续提取法^[9]。

土壤微生物量碳 (MBC)、土壤微生物量氮 (MBN) 测定采用氯仿熏蒸提取硫酸钾 (K₂SO₄) 法^[10]；土壤呼吸采用静态碱液吸收法^[11]；4 种土壤酶活性，其中脲酶活性采用靛酚比色法测定，碱性磷酸酶活性采用磷酸苯二钠比色法测定，脱氢酶活性采用 2,3,5-三苯基氯化四氮唑 (TTC) 比色法测定，蔗糖酶活性采用 3,5-二硝基水杨酸法测定^[12]。

为了消除不同因子评价指标量纲对土壤酶因子载荷造成的影响，可在测定单个酶活性值的基础上计算出土壤酶指数 (soil enzymes index, I_{SE})^[13]。

脲酶、磷酸酶指数为升型分布函数：

$$I_{SE}(x_i) = (x_i - x_{i\min}) / (x_{i\max} - x_{i\min}); \quad (1)$$

脱氢酶和蔗糖酶为降型分布函数：

$$I_{SE}(x_i) = (x_{\max} - x_i) / (x_{\max} - x_{\min}); \quad (2)$$

$$w_i = C_i / C; \quad (3)$$

$$I_{SE} = \sum_{i=1}^n w_i \times I_{SE}(x_i). \quad (4)$$

式 (1)~(4) 中： x_i 表示土壤酶 i 的活性值， $x_{i\max}$ 和 $x_{i\min}$ 分别表示土壤酶 i 活性最大值和最小值， w_i 为土壤酶 i 的加权系数， C_i 为公因子方差， C 为公因子方差之和。

1.4 数据处理

采用单因素方差分析 ($P < 0.05$) 对不同施肥量水平下各指标进行统计分析。统计软件为 R 3.5.3，绘图软件用 Origin 2018。

2 结果与讨论

2.1 施加污泥堆肥对土壤重金属总量的影响

由表 2 所示：施肥前土壤重金属质量分数从高到低依次为铬、锌、铜、铅、镍、镉；施加污泥堆肥 2 a 后，土壤中各重金属质量分数随施肥量的增加而增加，与对照相比增加了 1%~44%。其中锌、铅、铬在各施肥梯度间差异均不显著 ($P > 0.05$)，镉、镍和铜质量分数随施加量的增加变化较大，在 T₂ 或 T₃ 处理下与对照差异显著 ($P < 0.05$)。

表 2 受试土壤的重金属质量分数

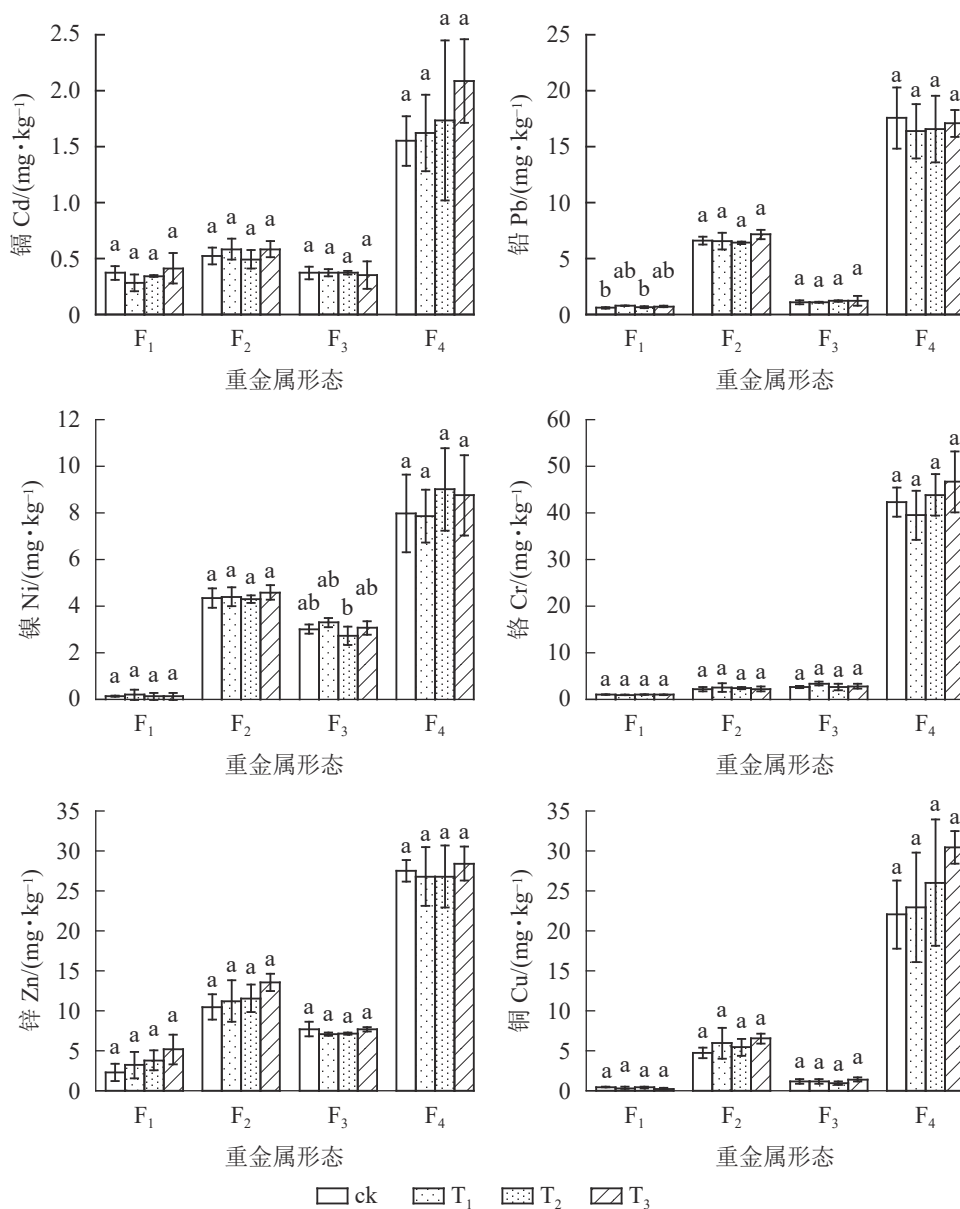
Table 2 Concentrations of six heavy metals in the soil tested

处理	铬/(mg·kg ⁻¹)	铅/(mg·kg ⁻¹)	铜/(mg·kg ⁻¹)	锌/(mg·kg ⁻¹)	镉/(mg·kg ⁻¹)	镍/(mg·kg ⁻¹)
ck	50.56±1.80 a	25.31±2.27 a	27.94±2.85 c	40.03±1.77 a	2.53±0.53 b	15.35±1.20 b
T ₁	52.48±5.58 a	27.22±1.84 a	33.40±0.47 b	46.77±8.92 a	3.11±0.59 ab	16.92±0.41 ab
T ₂	51.33±3.77 a	27.26±3.84 a	38.02±2.03 a	47.89±7.34 a	2.83±0.57 ab	17.77±1.15 a
T ₃	51.00±4.39 a	27.50±2.65 a	39.12±2.01 a	49.57±7.76 a	3.60±0.16 a	17.11±0.89 ab
GB	250	170	100	300	0.6	190

说明：GB 为 GB 15618-2018《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准》中农用地重金属污染风险筛选值；数值为平均值±标准误，同列不同小写字母表示处理间差异显著 ($P < 0.05$)

2.2 施加污泥堆肥对土壤重金属形态的影响

由图 1 所示：施加污泥堆肥 2 a 后，6 种重金属的形态质量分数分布均不相同，但 6 种重金属均以残渣态为主，其中镉和铜的残渣态质量分数随施肥量的增大有增多趋势但差异不显著。土壤中各形态金属质量分数随施加量变化趋势也不明显，其中锌的弱酸可提取态 (F₁) 和可还原态 (F₂) 质量分数随施肥量



F₁ 为弱酸提取态, F₂ 为可还原态, F₃ 为可氧化态, F₄ 为残渣态; 不同小写字母表示相同形态重金属质量分数在不同施肥水平间差异显著 ($P < 0.05$)

图 1 土壤重金属不同形态的质量分数

Figure 1 Four form content of six heavy metals in experimental plantation soils

增大而增多。

2.3 污泥堆肥对 4 种土壤微生物及酶活性的影响

由表 3 所示: 施加污泥堆肥 2 a 后, 4 种酶活性随施加量增大而表现出不同变化趋势。其中, 脲酶活性随施肥量增加呈升高趋势, 但各施加量之间差异不显著, 且与土壤氮质量分数的相关性不显著 ($P=0.43$); 磷酸酶活性随施加量增加无明显变化趋势, 且与土壤磷质量分数的相关性不显著 ($P=0.37$); 蔗糖酶整体随施加量增加而减少, 但 T₁ 处理显著高于对照组 ($P < 0.05$), 脱氢酶质量分数随施加量的增加而显著减少 ($P < 0.05$); 磷酸酶各施加量间差异不显著 ($P > 0.05$)。土壤酶指数随污泥堆肥的施加量增大有所提高, 其中 T₁ 和 T₂ 处理下的土壤酶指数相等, 是对照的 1.16 倍, 而 T₃ 处理比对照高, 但比 T₁ 和 T₂ 略低。

2.4 污泥堆肥对土壤微生物量及土壤呼吸的影响

由表 4 可见: 施加污泥堆肥 2 a 后, 微生物碳质量分数随施肥量有降低趋势但处理间差异不显著, T₂ 处理达到最高值。微生物氮质量分数和土壤呼吸强度随施肥量增大也有升高趋势, 但处理间差异不显

表 3 不同处理下的土壤酶活性

Table 3 Soil enzyme activity under different treatments

处理	脱氢酶/(mg·g ⁻¹)	蔗糖酶/(mg·g ⁻¹)	脲酶/(mg·g ⁻¹)	磷酸酶/(mg·g ⁻¹)	土壤酶指数
ck	6.29±0.88 a	16.10±0.92 a	0.50±0.04 a	0.47±0.05 a	0.45
T ₁	4.22±0.51 b	18.71±2.96 b	0.51±0.10 a	0.44±0.07 a	0.52
T ₂	3.11±0.17 bc	14.60±1.92 a	0.48±0.10 a	0.47±0.02 a	0.52
T ₃	2.43±0.20 c	13.19±0.25 a	0.54±0.10 a	0.48±0.02 a	0.50

说明：数值为平均值±标准误，同列不同小写字母表示处理间差异显著(P<0.05)

著，两者都在 T₁ 达到最大值 (表 4)。

3 讨论

3.1 施加污泥堆肥对土壤重金属总量的影响

由于污水中的重金属经过处理后浓缩到污泥中，重金属质量分数成为限制污泥土地利用的主要因素。本研究使用的污泥堆肥产品中 6 种重金属质量分数均未超过 CJ/T 362-2011《城镇污水处理厂污泥处置 林地用泥质》规定的参考标准值。施肥 2 a

后，林地土壤重金属总量仅镉超过 GB 15618-2018《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准》中农用地土壤重金属污染风险筛选值 (0.6)，但未超过管制风险值 (4.0)，而且未施肥的对照样方土壤也同样镉超标，说明该试验林地的土壤中原来镉就较高^[8]。由于目前没有林地土壤重金属污染控制国家标准，并考虑到林地土壤重金属参考标准值应高于农用地，研究表明：在 0~60 t·hm⁻² 的施加量下，污泥堆肥虽然使土壤中重金属质量分数增加了，但整体上增加量较小，对林地土壤造成的重金属污染风险较低。

3.2 施加污泥堆肥对土壤重金属形态的影响

施加污泥堆肥 2 a 后，土壤重金属 4 种形态质量分数在处理间无显著差异，表明施肥量对土壤中重金属形态分布影响不大。BALDWIN 等^[14]采用 DPTA 浸提法提取施用污泥堆肥的土壤中的重金属元素锌，发现锌在低含量和高含量堆肥处理中的提取态分布无显著差异；MCGRATH 等^[15]也得到了相似的结论。其中应当注意的是，锌的弱酸提取态和可还原态质量分数随施加量有增多的趋势，残渣态质量分数却没有显著变化，说明锌主要以弱酸提取态和可还原态形态加入土壤，可能在较大施加量下达到显著水平，造成较大的生态风险。铜的形态分布趋势与锌相反，铜的残渣态质量分数有增多趋势，但其他形态质量分数没有显著变化。因此，在长期影响下，土壤锌有可能向可利用态转化，铜向残渣态转化。其他几种重金属形态质量分数变化与总量变化趋势相同，各处理间均无显著差异。总体来说，通过污泥产品进入土壤中的重金属主要是以稳定的残渣态为主，其他形态较少，对土壤环境影响较低。

3.3 施加污泥堆肥对土壤酶活性的影响

土壤酶活性不但能反映土壤微生物性能，也可以反映土壤质量和肥力状况^[16]。本研究中，施加污泥堆肥引起 4 种酶的变化各不相同，其中脱氢酶活性可表征土壤微生物活性的高低，也可用于简单的毒性检测及作为污染监测的指示物。本研究结果显示：脱氢酶活性随施加量的增加而减小，表明污泥堆肥中含有多种重金属，而土壤复合重金属污染可减小脱氢酶活性，与腾应等^[17]研究结果一致。蔗糖酶是可以把土壤中高分子量蔗糖分子分解成能够被植物和土壤微生物吸收利用的葡萄糖和果糖的水解酶，为土壤微生物提供充分能源，其活性反映了土壤有机碳累积与分解转化的规律，对土壤的碳循环起到重要作用。本研究中，蔗糖酶的活性 T₁ 显著大于对照，T₂、T₃ 处理与对照差异不显著。可能是 T₁ 污泥堆肥的加入增加了土壤有机质质量分数^[8]，从而提高了蔗糖酶活性；而 T₂ 和 T₃ 重金属对微生物活性的抑制作用大于有机质的促进作用，因此蔗糖酶活性降低，体现了污泥混合堆肥对土壤微生物影响的两面性^[18]。脲酶是对土壤有机氮分解转化起重要作用的酶，主要分解有机氮转化过程中形成的尿素，使其转化成矿物态的氮，从而被植物吸收利用。在本研究中，脲酶活性随污泥堆肥施加量提高有增加趋势，但与对照

表 4 不同处理下的土壤微生物碳氮及土壤呼吸

Table 4 Soil microbial carbon and nitrogen and soil respiration

处理	微生物碳/(mg·kg ⁻¹)	微生物氮/(mg·kg ⁻¹)	土壤呼吸强度/(mL·g ⁻¹ ·d ⁻¹)
ck	44.27±3.40 a	3.93±1.31 a	23.33±10.60 a
T ₁	32.22±3.35 a	4.30±0.92 a	26.60±9.90 a
T ₂	48.04±2.21 a	3.28±1.44 a	25.20±10.10 a
T ₃	34.11±2.19 a	4.01±1.68 a	23.33±7.05 a

说明：数值为平均值±标准误，同列相同小写字母表示处理间差异不显著(P>0.05)

差异不显著,说明施加污泥堆肥 2 a 后土壤氮质量分数和脲酶活性变化不大,与前人研究结果一致^[8,19]。磷酸酶主要参与将土壤中的有机磷转化成无机磷的过程,能加速有机磷循环速度。从而提高磷素的有效性。施加污泥堆肥后,磷酸酶活性随施加量的增加没有明显变化,这与秦俊梅等^[20]的研究结果较为一致。

评价土壤肥力和重金属造成的风险应整体综合考虑土壤多种酶活性^[4]。土壤酶指数可综合评价土壤活性状况,将土壤酶的实际值均转化为数值 0~1,统一了指数量纲,解决了依靠单一酶活性来判断土壤状况的片面性和局限性,可以较为全面地反映不同处理对酶活性的影响^[21]。本研究中施加污泥堆肥可整体提高土壤酶指数,按照其土壤酶指数从大到小排序为: $T_1 \approx T_2$ 、 T_3 、对照。说明经过 2 a,在污泥堆肥中重金属和有机质对微生物活性的综合作用下,不同施肥量下林地的土壤肥力和微生物活性整体上有提升。应当指出的是,不能排除在此期间各种酶活性有显著增高或降低动态变化。

3.4 施加污泥堆肥对微生物碳氮和土壤呼吸的影响

施加污泥堆肥 2 a 后微生物碳和微生物氮质量分数、土壤呼吸速率都随施加量没有显著变化。在以往研究中,少量的施加污泥堆肥后,土壤有机质含量、全氮和微生物碳氮有轻微上升趋势^[20],与本结果一致。土壤呼吸强度表示土壤微生物对有机质的分解和代谢能力。污泥堆肥的施加改变了土壤有机质质量分数,土壤孔隙度,微生物组成等理化性质强度,会引起土壤呼吸速率的相应变化^[22]。本研究污泥堆肥的施加增大了土壤呼吸强度,在 T_1 处理下达到最大值,而 T_3 土壤呼吸强度与对照基本相等。这可能是由于污泥堆肥对土壤微生物影响的两面性造成的,但由于本研究仅为施肥 2 a 后的测定,不能说明在 2 a 期间土壤呼吸速率指标的动态变化。

4 结论

林地施用污泥混合堆肥 2 a 后,土壤中重金属总量有所增加,但增加量较小,除了镉之外其他 5 种重金属元素总量都没有超过土壤环境质量标准值 (GB 15618-2018),2 a 期间土壤中 6 种重金属形态分布也没有发生明显变化,表明现有施肥水平对林地土壤的重金属污染风险很低。

污泥堆肥的施用能增加林地土壤的有机质,但同时也引入多种重金属元素,这 2 种情况都会影响土壤微生物活性和群落组成,从而改变微生物氮质量分数和某些酶活性,体现出混合堆肥对土壤肥力影响的两面性。施肥 2 a 后的土壤酶指数变化表明,施用污泥堆肥整体上提高了土壤微生物活性。

在污泥施用量 $< 30 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的标准推荐值范围内,污泥和园林废弃物混合堆肥有利于提高林地土壤的肥力;但 $60 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 污泥施用量水平下,相应微生物指标出现下降趋势,因此,当林地污泥产品施用量超过现行相关标准的推荐值时,应加强施用林地的监测和风险评估。

5 参考文献

- [1] CIESLIK B M, NAMIESNIK J, KONIECZKA P. Review of sewage sludge management: standards, regulations and analytical methods [J]. *J Clean Prod*, 2015, **90**: 1 – 15.
- [2] RODRIGUEZ D R O, ANDRADE G D C, BELLOTE A F J, *et al.* Effect of pulp and paper mill sludge on the development of 17-year-old loblolly pine (*Pinus taeda* L.) trees in southern Brazil [J]. *For Ecol Manage*, 2018, **422**: 179 – 189.
- [3] DENAIX L, THOMAS-CHÉRY A L, BALET J, *et al.* Effects of municipal sewage sludge application on soil and purple moor-grass (*Molinia caerulea*) contamination by metals in a maritime pine forest [J]. *Water Air Soil Pollut*, 2011, **219**(1/4): 239 – 249.
- [4] DONG Bin, LIU Xiaoguang, DAI Lingling, *et al.* Changes of heavy metal speciation during high-solid anaerobic digestion of sewage sludge [J]. *Bioresour Technol*, 2013, **131**: 152 – 158.
- [5] ARAUJO A S F, MIRANDA A R L, OLIVEIRA M L J, *et al.* Soil microbial properties after 5 years of consecutive amendment with composted tannery sludge [J]. *Environ Monit Assess*, 2015, **187**(1): 4153.
- [6] 司莉青, 陈利民, 郑景明, 等. 城市污泥与园林废弃物堆肥的混合施用对高羊茅萌发与生长的影响 [J]. *生态学杂志*, 2016, **35**(10): 2643 – 2650.
SI Liqing, CHEN Limin, ZHENG Jingming, *et al.* Effects of mixed sewage sludge and garden waste compost on germination and growth of *Festuca arundinacea* L. [J]. *Chin J Ecol*, 2016, **35**(10): 2643 – 2650.

- [7] 司莉青, 陈利民, 郑景明, 等. 城市污泥与园林废弃物堆肥混合添加对土壤改良及其对植物生长影响的研究[J]. 草业科学, 2018, 34(3): 565 – 574.
SI Liqing, CHEN Limin, ZHENG Jingming, *et al.* Effects of mixed sewage sludge and garden waste composts on potting soil amendment [J]. *Pratacult Sci*, 2018, 34(3): 565 – 574.
- [8] 赵霞, 胡自航, 郑景明, 等. 污泥与园林废弃物混合堆肥对波斯菊生长及重金属积累的影响[J]. 生态学杂志, 2019, 38(3): 810 – 817.
ZHAO Xia, HU Zihang, ZHENG Jingming, *et al.* Effects of mixed compost of sewage sludge and green waste on growth and heavy metal accumulation of *Cosmos bipinnatus* [J]. *Chin J Ecol*, 2019, 38(3): 810 – 817.
- [9] RAURET G, LÓPEZ-SÁNCHEZ J F, SAHQUILLO A, *et al.* Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials [J]. *J Environ Monit*, 2001, 1(1): 51 – 61.
- [10] 吴金水, 林启美, 黄巧云, 等. 土壤微生物生物量测定方法及其应用[M]. 北京: 气象出版社, 2006: 54 – 78.
- [11] 闫美杰, 时伟宇, 杜盛. 土壤呼吸测定方法述评与展望[J]. 水土保持研究, 2010, 17(6): 148 – 152, 157.
YAN Meijie, SHI Weiyu, DU Sheng. Review and prospect on the methods of soil respiration measurement [J]. *Res Soil Water Conserv*, 2010, 17(6): 148 – 152, 157.
- [12] 姚槐应, 黄昌. 土壤微生物生态学及其实验技术[M]. 北京: 科学出版社, 2006.
- [13] 王兵, 刘国彬, 薛蕙, 等. 黄土丘陵区撂荒对土壤酶活性的影响[J]. 草地学报, 2009, 17(3): 282 – 287.
WANG Bing, LIU Guobin, XUE Sha, *et al.* Effect of farmland abandonment on soil enzyme activities in Loess Hilly Region [J]. *Acta Agrestia Sin*, 2009, 17(3): 282 – 287.
- [14] BALDWIN K R, SHELTON J E. Availability of heavy metals in compost-amended soil [J]. *Bioresour Technol*, 1999, 69(1): 1 – 14.
- [15] MCGRATH S P, ZHAO F J, DUNHAM S J, *et al.* Long-term changes in the extractability and bioavailability of zinc and cadmium after sludge application [J]. *J Environ Qual*, 2000, 29(3): 875 – 883.
- [16] 杨会玲, 黄仁华, 陈珂, 等. 丛枝菌根真菌 (AMF) 对铯胁迫宿根高粱生长及根际土壤酶的影响[J]. 环境化学, 2015, 34(4): 712 – 717.
YANG Huiling, HUANG Renhua, CHEN Ke, *et al.* The effects of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) on growth of *Sorghum haipense* and rhizosphere soil enzymes activities under Cs stress [J]. *Environ Chem*, 2015, 34(4): 712 – 717.
- [17] 滕应, 骆永明, 李振高. 土壤重金属复合污染对脲酶、磷酸酶及脱氢酶的影响[J]. 中国环境科学, 2008, 28(2): 147 – 152.
TENG Ying, LUO Yongming, LI Zhengao. Kinetics characters of soil urease, acid phosphatase and dehydrogenase activities in soil contaminated with mixed heavy metals [J]. *China Environ Sci*, 2008, 28(2): 147 – 152.
- [18] ZHANG Chang, NIE Shuang, LIANG Jie, *et al.* Effects of heavy metals and soil physicochemical properties on wetland soil microbial biomass and bacterial community structure [J]. *Sci Total Environ*, 2016, 557/558: 785 – 790.
- [19] 黄游, 陈玲, 梁好均, 等. 污泥中锌对土壤酶活性的影响及评价[J]. 生态环境学报, 2009, 18(3): 895 – 898.
HUANG You, CHEN Ling, LIANG Haojun, *et al.* Effect of zinc in sludge on soil enzyme activity and its evaluation [J]. *Ecol Environ Sci*, 2009, 18(3): 895 – 898.
- [20] 秦俊梅, 王改玲. 不同培肥对煤矿区复垦土壤酶活性及微生物量碳、氮的影响[J]. 水土保持学报, 2014, 28(6): 206 – 210.
QIN Junmei, WANG Gailing. Influence of different fertilizers upon carbon and nitrogen of microbial biomass and soil enzyme activity of reclaimed soil in the coal mine area [J]. *J Agro-Environ Sci*, 2014, 28(6): 206 – 210.
- [21] 陈心想, 耿增超, 王森, 等. 施用生物炭后壤土土壤微生物及酶活性变化特征[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(4): 751 – 758.
CHEN Xinxiang, GENG Zengchao, WANG Sen, *et al.* Effects of biochar amendment on microbial biomass and enzyme activities in loess soil [J]. *J Agro-Environ Sci*, 2014, 33(4): 751 – 758.
- [22] 崔羽, 严思维, 吴建召, 等. 震区植被恢复初期土壤理化性质与土壤呼吸间的关系[J]. 山地学报, 2019, 37(1): 9 – 20.
CUI Yu, YAN Siwei, WU Jianzhao, *et al.* Effects of soil physicochemical properties on soil respiration in preliminary stage after the Wenchuan Earthquake [J]. *Mount Res*, 2019, 37(1): 9 – 20.