



文章栏目：固体废物处理与资源化

DOI 10.12030/j.cjee.202111145 中图分类号 X705 文献标识码 A

丁超群, 白莉萍, 齐洪涛. 堆肥污泥施用于杨树后土壤理化性质及土壤污染风险[J]. 环境工程学报, 2022, 16(7): 2381-2387. [DING Chaoqun, BAI Liping, QI Hongtao. Physico-chemical properties and environmental pollutions in soil amended with composted sewage sludge to poplar[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022, 16(7): 2381-2387.]

## 堆肥污泥施用于杨树后土壤理化性质及土壤污染风险

丁超群<sup>1,2</sup>, 白莉萍<sup>2,✉</sup>, 齐洪涛<sup>2</sup>

1. 北京师范大学资源学院, 北京 100875; 2. 中国林业科学研究院森林生态环境与自然保护研究所, 国家林业和草原局森林生态环境重点实验室, 北京 100091

**摘要** 污泥可作为一种土壤改良剂应用于树木, 特别是杨树。采用田间实验, 探讨堆肥污泥施用于杨树后的土壤理化性质和土壤污染风险, 以期污泥的合理利用提供科学依据。通过 2 年的田间实验研究了不同堆肥污泥用量对土壤营养成分和重金属污染的影响, 实验设置 4 个处理: 对照、低量、中量和高量。结果表明, 随着污泥用量的增加, 土壤营养成分和重金属的质量分数均有所提高, 而且堆肥污泥可显著降低土壤 pH, 高量污泥可使土壤碱性降为中性。污泥累计施用后, 除了低量对 K、Na、Cd 和 Pb 质量分数影响不显著外, 污泥处理均对土壤营养成分和重金属的质量分数影响显著; 中量和高量污泥处理使土壤有机质增加 1.2 和 1.6 倍, 有效氮增加 1.2 和 1.9 倍, N、P 及 K 质量分数分别增加 2.7 和 2.9 倍、2.8 和 4.3 倍及 0.6 和 0.7 倍。土壤中 Cu、Zn、Ni、Cr、Hg 和 Pb 质量分数均没有超出我国农用地土壤污染风险筛选值和管制值范围(GB 15618-2018); Cd 质量分数超过了土壤污染风险筛选值, 但也远低于土壤污染风险管制值。本研究可为将堆肥污泥作为土壤改良剂应用于杨树提供参考。

**关键词** 堆肥污泥; 土壤酸碱度; 土壤有机质; 土壤营养元素; 重金属污染

城市污泥是指城市污水厂处理废水过程中产生的固体废弃物。随着我国城市化不断推进, 污泥的产生量迅猛增加。据统计, 我国每年产生  $3 \times 10^7 \sim 4 \times 10^7$  t 的污泥(以含水率 80% 计), 2020 年的污泥产量可能达到  $6 \times 10^7 \sim 9 \times 10^7$  t<sup>[1]</sup>。城市污泥因其富含有机质和有效营养成分<sup>[2]</sup>, 已日渐成为农业应用的重要资源<sup>[3]</sup>, 譬如应用于水稻-小麦系统<sup>[4]</sup>、玉米<sup>[5]</sup>等; 亦应用于贫瘠或退化土壤的修复或改良, 譬如退化农田<sup>[6]</sup>、沙质土壤<sup>[7]</sup>、石漠化土壤<sup>[8]</sup>的改良。总体而言, 污泥作为有机肥料的应用, 普遍促进植物生长, 有益于土壤改良。

目前, 城市污泥逐渐向“减量化、资源化和无害化”的方向发展。其中, 污泥资源化将成为污泥处置的主流<sup>[9]</sup>, 而污泥的土地利用将成为最有效的资源化途径之一。但是, 污泥的土地利用, 在我国尚未大范围推广应用。究其原因, 一方面, 缺乏完整的应用技术规范、技术指南以及生态环境风险评价体系等<sup>[10]</sup>。另一方面, 污泥的营养成分和重金属在土壤中积累, 可能会造成环境污染风险, 譬如对地表水环境氮、磷的富营养化<sup>[11-14]</sup>; 亦可能导致食物链风险, 譬如增加玉米组织有毒

收稿日期: 2021-11-25; 录用日期: 2022-04-24

基金项目: 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项(CAFYBB2018SZ004; CAFRIFEEP201106)

第一作者: 丁超群(1989—), 男, 硕士研究生, E-mail: 149408577@qq.com; ✉通信作者: 白莉萍(1969—), 女, 博士, blp95@126.com

金属的质量分数<sup>[15]</sup>,增加水稻和小麦籽粒中重金属质量分数<sup>[4]</sup>。因此,城市污泥含有的重金属是影响污泥农用处置的主要限制因素<sup>[16-17]</sup>。

为了避免在农作物施用污泥所导致的食物链风险,城市污泥也普遍应用于林地。杨树作为主要速生丰产树种之一,由于其能有效吸收重金属(Cu、Zn、Cd、Pb等),且能促进金属迁移,可降低重金属潜在的生态风险,因此,污泥在杨树上的应用日渐备受关注<sup>[18-19]</sup>。但是,由于城市污泥类型的多样性和复杂性,极其有必要加强污泥施用于杨树的土壤营养有效性和潜在污染风险评价研究。鉴于此,本研究通过2年的田间实验,探讨堆肥污泥施用于杨树的土壤理化性质和营养元素的变化,并分析重金属元素质量分数变化及其环境污染状况,以期在城市污泥合理、有效的处置提供理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验地点

实验地点在北京海淀区玉泉山农场(39°59'N, 116°14'E)。该地区地处暖温带半湿润半干旱大陆性季风气候区,年平均气温11.8℃,最冷月为1月份,平均气温为-4.6℃,最热月为7月,平均气温26.1℃,年平均降水量638.8 mm,多集中在6、7、8月份,全年无霜期约195 d。供试土壤为棕壤土。

### 1.2 实验材料

供试树种为速生杂交杨欧美杨108号(*Populus×euramericana* 'Guariento')。2012年2月,在中国林业科学研究院大型温室(透光率约为70%),选择大小一致的500只杨树穗条,采用草炭土为培养土,进行扦插育苗;定值成活后,同年5月2日,选择株高、叶片数、长势一致且无病虫害的树苗,移栽于北京玉泉山农场,行距1 m,株距0.5 m。次年,供试苗木已长为一年生苗木,继续作为2013年田间实验的供试材料,并进行间苗,行距为1 m,株距为1 m。

### 1.3 堆肥污泥的制备

初始城市污泥来自北京昌平区南口生活污水处理厂的污泥。在田间实验之前,采用高速活性堆肥工艺进行处理(High-Rate Recovery of Organic Solid Wastes System,简称HiRos System)。该工艺采用机械热化学稳定及活化法,处理工艺中的所有反应釜、储槽、传送器等均为密闭系统,在高温高压下,完全杀菌及杀寄生虫性、并可分解有毒有机化合物,从而将有机固体废弃物转化为无味无臭、高品质的有机肥。之后,进行风干、碾碎,把污泥中的大块物体等进行细化,备用。

### 1.4 实验设计

田间实验设置4个处理,每个处理设置4个重复小区,每个小区面积为5.2 m<sup>2</sup>(长6.5 m,宽0.8 m),随机排列。堆肥污泥的施入方式为沟施(在树苗两侧距离40 cm处,人工开沟,施入深度20 cm)。2012年6月堆肥污泥施入量(以干重计量):对照(CK: 0 t·ha<sup>-1</sup>)、低量(LS: 7.5 t·ha<sup>-1</sup>)、中量(MS: 15 t·ha<sup>-1</sup>)和高量(HS: 30 t·ha<sup>-1</sup>)。2013年5月再次施肥相同的地块:对照(CK: 0 t·ha<sup>-1</sup>)、低量(LS: 15 t·ha<sup>-1</sup>)、中量(MS: 30 t·ha<sup>-1</sup>)和高量(HS: 45 t·ha<sup>-1</sup>)。由于2012年杨树长势良好,2013年将堆肥污泥的最佳施用量改为2012年的1.5-2倍。实验期间,田间水分和病虫害按常规管理,管理均为一致,生长良好。供试土壤及堆肥污泥的理化特性及金属质量分数见表1。

田间施入堆肥污泥后,分别于2012年8月10日、2013年8月16日采集土样。采用土钻取土,采集0~20 cm土层土样;在每个重复小区内,随机采集4~5个取样点,去除凋落物层,多点混合。测定样品时,过孔径为2 mm的土筛,备用。

### 1.5 分析方法

堆肥污泥和供试土壤的理化性质参考文献[20];汞(Hg)质量分数的测定采用原子荧光光度计

表 1 供试土壤及堆肥污泥的理化特性及金属质量分数

Table 1 Physico-chemical properties and metal concentrations of soil and composted sewage sludge

| 检测项目          | SOM/<br>(g·kg <sup>-1</sup> ) | pH                            | AN/<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) | N/<br>(g·kg <sup>-1</sup> )   | P/<br>(g·kg <sup>-1</sup> )   | K/<br>(g·kg <sup>-1</sup> )   | Ca/<br>(g·kg <sup>-1</sup> )  | Fe/<br>(g·kg <sup>-1</sup> )  | Mg/<br>(g·kg <sup>-1</sup> ) | Na/<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) |
|---------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|------------------------------|-------------------------------|
| 供试土壤          | 22.5(0.7)                     | 7.8(0)                        | 166.5(5.7)                    | 1.6(0.1)                      | 0.9(0)                        | 1.2(0)                        | 7.0(0.3)                      | 19.1(0.2)                     | 5.9(0.2)                     | 261.6(11.5)                   |
| 堆肥污泥-<br>2012 | 294.3(0.4)                    | 7.4(0)                        | 2 674.6<br>(13.7)             | 13.6(0.1)                     | 17.9(0)                       | 2.3(0.1)                      | 37.8(0.1)                     | 25.1(0.3)                     | 15.6(0.1)                    | 1 042.2<br>(29.4)             |
| 堆肥污泥-<br>2013 | 302.7(0.4)                    | 6.8(0)                        | 3 356.6(27.3)                 | 18.7(0.1)                     | 22.7(0.2)                     | 3.0(0)                        | 115.4(0.2)                    | 22.4(0)                       | 15.1(0)                      | 1 270.1(1.2)                  |
| 检测项目          | Cu/<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) | Mn/<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) | Cr/<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) | Zn/<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) | Cd/<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) | Hg/<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) | Pb/<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) | Ni/<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) | S/<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) |                               |
| 供试土壤          | 13.2(0.5)                     | 276.5(3.0)                    | 43.6(0.3)                     | 60.5(2.4)                     | 1.7(0)                        | 0.5(0)                        | 18.7(0.4)                     | 21.0(0.4)                     | 261.9(17.9)                  |                               |
| 堆肥污泥-<br>2012 | 135.2(4.4)                    | 1 521.3(13.5)                 | 130.1(5.5)                    | 755.0(9.3)                    | 2.6(0.1)                      | 7.1(0.1)                      | 70.5(0.3)                     | 372.8(6.8)                    | 4 561.7<br>(51.6)            |                               |
| 堆肥污泥-<br>2013 | 241.9(0.8)                    | 941.8(2.0)                    | 150.0(0.6)                    | 865.4(1.6)                    | 3.0(0)                        | 18.4(0)                       | 67.9(0.1)                     | 120.0(0.6)                    | 5 323.3<br>(33.0)            |                               |

注：测定结果为3个重复测定值的平均值（标准误），以干基表示；SOM为土壤有机质、AN为有效氮。

测定 (AFS3000, 北京科创海光仪器有限公司); 全磷、全钾、中量元素、微量元素以及重金属元素的质量分数测定均采用酸溶-等离子发射光谱仪测定 (IRIS Intrepid II XSP, 美国 Thermo 公司)。每个测定项目均设置 3 个重复, 最后算平均值, 并以干基表示。以上测定在国家林业和草原局森林生态环境重点实验室进行。

数据处理采用 SPSS 22 版统计分析软件进行分析。采用单因素方差分析 (one-way ANOVA) 和 Duncan 多范围检验法 ( $\alpha=0.05$ ) 比较不同数据组间的差异。

2 结果与讨论

2.1 堆肥污泥施用后的土壤理化性质

如表 2 所示, 堆肥污泥累计施用后, 即至 2013 年, LS、MS 和 HS 增加土壤有机质分别为 44.8%、117.6% 和 158.3%; 增加有效氮分别为 40.1%、122.8% 和 187.9%; 增加氮分别为 102.0%、266.7% 和 289.2%; 增加磷分别为 135.9%、284.6% 和 434.8%; 增加钾分别为 4.3%、63.8% 和 71.2%。而且, 通过相关分析可知, 2 年期间的堆肥污泥累计施用与土壤有机质 ( $R^2=0.998$ ,

表 2 土壤酸碱度、有机质、有效氮和大量营养元素

Table 2 The pH, organic matter, available nitrogen and macronutrients in soil

| 年份   | 处理 | pH           | 有机质/(g·kg <sup>-1</sup> ) | 有效氮/(mg·kg <sup>-1</sup> ) | N/(g·kg <sup>-1</sup> ) | P/(g·kg <sup>-1</sup> ) | K/(g·kg <sup>-1</sup> ) |
|------|----|--------------|---------------------------|----------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| 2012 | CK | 7.66(0.04)a  | 20.0(0.5)c                | 102.0(5.8)c                | 1.20(0.12)b             | 0.80 (0.01)d            | 0.87 (0.02)c            |
|      | LS | 7.54(0.03)b  | 23.0(0.7)bc               | 226.4(12.3)b               | 1.28(0.10)b             | 1.01 (0.02)c            | 0.92 (0.01)bc           |
|      | MS | 7.54(0.01)b  | 25.2(0.7)b                | 234.7(5.9)b                | 1.92(0.09)a             | 1.10 (0.01)b            | 0.95 (0.02)b            |
|      | HS | 7.46(0.04)b  | 35.2(2.2)a                | 273.5(13.5)a               | 2.15(0.15)a             | 1.56 (0.04)a            | 1.02 (0.02)a            |
| 2013 | CK | 7.90 (0.04)a | 21.1 (0.1)d               | 69.2 (4.3)d                | 1.07 (0.04)c            | 0.86 (0)d               | 1.21 (0.03)b            |
|      | LS | 7.72 (0.02)b | 30.5 (1.1)c               | 97.0 (3.8)c                | 2.17 (0.07)b            | 2.02 (0.11)c            | 1.26 (0.01)b            |
|      | MS | 7.56 (0.05)c | 45.9 (1.3)b               | 154.3 (5.6)b               | 3.94 (0.10)a            | 3.30 (0.23)b            | 1.98 (0.05)a            |
|      | HS | 7.39 (0.02)d | 54.4 (1.3)a               | 199.3 (6.7)a               | 4.18 (0.15)a            | 4.58 (0.17)a            | 2.07 (0.05)a            |

注：结果为3个重复测定值的平均值（标准误），以干基表示；不同小写字母表示处理间差异显著(P<0.05)。

$p<0.001$ )、氮 ( $R^2=0.933$ ,  $p=0.003$ )、钾 ( $R^2=0.793$ ,  $p=0.025$ ) 和磷 ( $R^2=0.934$ ,  $p<0.001$ ) 有显著或极显著的正相关关系。由此可知, 土壤营养成分随着污泥用量的累计施用而显著提高, 明显改善了土壤特性。值得注意的是, 污泥施用对土壤大量营养元素而言, 土壤磷增加幅度最大。王超等<sup>[21]</sup>研究表明, 2015 年全国市政污泥中携带的磷, 多达  $10.5\times 10^4$  t, 仅有 18.65% 的磷被土地利用, 而绝大部分的磷, 随污泥进入了填埋场所。通常, 在陆地生态系统中, 营养限制对初级生产力和其他生物过程而言较为普遍, 而磷是最常见的限制元素之一, 且在一些区域, 磷资源的限制愈加深入和广泛<sup>[22]</sup>。由于磷是有限且不可替代的资源, 而无机磷和非磷灰石无机磷是污泥中磷的主要成分。由此, 污泥的施用, 既可发挥较高的植物利用率, 也可对退化环境进行磷的修复<sup>[23-24]</sup>。

堆肥污泥施用后的土壤酸碱度见表 2, 不同用量的堆肥污泥均能降低土壤 pH, 即降低范围为 1.52%~6.37%, 特别是 HS 处理的土壤 pH 在 2012 年和 2013 年分别为 7.46 和 7.39, 使得土壤酸碱度从偏碱性降为中性。同样, 在滩涂盐渍土施用污泥, 亦可降低土壤 pH<sup>[25]</sup>, 以及在向日葵上施用污泥, 或降低 pH<sup>[26]</sup>, 或使土壤碱性变弱<sup>[27]</sup>。由此可知, 在环境风险可控下, 酸碱度较低的污泥, 对盐碱地土壤酸碱度的改良可能是有利的。

如表 3 所示, 至 2013 年, LS 处理增加 Ca、Mg、S、Fe、Mn 和 Na 质量分数分别为 37.8%、7.7%、74.8%、2.6%、17.5% 和 7.2%, MS 处理分别增加了 69.9%、18.0%、122.4%、3.3%、29.7% 和 40.3%, HS 处理分别增加了 89.3%、28.9%、172.3%、4.8%、51.6% 和 74.6%。而且通过相关性分析可知, 堆肥污泥累计施用分别与土壤中 Ca( $R^2=0.512$ ,  $p=0.028$ )、S( $R^2=0.814$ ,  $p=0.001$ )、Mn( $R^2=0.986$ ,  $p<0.001$ )、Na( $R^2=0.712$ ,  $p=0.005$ ) 和 Mg( $R^2=0.961$ ,  $p=0.001$ ) 质量分数呈现显著或极显著的正相关。由此可知, 随着污泥用量的累计施用, 土壤中的中量和微量营养元素质量分数呈现增加趋势, 而且土壤中的 S 质量分数幅度增加最大, 次之为 Ca 质量分数。值得注意的是, 一般在碱性土壤中, 杂交杨可能容易发生 Fe 缺乏胁迫, 但随着污泥的施用会致使 Fe 质量分数增加, 杨树叶片叶绿素亦随之增加, 从而有利于生长<sup>[28]</sup>。而在本实验中, 供试土壤酸碱度偏碱性, 随着堆肥污泥用量的增加, 叶片 Fe 质量分数也随之增加, 而且堆肥污泥的施用普遍提高了杨树胸径, 增幅 2.4%~18.6%<sup>[19]</sup>。

表 3 土壤中量和微量营养元素质量分数  
Table 3 The secondary nutrients and micronutrients in soil

| 年份   | 处理 | Ca/(g·kg <sup>-1</sup> ) | Mg/(g·kg <sup>-1</sup> ) | S/(mg·kg <sup>-1</sup> ) | Fe/(g·kg <sup>-1</sup> ) | Mn/(mg·kg <sup>-1</sup> ) | Na/(mg·kg <sup>-1</sup> ) |
|------|----|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|---------------------------|---------------------------|
| 2012 | CK | 6.32 (0.13)b             | 5.63 (0.06)b             | 193 (7)c                 | 17.6 (0.1)c              | 269 (5)b                  | 171 (5)b                  |
|      | LS | 6.69 (0.09)b             | 5.73 (0.04)b             | 230 (4)b                 | 17.8 (0.1)bc             | 280 (4)b                  | 176 (6)b                  |
|      | MS | 6.79 (0.16)b             | 5.82 (0.06)b             | 246 (11)b                | 18.0 (0.1)b              | 286 (5)b                  | 189 (3)b                  |
|      | HS | 8.14 (0.25)a             | 6.29 (0.07)a             | 365 (13)a                | 18.4 (0.1)a              | 329 (12)a                 | 331 (12)a                 |
| 2013 | CK | 18.1 (0.1)d              | 5.84 (0.04)d             | 324 (3)d                 | 16.3 (0.1)c              | 265 (5)d                  | 361 (15)c                 |
|      | LS | 25.0 (0.6)c              | 6.29 (0.01)c             | 566 (9)c                 | 16.7 (0.1)b              | 311 (1)c                  | 386 (13)c                 |
|      | MS | 30.8 (1.2)b              | 6.89 (0.08)b             | 720 (15)b                | 16.8 (0.1)ab             | 344 (8)b                  | 506 (7)b                  |
|      | HS | 34.3 (0.5)a              | 7.53 (0.09)a             | 881 (10)a                | 17.1 (0.1)a              | 402 (7)a                  | 630 (9)a                  |

注: 结果为3个重复测定值的平均值(标准误), 以干基表示; 不同小写字母表示处理间差异显著( $P<0.05$ )。

## 2.2 堆肥污泥施用后的重金属质量分数及其污染

堆肥污泥施用后, 土壤中也呈现出诸多重金属元素(见表 4)。2012 年堆肥污泥处理的土壤 Cu、Zn、Ni、Hg、Cd、Cr 和 Pb 增幅范围分别为 10.2%~65.4%、21.1%~111.1%、8.0%~27.8%、26.1%~

表 4 土壤的重金属质量分数

Table 4 Concentrations of heavy metals in soil

mg·kg<sup>-1</sup>

| 年份   | 处理 | Cu           | Zn            | Ni          | Hg           | Cd            | Cr          | Pb           |
|------|----|--------------|---------------|-------------|--------------|---------------|-------------|--------------|
| 2012 | CK | 10.8 (0.7)c  | 22.5 (0.5)c   | 17.6 (0.3)b | 0.20 (0.02)b | 1.50 (0.04)b  | 40.2 (0.3)b | 16.7 (0.1)c  |
|      | LS | 11.9 (0.2)bc | 27.3 (0.9)bc  | 19.0 (0.5)b | 0.25 (0.01)b | 1.58 (0.03)ab | 40.5 (0.5)b | 17.7 (0.6)bc |
|      | MS | 12.8 (0.5)b  | 30.3 (1.2)b   | 19.6 (0.7)b | 0.36 (0.03)a | 1.61 (0.02)ab | 41.5 (0.4)b | 18.4 (0.5)ab |
|      | HS | 17.8 (0.3)a  | 47.5 (2.8)a   | 22.5 (1.2)a | 0.45 (0.05)a | 1.68 (0.05)a  | 46.1 (0.6)a | 19.5 (0.2)a  |
| 2013 | CK | 20.8 (0.2)c  | 62.6 (1.5)c   | 19.2 (0.4)c | 0.80 (0.09)c | 1.28 (0.02)c  | 19.3 (0.1)d | 19.5 (0.3)c  |
|      | LS | 26.6 (0.5)b  | 135.2 (3.9)b  | 26.5 (0.7)b | 2.16 (0.11)b | 1.41 (0.05)bc | 25.2 (0.8)c | 22.7 (0.2)c  |
|      | MS | 43.0 (1.4)a  | 219.1 (4.8)a  | 51.3 (0.6)a | 2.87 (0.13)a | 1.54 (0.05)b  | 34.2 (1.4)b | 27.3 (1.3)b  |
|      | HS | 46.2 (2.4)a  | 240.2 (14.0)a | 52.1 (0.9)a | 3.11 (0.22)a | 1.76 (0.05)a  | 39.2 (1.3)a | 31.8 (1.7)a  |

注：结果为3个重复测定值的平均值（标准误），以干基表示；不同小写字母表示处理间差异显著(P<0.05)。

128.6%、5.6%~12.0%、0.7%~14.6% 和 5.9%~16.4%；而 2013 年各污泥处理的土壤 Cu、Zn、Ni、Hg、Cd、Cr 和 Pb 增幅范围分别为 27.7%~122.1%、115.9%~283.6%、38.2%~172.2%、170.5%~289.9%、9.9%~37.3%、31.2%~103.4% 和 16.8%~63.1%。而且，通过相关性分析得知，2 年期间堆肥污泥累计施用分别与土壤中 Zn( $R^2=0.718$ ,  $p=0.005$ )、Hg( $R^2=0.635$ ,  $p=0.011$ )、Pb( $R^2=0.851$ ,  $p=0.001$ )、Cu( $R^2=0.77$ ,  $p=0.031$ ) 和 Ni(  $R^2=0.875$ ,  $p=0.009$ ) 质量分数呈现显著或极显著的正相关。由此可见，随着污泥用量的连续施用，土壤中重金属质量分数呈现增加趋势；而且 2012 年、2013 年堆肥污泥的施用均使得土壤 Hg 增幅最大，Zn 次之。

对比不同国家污泥施用的土壤重金属污染限值可知(见表 5)，经过 2 年期间堆肥污泥的连续施用，土壤中 Cu、Zn、Ni、Cr 和 Pb 质量分数均没有超出欧盟、英国、美国和中国的土壤重金属污染限值；堆肥污泥次年施用，虽然使 Hg 超过了欧盟和英国污染限值，但是均在我国农用地土壤污染风险筛选值(<3.4)和管制值范围内(<6.0)。值得注意的是，Cd 质量分数超过了我国土壤污染风险筛选值(>0.6)，但是仍然远低于土壤污染风险管制值(<4.0)。Cd 之所以超过了土壤污染风险筛选值，是因为供试土壤中 Cd 基础背景值高于土壤污染风险筛选值所致。实际上，在 2 年期间堆肥污泥连续施用的实验中，杨树叶片、枝条和茎部均对 Cd 有一定的富集作用，而且堆肥污泥对其它重金属诸如 Cu、Ni 和 Pb 在地上部的富集也有显著作用<sup>[19]</sup>。而且，本实验所施用的堆肥污泥中 Cd 质量分数较低，因此使得土壤中 Cd 的增加并不凸显。总体而言，土壤重金属的污染是可控的。短期施用污泥，一般不会对土壤环境质量造成明显的不良影响。但值得注意的是，长期施用污泥可能会引起土壤重金属的污染<sup>[29]</sup>。尤其长期施用污泥，会导致 Cu、Mn、Zn 的形态产生变化，且存在

表 5 不同国家污泥施用的土壤重金属污染限值

Table 5 Maximum metal concentration allowed in soils treated with sewage sludge in different countries

(mg·kg<sup>-1</sup>)

| 国家              | Cu     | Zn      | Ni    | Hg    | Cd  | Cr      | Pb     | 参考文献 |
|-----------------|--------|---------|-------|-------|-----|---------|--------|------|
| 欧盟              | 50~140 | 150~300 | 30~75 | 1~1.5 | 1~3 | 100~150 | 50~300 | [32] |
| 英国              | 135    | 300     | 75    | 1     | 3.0 | 400     | 300    | [32] |
| 美国              | 750    | 1 400   | 210   | 8     | 20  | 1 500   | 150    | [32] |
| 中国 <sup>a</sup> | 100    | 300     | 190   | 3.4   | 0.6 | 250     | 170    | [33] |
| 中国 <sup>b</sup> | —      | —       | —     | 6.0   | 4.0 | 1 300   | 1 000  | [33] |

注：a为农用地土壤污染风险筛选值，b为农用地土壤污染风险管制值。

潜在的Cu污染风险<sup>[30]</sup>。另外,除了重金属污染外,还有一些因素诸如粪大肠菌群菌、多环芳烃(PAHs)等影响着污泥的资源化应用,本研究未涉及这些方面。加之,不同来源的污泥,其营养元素或重金属质量分数存在着较大的差异<sup>[31]</sup>。因此,须进一步研究和分析污泥中其他污染物的影响,并加强不同类型污泥长期施用的环境生态监测及其风险评价。

### 3 结论

1)堆肥污泥的施用可显著降低土壤pH,尤其高量污泥(HS)的施用可使土壤碱性降为中性;中量(MS)、高量(HS)污泥的施用可使土壤有机质、土壤有效氮、N、P和K质量分数增幅为0.6-4.3倍,特别是土壤磷的增加尤为突出,即增加2.8-4.3倍。

2)随着堆肥污泥用量的增加,土壤重金属质量分数均有所提高;土壤中Cu、Zn、Ni、Cr、Hg和Pb质量分数均没有超出我国农用地土壤污染风险筛选值和管制值范围,Cd超过了土壤污染风险筛选值,但是也远低于土壤污染风险管制值。

**致谢:**中国林业科学研究院林业研究所苏晓华课题组为本实验提供了杨树品种材料;本实验所采用的高速活性堆肥污泥由北京绿创生态科技有限公司处理并提供,特此感谢!

### 参考文献

- [1] 张向营. 市政污水厂污泥处置技术探讨[J]. *广东化工*, 2018, 45(1): 146-147.
- [2] 马学文, 翁焕新, 章金骏. 中国城市污泥重金属和养分的区域特性及变化[J]. *中国环境科学*, 2011, 31(8): 1306-1313.
- [3] SHARMA B, SARKAR A, SINGH P, et al. Agricultural utilization of biosolids: A review on potential effects on soil and plant growth[J]. *Waste Management*, 2017, 64: 117-132.
- [4] LATARE A M, KUMAR O, SINGH S K, et al. Direct and residual effect of sewage sludge on yield, heavy metals content and soil fertility under rice-wheat system[J]. *Ecological Engineering*, 2014, 69: 17-24.
- [5] 占婷婷, 李渊, 石辉, 等. 市政污泥直接施用对玉米生长和品质的影响[J]. *水土保持通报*, 2019, 39(5): 172-178.
- [6] ARIF M S, RIAZ M, SHAHZAD S M, et al. Fresh and composted industrial sludge restore soil functions in surface soil of degraded agricultural land[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 619-620: 517-527.
- [7] 杨桐桐, 封莉, 张立秋. 城市污泥堆肥产品施用对沙荒地土壤理化性质及高羊茅生长的影响[J]. *环境工程学报*, 2017, 11(4): 2462-2468.
- [8] 杨丹, 李冕, 冯梦芹. 喀斯特石漠化土壤中施用城市污泥的环境影响分析[J]. *环境污染与防治*, 2020, 42(1): 74-78.
- [9] 柯杰, 胡惠秩, 卢进登, 等. 污泥处理新技术研究现状及其发展趋势[J]. *环境科学与管理*, 2019, 44(4): 92-96.
- [10] 黄岚, 封莉, 杜子文, 等. 我国城市污泥土地利用瓶颈问题分析与对策研究[J]. *中国给水排水*, 2019, 35(20): 31-36.
- [11] 高定, 郑国砥, 陈同斌, 等. 城市污泥土地利用的重金属污染风险[J]. *中国给水排水*, 2012, 28(15): 102-105.
- [12] YUAN X Z, HUANG H J, ZENG G M, et al. Total concentrations and chemical speciation of heavy metals in liquefaction residues of sewage sludge[J]. *Bioresour Technol*, 2011, 102: 4104-4110.
- [13] BOGUSZ A, OLESZCZUK P. Sequential extraction of nickel and zinc in sewage sludge-or biochar/sewage sludge-amended soil[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 636: 927-935.
- [14] 甄晨光, 冷平生, 刘丽娟, 等. 城市污泥应用于边坡植被恢复对地表水环境的影响[J]. *应用生态学报*, 2018, 29(4): 1321-1327.
- [15] MAHDY A M, ELKHATIB E A, FATHI N O, et al. Use of drinking water treatment residuals in reducing bioavailability of metals in biosolid-amended alkaline soils[J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2012, 43(8): 1216-1236.
- [16] 刘梦娇, 夏少攀, 王峻, 等. 城市污泥农用对植物-土壤系统的影响[J]. *应用生态学报*, 2017, 28(12): 4134-4142.
- [17] EID E M, SHALTOUT K H. Bioaccumulation and translocation of heavy metals by nine native plant species grown at a sewage sludge dump site[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2016, 18: 1075-1085.
- [18] KUBÁTOVÁ P, HEJCMAN M, SZÁKOVÁ J, et al. Effects of sewage sludge application on biomass production and concentrations of Cd, Pb and Zn in shoots of *Salix* and *Populus* clones: improvement of phytoremediation efficiency in contaminated soils[J]. *Bioenergy Research*, 2016, 9(3): 809-819.
- [19] XU G Q, CAO X Q, BAI L P, et al. Absorption, accumulation and distribution of metals and nutrient elements in poplars planted in land amended with composted sewage sludge: a field trial[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 182: 109360-109369.
- [20] 鲍士旦. 土壤农化分析(第三版)[J]. 北京:中国农业出版社, 2000: 30-110.
- [21] 王超, 刘清伟, 职音, 等. 中国市政污泥中磷的含量与形态分布[J]. *环境科学*, 2019, 40(4): 1922-1930.
- [22] VITOUSEK P M, PORDER S, HOULTON B Z, et al. Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms implication and nitrogen-phosphorus interactions[J]. *Ecological Applications*, 2010, 20(1): 5-15.
- [23] LEDERER J, RECHBERGER H. Comparative goal-oriented assessment of conventional and alternative sewage sludge treatment options[J]. *Waste Management*, 2010, 30: 1043-1056.
- [24] XIE C S, ZHAO J, TANG J, et al. The phosphorus fractions and alkaline phosphatase activities in sludge[J]. *Bioresour Technol*, 2011, 102: 2455-2461.

- [25] BAI Y C, ZANG C Y, GU M J, et al. Sewage sludge as an initial fertility driver for rapid improvement of mudflat salt-soils[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 578: 47-55.
- [26] BELHAJ D, ELLOUMI N, JERBI B, et al. Effects of sewage sludge fertilizer on heavy metal accumulation and consequent responses of sunflower (*Helianthus annuus*) [J]. *Environmental Science & Pollution Research*, 2016, 23(20): 1-10.
- [27] MOHAMED B, MOUNIA K, AZIZ A, et al. Sewage sludge used as organic manure in Moroccan sunflower culture: effects on certain soil properties, growth and yield components[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 627: 681-688.
- [28] LOMBARD K, O'NEILL M, HEYDUCK R, et al. Composted biosolids as a source of iron for hybrid poplars (*Populus* sp. ) grown in northwest New Mexico[J]. *Agroforestry Systems*, 2011, 81: 45-56.
- [29] 徐秋桐, 孔樟良, 章明奎. 不同有机废弃物改良新复垦耕地的综合效果评价[J]. *应用生态学报*, 2016, 27(2): 567-576.
- [30] KIDD P S, DOMÍNGUEZ-RODRÍGUEZ M J, DÍEZ J, et al. Bioavailability and plant accumulation of heavy metals and phosphorus in agricultural soils amended by long-term application of sewage sludge[J]. *Chemosphere*, 2007, 66: 1458-1467.
- [31] OLIVER I W, MCCLAUGHLIN M J, MERRINGTON G. Temporal trends of total and potentially available element concentrations in sewage biosolids: a comparison of biosolid surveys conducted 18 years apart[J]. *Science of the Total Environment*, 2005, 337: 139-145.
- [32] PAZ-FERREIRO J, NIETO A, MÉNDEZ A, et al. Biochar from biosolids pyrolysis: A review[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2018, 15: 956-971.
- [33] 生态环境部, 国家市场监督管理总局. 土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行): GB 15618-2018[S]. 北京: 中国环境出版集团, 2018.
- (责任编辑: 金曙光)

## Physico-chemical properties and environmental pollutions in soil amended with composted sewage sludge to poplar

DING Chaoqun<sup>1,2</sup>, BAI Liping<sup>2,\*</sup>, QI Hongtao<sup>2</sup>

1. College of Resources Science & Technology, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 2. Key Laboratory of Forest Ecology and Environment of National Forestry and Grassland Administration, Ecology and Nature Conservation Institute, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China

\*Corresponding author, E-mail: blp95@126.com

**Abstract** Interest in the application of sewage sludge as soil amendments to trees has continued to increase, especially for fast-growing poplars. In this study, a field trial was conducted to determine the physico-chemical properties and environmental pollutions in soil amended with composted sewage sludge (CSS) to poplar, in order to provide the scientific basis for the circulation of CSS. Two-year field trial was conducted to determine the effects of different amounts of CSS on the soil nutrients and the pollutions of heavy metals. Soil was amended with one of four CSS treatments in both study years: control, LS, MS, and HS. The results showed that the mass fractions of soil nutrients and heavy metals were increased with the increase of CSS, and the CSS treatments significantly decreased the pH values in soils and HS made the soil alkaline to neutral. After accumulated CSS application, the CSS treatments significantly influenced the mass fractions of soil nutrients and heavy metals except that LS had no significant effect on the mass fractions of K, Na, Cd and Pb, in particular, the MS and HS treatments increased soil organic matter by 1.2 and 1.6 times, available nitrogen by 1.2 and 1.9 times, the mass fractions of N, P and K by 2.7 and 2.9 times, 2.8 and 4.3 times and 0.6 and 0.7 times, respectively. The mass fractions of Cu, Zn, Ni, Cr, Hg and Pb in the soil did not exceed the range of the screening value and control value of soil pollution risk of agricultural land in China (GB 15618-2018). The mass fraction of Cd exceeded the screening value of soil pollution risk, but it was also far lower than the control value of soil pollution risk. This study can provide a reference for the application of composted sewage sludge as a soil amendment to poplar.

**Keywords** composted sewage sludge; soil pH; soil organic matter; soil nutrient elements; heavy metals pollution