

接种白腐真菌堆肥处理含 Pb 垃圾

黄丹莲, 曾光明*, 黄国和, 胡天觉, 蒋晓云, 冯冲凌, 陈耀宁

(湖南大学环境科学与工程学院, 长沙 410082)

摘要: 选取未污染土壤、家庭厨余、稻草、麸皮加入 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 溶液配成模拟含高浓度 Pb 垃圾, 采用接种白腐菌堆制处理和接种菌堆制处理 2 种方法分别进行室内模拟堆制。通过监测理化因子(pH、挥发性固体、水溶性有机碳/有机氮、木质素、粗纤维)与生化因子(呼吸量、微生物生物量碳)以及生物毒性分析因子(种子发芽指数、重金属含量)随时间的变化, 系统地研究了重金属对垃圾堆肥过程的影响和白腐菌堆肥处理重金属污染垃圾的可行性。结果表明, 接种白腐菌处理 Pb 污染垃圾的堆肥过程能顺利进行, 较好地减弱了 Pb 的迁移性从而降低其生物有效性, 降低了堆肥潜在的重金属危害性。此堆肥工艺下, 堆肥成品 pH 为 7.9, 水溶性 C/N 达 4.01, 挥发性固体含量降至 36.1%, 木质素余量 22.4 g, 粗纤维余量 30.1 g; 且堆肥中 Pb 主要以残留态存在, 约为 63.38%, 水溶交换态 Pb 含量则降至 0%, 种子发芽指数高达 121%。

关键词: 白腐菌; 堆肥; 重金属污染

中图分类号: X705; Q93 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2006)01-0175-06

Application of White-Rot Fungi in Composting Lead-Contaminated Waste

HUANG Dan-lian, ZENG Guang-ming, HUANG Guo-he, HU Tian-jue, JIANG Xiao-yun, FENG Chong-ling, CHEN Yao-ning

(Department of Environmental Science and Engineering, Hunan University, Changsha 410082, China)

Abstract: Simulative lead polluted wastes which containing unpolluted soil, household waste, straw, bran and lead nitrate were prepared. Inoculation of white-rot fungi and uninoculation in composting of lead-contaminated waste were studied. Change of chemical factor, biological parameter and biological toxicity analyses with time during the composting process were determined to study effect of heavy metal on composting process and probability of application of white-rot fungi in composting of metal-contaminated waste. The results show the composting of lead-contaminated waste inoculated white-rot fungi could be successfully processed, which lead to the reduction of the bioavailability of Pb in compost and alleviate the potential harm from heavy metal. Under this composting process, for the final compost, pH, water-soluble organic carbon/nitrogen, volatile solid, lignin and coarse fibre remained reached 7.9, 4.01, 36.1%, 22.4g, 30.1g, respectively. In addition, 63.38% of Pb in residual fraction and 0% of Pb in soluble-exchangeable fraction were found in final compost, and the germination index of final compost reached 121%.

Key words: white-rot fungi; compost; heavy metal pollution

国内外近年来针对采用堆肥法处理含重金属的城市固体废物做了大量研究, 如何有效地降低垃圾堆肥成品中重金属的生物有效性从而降低其危害已为人们所关注^[1,2]。以往研究主要集中于应用传统堆肥法降低城市污泥中重金属的生物有效性及其堆制过程中重金属含量对土壤酶活的影响^[3,4], 对于接种外源微生物堆制处理重金属污染垃圾及其堆制时各种参数变化的系统研究较少。

大量研究表明^[5~7], 因白腐菌的细胞壁上含有大量负电性官能团(如羧基、磷酸基、羟基等), 其对废水中的各种重金属离子均有很高的络合特性, 死细胞的吸附能力甚至强于活细胞; 同时, 白腐菌既能靠菌体表面吸附重金属, 又能在细胞内积累金属离子, 其特有的大量菌丝可以增加其吸附金属的表面积; 而且, 白腐菌在固、液 2 种体系下均具有生长优势, 即使在营养条件差的环境中也能有效降解各种

异生物质, 该菌吸附重金属时, 外界环境中其它污染物对其的抑制作用相对较小。因此, 在复杂环境中, 白腐菌较其它微生物能更好地吸附、积累重金属, 控制重金属的迁移。接种白腐菌作为外源微生物, 利用其吸附重金属的能力, 应用于堆肥化处理重金属污染垃圾值得深入研究。本研究通过监测堆肥过程中各参数变化情况, 对接种白腐菌堆肥处理 Pb 污染垃圾的可行性作了系统研究。

收稿日期: 2004-11-07; 修订日期: 2004-12-19

基金项目: 国家重点基础研究发展计划(973)项目(2005CB724203); 国家高技术研究发展计划(863)项目(2004AA649370); 国家杰出青年科学基金项目(50225926); 2000 年教育部高等学校优秀青年教师教学科研奖励计划资助项目; 高等学校博士学科点专项科研基金项目(20020532017)

作者简介: 黄丹莲(1981~), 女, 博士研究生, 主要从事固体废物治理与资源化的微生物技术研究。

* 通讯联系人, E-mail: zgming@hnu.cn

1 材料与方法

1.1 菌种来源

实验选用的菌种为白腐菌的典型种黄孢原毛平革菌(BKMF-1767),购自武汉大学中国典型培养物中心。

1.2 堆料的准备

选取未污染土壤、稻草、厨余、麸皮作为堆肥原料。其中土壤经风干后过 2 mm 筛,用以提供土著微生物及微生物生存所需的营养成分。稻草经风干后切断成 10~20 mm。鉴于以往研究^[8],堆料的具体配比采取土壤:稻草:厨余:麸皮=30:9:15:5(质量比),在此配比下,堆料的有机物含量达 57.8%,C/N 约为 30:1,这利于堆肥化的进行。将堆样与 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 溶液混匀,调节含水率为 70%,含 Pb 100mg/kg 干堆样。

1.3 堆肥方法

实验用圆柱状反应器(容积为 10L),环境温度保持在 30℃,装置如图 1 所示,备有 2 套相同的装置。堆肥过程中,控制通气量为 $0.1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ 。进气需先经过 200 mL NaOH 溶液($2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$)以去除空气中的 CO_2 ,再通过蒸馏水瓶以增加空气湿度并防止碱液随空气进入柱状反应器。反应器中的排出气体经空瓶干燥后用 200 mL NaOH 溶液($2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$)吸收。

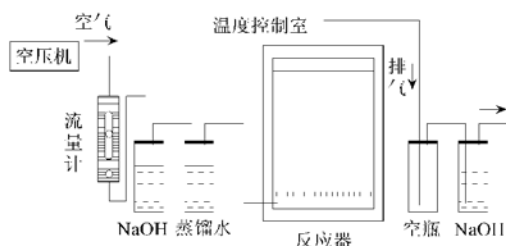


图 1 实验装置

Fig. 1 Schematic diagram of experimental apparatus

取含 Pb 堆料分别装入装置 A 和 B(装量各为 5 kg),A 不接种外源微生物,B 中按 2% 的接种量(质量比)接入孢子悬液(2.0×10^6 个 $\cdot \text{mL}^{-1}$)。将 A、B 对比以分析白腐菌堆肥化处理 Pb 污染垃圾与不接种菌堆肥化处理 Pb 污染垃圾的处理效果。

1.4 分析方法

判断堆肥过程进行得是否顺利,主要根据堆料中有机物的变化和堆肥工艺控制参数的分析。研究者们普遍认为^[9],仅用单一参数很难确定堆肥的化

学、生物学稳定性,而需要由几个参数共同来确定。故本实验对堆肥过程中理化参数、生化参数、生物毒性分析参数 3 类指标的变化进行了监测分析。

1.4.1 理化参数测定

理化参数提供堆肥的基础数据,其中 pH、挥发性固体(VS)、水溶性有机 C/N 最为常用。本研究还测定了木质素、粗纤维含量,通过分析这类难降解碳源的利用情况能进一步了解堆肥进程。

新鲜堆样用去离子水按水土比 1:10(以干样重计)浸提 1h 后,用 Orion 920 ISE pH 计测定浸提液的 pH 值。同时,取部分浸提液于 $6000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 离心 15 min,过 $0.45 \mu\text{m}$ 纤维树脂滤膜,收集滤液用以测定水溶性有机 C(WSOC)、水溶性有机 N(WSON)^[10]。VS 采用灼烧减重法测定^[11]。木质素的测定采用木素定量分析标准方法(GB2677.8-81);考虑到有部分木质素能溶于硫酸,使得按该方法测得的木质素量偏小,故用紫外分光光度法测定此部分酸溶木素的量进行校正。粗纤维使用 CXC-06 粗纤维测定仪测定。

1.4.2 生化参数测定

采用酸碱滴定法^[12]滴定 CO_2 吸收液测定 CO_2 产量。根据吸收 CO_2 所消耗的 NaOH 量换算成生物释放的 CO_2 量,吸收液每 3d 更换 1 次。微生物生物量碳采用薰蒸-萃取法测定^[13]。

1.4.3 毒性指标测定

种子发芽指数是最直接反映堆肥生物毒性的参数。将取得的新鲜样品与水按 1:2 比例混合振荡 1 h,上清液过滤后待用。在洁净无菌的 9 cm 培养皿中铺上摆有 10 颗水堇种子的滤纸。准确吸取 5 mL 滤液于培养皿中,25℃ 下于暗处培养 24 h。发芽指数=样品发芽率(根长)/空白发芽率(根长)^[14]。采用 Tessier 法^[15]连续萃取堆样,依次得 Pb 的水溶交换态、碳酸盐态、Fe-Mn 氧化物结合态、有机结合态、残留态。通过原子吸收分光光度法测定 Pb 的以上各个态的含量。

垃圾堆制 42d 前,pH、WSOC、WSON、 CO_2 和微生物生物量碳均每 3d 测 1 次,木质素、粗纤维、发芽指数和 Pb 含量则均每 6d 测 1 次。堆肥时间为 80d,于第 56d、70d、80d 再取样测定以上所有参数。所有分析取样均采集 3 个平行样。

2 结果与讨论

2.1 堆肥过程的一般工艺参数及性质

(1) pH 的变化 pH 值的变化是揭示堆肥进程

较直观的参数. pH 太高或太低都会影响微生物活性. 堆肥的效率以及堆肥成品的酸碱度. 结果如图 2 所示. 可以看出, 堆肥初期 pH 迅速上升, 21d 后 pH 明显下降, 且 A 样 pH 下降得较快. A、B 堆样 pH 值于 80d 分别达 7.1、7.9. 整个堆肥过程中, A、B 堆样的 pH 值变化范围均在 6~9 之间, 在堆肥微生物的适应范围内, 表明在这 2 种堆制方法处理下重金属垃圾的堆制均可顺利进行而不必调整 pH. 同时, 腐熟堆肥一般呈弱碱性, pH 值应在 8~9 左右, 且通常重金属的溶解度随 pH 值升高而有所降低^[16,17]. 由此可知, B 样中堆肥成品的 pH 值为 7.9, 更接近腐熟堆肥的要求, 且堆肥过程中 B 样 pH 值始终高于 A 样, 利于重金属以沉淀物形式存在而减小迁移性, 这从一定程度上说明了 B 样堆制效果优于 A 样.

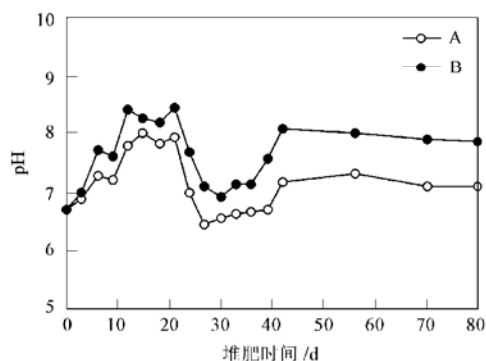


图 2 堆肥过程中 pH 的变化

Fig. 2 Variation of pH during composting

(2) 水溶性 C/N 的变化 微生物不直接利用堆料中的固相成分, 而是通过其分泌的胞外酶将堆料中可降解成分水解成水溶性组分才能加以利用. 有研究提出^[10], 通过检测堆肥浸提液中水溶性成分的变化, 可以判断堆肥的腐熟程度, 一般当水溶性 C/N 下降为 5~6 时, 表明堆肥已达成熟. 实验结果如图 3. A 样的水溶性 C/N 于 6d 后迅速下降至 5~6, 但其后又有所回升, 于 80d 又降为 2.42, B 样的水溶性 C/N 于 15d 后降至 5~6, 但其后也有所回升, 于 80d 达 4.01. 这可能是由于 Pb 的存在对堆料中碳、氮的矿化均有抑制作用, 对降解两者的主要微生物类群毒害性不同^[18,19], 且该抑制程度随堆肥进行而不断变化^[20], 从而引起了 A、B 样中水溶性 C/N 比值的显著变化. 因其值在整个堆肥过程中不稳定, 数据波动大, 故水溶性 C/N 能否作为这类高浓度 Pb 污染垃圾堆肥的腐熟度评价指标还值得深入研究.

(3) VS 的变化 VS 代表着堆肥中可被微生物

利用的总能量, 过高和过低都不利于堆肥化的正常进行. 由图 4 可看出, VS 随堆肥化进行而逐渐下降, 腐熟期变化不大. A、B 样的 VS 于 80d 分别达 38.7%、36.1%, 各下降了 19.1%、21.7%. B 样的 VS 降解程度大于 A 样. 这可能是由于 Pb 抑制微生物活性, 减弱了微生物对 VS 的降解利用. 而 B 样处理工艺下堆制效果较好, 可能是由于接种的外源生物白腐菌能耐重金属毒害且能吸附重金属, 一定程度地限制了 Pb 的毒害作用, 维持了微生物活性, 保证了堆肥化顺利进行.

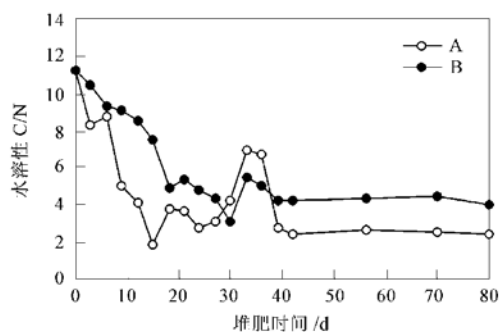


图 3 堆肥过程中水溶性 C/N 的变化

Fig. 3 Variation of water-soluble organic carbon/nitrogen (WSOC/N) ratio during composting

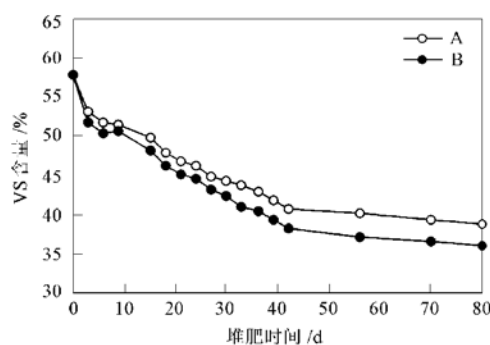


图 4 堆肥过程中 VS 的变化

Fig. 4 Variation of VS content during composting

(4) 木质素和粗纤维的变化 堆肥后期, 随着易降解有机物的不断减少, 微生物转向利用木质素、粗纤维等难分解碳源, 通过测定堆料中木质素、粗纤维的总量变化可进一步了解堆肥的稳定性, 结果如图 5. A、B 堆料中木质素、粗纤维总量均随堆肥进行而明显下降, 堆肥后期变化平缓. 在接种菌种与不接种 2 种堆制方法处理 Pb 污染过程中, A 样与 B 样的木质素、粗纤维变化趋势一致, 一直呈逐渐下降趋势且数值变化接近, 比其他堆肥监测参数变化稳定, 表明该 2 项指标受重金属影响较小, 有望作为 Pb 污染

垃圾堆肥的腐熟度评价指标. A、B 堆料中木质素总量于 80d 分别为 27.6 g、22.4 g, 各降解了 15.6 g、20.8 g; 粗纤维总量于 80d 分别达 32.2 g、30.1 g, 各降解了 36.2 g、38.3 g. 由此可见, B 堆料中难降解物的降解量高于未接菌的 A 堆料, 堆制效果比 A 样好. 同时, A、B 样两者间的木质素变化差异比粗纤维变化差异大, 这可能是由于重金属的存在对微生物产木质素、纤维素降解酶系有不同程度的抑制作用, 从宏观上表现出木质素降解受抑制程度低于纤维素降解受抑制程度, 此与 Baldrian 等^[21]研究结果有一致性.

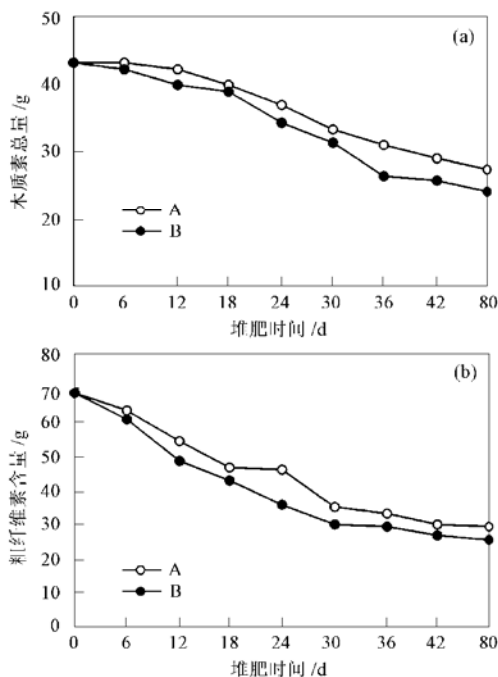


图 5 堆肥过程中木质素、粗纤维总量的变化

Fig. 5 Variation of remained amount of lignin, coarse fibre during composting

2.2 堆肥过程中生物学特性的动态变化

(1) 呼吸作用 重金属毒性能使 CO_2 释放的指数增长期发生滞后现象, 此滞后期对重金属污染程度非常敏感^[22], 由其变化情况可间接判断出堆料中重金属生物有效性的变化. 由图 6 可以看出, 堆肥初期 A、B 中 CO_2 日产量迅速增大, 但 A 中 CO_2 释放滞后比 B 堆料的明显. B 样于 9d 达最大值 $2.0015 \text{ mg} \cdot (3\text{d} \cdot \text{g})^{-1}$, 而 A 样仅达 $1.6515 \text{ mg} \cdot (3\text{d} \cdot \text{g})^{-1}$. 这表明 Pb 污染垃圾经接菌堆制后, 堆样中重金属毒性低于未接菌的 A 堆样, 从而使得 B 样微生物活性较高, CO_2 释放量较高. 该结论与本研究前述的通过监测堆肥工艺指标及基本性质参数得到的结论

吻合.

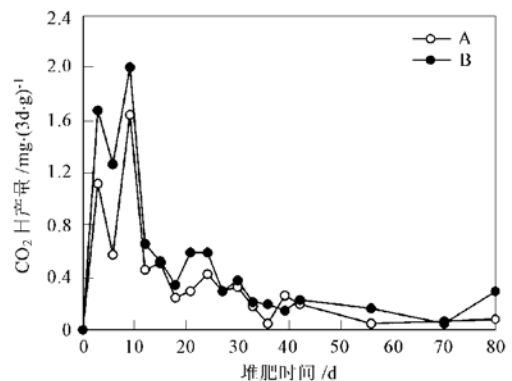


图 6 堆肥过程中 CO_2 日产量的变化

Fig. 6 Daily variation of amount of CO_2 emitted during composting

(2) 微生物的生物量碳 生物量直接反应了堆料中微生物的活性. 由图 7 可看出, B 样的微生物生物量碳于第 3d 达最大值, 为 $24.9 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 干样. A 样于第 6d 才达最大值 $19.9 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 干样, 且整个堆肥过程中其微生物生物量碳远小于 B 样. 这表明 A 样微生物繁殖较慢、活性较低. 虽然 Pb 的毒害作用抑制了微生物的生长繁殖, 但可能由于白腐菌能耐金属毒性且可吸附固定 $\text{Pb}^{[23]}$, 降低 Pb 的生物有效性, 相对 A 样而言, B 样中的微生物群落能更有效地利用有机碳转化为生物量碳.

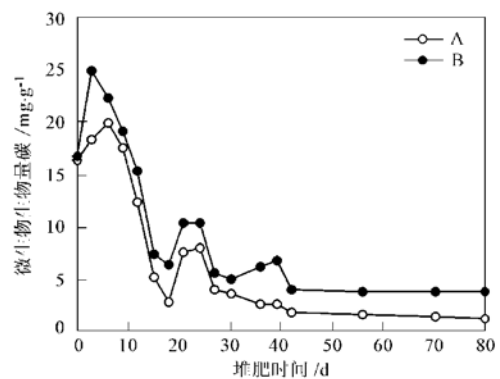


图 7 堆肥过程中生物量碳的变化

Fig. 7 Variation of biomass carbon during composting

2.3 堆肥过程中生物毒性指标分析

(1) 种子发芽指数(GI)的变化 在堆料所含微生物的持续降解活动中会产生各种有机酸, 对植物产生毒性, 尤其是未腐熟堆肥中所含的乙酸和酚类化合物会抑制植物种子发芽、根系的生长. 一般当 $\text{GI} > 80\%$ 时, 即可认为堆肥已基本腐熟, 其对植物生长的毒性已消除^[14, 24]. 由图 8 可看出, A、B 样的

GI 均于 30d 后才维持在 80% 以上, 在堆肥结束时分别达到了 109%、121%, 整个堆肥过程中 B 样的 GI 始终高于 A 样. 由此可见, Pb 污染垃圾 2 种方法堆制所得的堆肥腐熟程度不同, B 样所含的影响植物根系和植物生长的有机酸类副产品较少, 腐熟程度高于 A 样. 这表明接种菌堆制 Pb 污染垃圾的技术从一定程度上减小了堆肥对植物的毒性, 堆制效果比未接菌的传统堆肥方法要好.

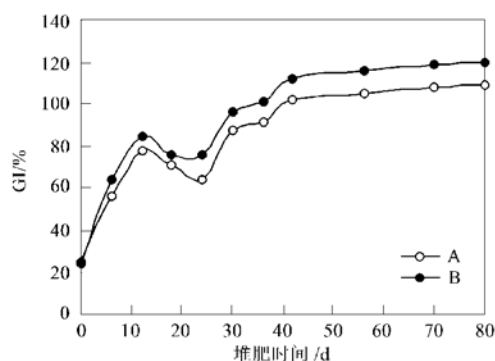


图 8 堆肥过程中 GI 的变化

Fig. 8 Variation of germination index (GI) during composting

(2) 堆肥中 Pb 的各种形态含量 由 GI 分析可判断出堆肥对植物生长的影响, 但不能反映出施用堆肥而引起的植物体内 Pb 的富集情况. 对同一种重金属而言, 可溶性盐(水溶交换态)易为植物所吸收. 从 Pb 的化学形态可判断出其迁移性. 堆肥结束时, A、B 样中 Pb 各形态的量占堆样中 Pb 总量的质量分数见图 9. 该 5 种形态的生物有效性随其被萃取的顺序依次降低^[25]. 由图 9 可看出, A 样中 Pb 的水溶交换态、碳酸盐态、Fe-Mn 氧化物结合态、有机结合态、残留态分别为 2.86%、3.56%、19.14%、15.70%、58.74%; B 样中分别为 0%、0.76%、19.50%、16.36%、63.38%. Pb 在 A、B 样中均主要以残留态存在, 其次是铁锰氧化物结合态, B 样中残留态 Pb、铁锰氧化物结合态 Pb 多于 A 样中, 且无水溶态 Pb. 显然, B 样中 Pb 的迁移性、生物有效性低于 A 样, 堆肥施用的潜在危害小. 这进一步表明接种白腐菌堆制 Pb 污染垃圾能有效控制 Pb 的生物毒性. 这可能是由于白腐菌能通过其细胞表面的羧基、羟基等活性官能团上的 N、O、S 等原子利用孤对电子与 Pb^{2+} 配位发生络合(螯合)反应, 实现了菌体对 Pb 的吸附^[6, 23]. 同时, 白腐菌能耐金属毒性, 在 Pb 存在下仍能较好地降解堆料中的有机物, 利于腐殖质形成, 使得一部分 Pb^{2+} 与之形成不溶性有机络合物. 但白腐菌菌丝体在堆肥环境下吸附 Pb 及其

如何引起 Pb 的存在形态变化的内在反应机理还不太清楚, 有待进一步的研究, 腐殖质对垃圾中 Pb^{2+} 的络合作用也值得继续深入研究.

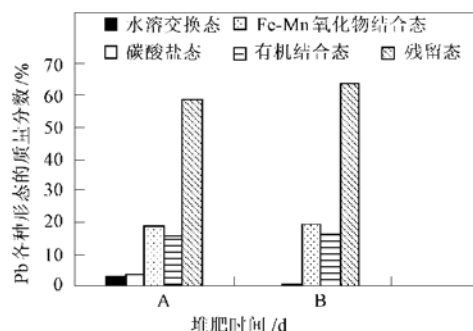


图 9 堆肥中 Pb 各种形态的质量分数

Fig. 9 Content of five fraction of Pb in compost

3 结论

(1) 本实验条件下, 整个堆肥过程中测得的 pH、水溶性 C/N、VS 均满足垃圾堆制条件, 能保证堆肥过程的正常进行. 表明白腐菌堆肥处理 Pb 污染垃圾切实可行, 能堆制出合格的堆肥, 且不需额外进行 pH、有机质等调节, 所需成本低.

(2) 在 Pb 污染垃圾堆制过程中, 木质素、粗纤维含量随堆肥进行而发生的变化具有规律性强、波动小等特点, 可考虑作为 Pb 污染垃圾堆肥的腐熟度评价指标, 值得深入研究. 此外, 水溶性 C/N 变化极不稳定, 本研究提出该参数不宜作为重金属垃圾堆肥的腐熟度评价指标.

(3) B 堆料的 CO_2 释放量、生物量碳以及 GI 明显高于 A 堆料, 表明接种白腐菌堆制 Pb 污染垃圾从一定程度上降低了 Pb 的生物毒性, 减轻了 Pb 污染程度, 从而堆制过程中生物活性相对较高.

(4) B 堆肥中 Pb 主要以残留态、有机结合态、Fe-Mn 氧化物结合态存在, 其中残留态质量分数高达 63.38%, 水溶交换态为 0%. 这进一步证明了 Pb 污染垃圾经白腐菌堆肥处理后, Pb 的生物有效性降低, 植物毒性减弱, 堆肥成品施用给环境带来的危害性减小.

参考文献:

- [1] Wat P. The principal of composition and utilization in practise [J]. Control Tech., 1975, 47 (4): 741~746.
- [2] Zorpas A A, Constantinides T, Vlyssides A G, et al. Heavy metal uptake by natural zeolite and metals partitioning in sewage sludge compost [J]. Bioresource Technol., 2000, 72: 113~119.
- [3] Canarutto S. How composting affects heavy metal content [J].

- Biocycle, 1991, **32** (6): 48~ 50.
- [4] Garcia-Delgado R A, Garcia-Herruzo F, Gomez-Lahoz C, *et al.* Heavy metals and disposal alternatives for an anaerobic sewage sludge[J]. J. Environ. Sci. Health A, 1994, **29** (7): 1335~ 1347.
- [5] Purkayastha R P, Mitra A K, Bhattacharyya B. Uptake and toxicological effects of some heavy metals on *Pleurotus sajor-caju* (Fr.) [J]. Ecotoxicol. Environ. Safety, 1994, **27**: 7~ 13.
- [6] Brady D, Duncan J R. Binding of heavy metals by the cell walls of *Saccharomyces cerevisiae* [J]. Enzyme and Microbial Technol., 1994, **16**: 633~ 638.
- [7] Baldrian P. Interactions of heavy metals with white rot fungi [J]. Enzyme and Microbial Technology, 2003, **32** (1): 78~ 91.
- [8] Haug R T. Compost Engineering: Principles and Practice[M]. Michigan: Ann Arbor Science, 1980.
- [9] Epstein E. The Science of Composting [M]. USA, Pennsylvania: Technomic Publishing, 1997.
- [10] Chanyasak V, Kubota H. Carbon/Organic nitrogen ratio in water extract as measure of composting degradation[J]. Journal of Fermentation Technology, 1981, **59**: 215~ 219.
- [11] Jimenex E I, Garcia V P. Relationship between carbon and total organic matter in municipal solid waste and city refuse compost [J]. Bioresource Technology, 1992, **41**: 209~ 223.
- [12] Hwang E Y, Namkoong W, Park J S. Recycling of remediated soil for effective composting of diesel-contaminated soil[J]. Compost Science & Utilization, 2001, **9** (2): 143~ 148.
- [13] Wu J, Joergensen R G, Pommerening B, Brookes P C. Measurement of soil microbial biomass carbon by fumigation-extraction: an automated procedure [J]. Soil Biology & Biochemistry, 1990, **22**: 1167~ 1169.
- [14] Mathur S P. Determination of compost biomaturity, I, literature review [J]. Biological Agriculture and Horticulture, 1993, **10** (1): 65~ 85.
- [15] Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. Anal. Chem., 1979, **51**: 844~ 851.
- [16] Hirai M F, Chanyasak V, Kubota H. A standard measurement for compost maturity[J]. Bicycle, 1983, **11**: 54~ 56.
- [17] Mathur S P, Dinel H, Owen G, Schnitzer M, Dugan J. Determination of compost maturity. II. Optical density of water extracts of compost as a reflection of their maturity [J]. Biol. Agr. Hortic., 1993, **10**(1): 87~ 108.
- [18] Chang F H, Broadbent F E. Influence of trace metals on some soil nitrogen transformation[J]. J. Environ. Qual., 1982, **11**: 1~ 4.
- [19] Haanstra L, Doelman P. Glutamic acid decomposition as a sensitive measure of heavy-metal pollution in soil[J]. Soil Biol. Biochem., 1984, **16**: 595~ 600.
- [20] Wilke B M. Long-term effects of different inorganic pollutants on nitrogen transformations in a sandy cambisol [J]. Biol. Fertil. Soil, 1989, **7**: 254~ 258.
- [21] Baldrian P, Gabriel J. Lignocellulose degradation by *Pleurotus ostreatus* in the presence of cadmium [J]. FEMS Microbiology Letters, 2003, **220**: 235~ 240.
- [22] Nordgren A, Bååth E, Söderström B. Evaluation of soil respiration characteristics to assess heavy metal effects on soil microorganisms using glutamic acid as a substrate [J]. Soil Biol. Biochem., 1988, **20** (6): 949~ 954.
- [23] Yetis U, Dolek A, Dilek F B, Ozcengiz G. The removal of Pb (II) by *Phanerochaete chrysosporium* [J]. Water Research, 2000, **34** (16): 4090~ 4100.
- [24] Tiquia S M, Tam N F. Elimination of phytotoxicity during co-composting of spent pig-manure sawdust litter and pig sludge [J]. Bioresource Technology, 1998, **65**: 43~ 49.
- [25] Xan X. Effect of chemical form of cadmium, zinc and lead in polluted soils on their uptake by cabbage plant [J]. Plant and Soil, 1989, **113**(2): 257~ 261.