不同调理剂对生物沥浸污泥堆肥氮素损失的影响

胡伟桐[1], 余雅琳[1], 李 喆[2], 崔春红[1], 周立祥[1*]

(1.南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095; 2.无锡新利环保生物科技有限公司, 江苏 无锡 214000)

摘 要:选取稻壳、麦糠和菇渣与稻壳混合物作为有机调理剂,进行生物沥浸污泥条垛式堆肥,研究不同调理剂对堆肥效果及氨气释放规律的影响。结果表明,在堆肥过程中,以麦糠作为调理剂能够提高堆肥温度,延长高温阶段(>50 ℃)持续时间,加快有机物和粗纤维的降解,堆肥产品种子发芽指数(GI)超过 90%,麦糠促进了生物沥浸污泥堆肥快速腐熟。随着堆肥的进行,添加混合调理剂的处理减少了氨气挥发,累计氨气挥发量仅为麦糠处理的 31%,是稻壳处理的 54%;堆肥产品总氮含量较堆肥前增加 23.6%,高于稻壳和麦糠处理。分析表明,菇渣较大的内部面积和疏松多孔的结构使其具有较强的氨气吸附能力,达到吸附饱和后,总氮含量可达干重的 5.1%。菇渣是降低生物沥浸污泥堆肥氨气挥发、减少氮素损失的优良有机调理剂。

关键词:生物沥浸污泥;堆肥;有机调理剂;氨气挥发

中图分类号:X703 **文献标志码**:A **文章编号**:1672-2043(2015)12-2379-07 doi:10.11654/jaes.2015.12.018

Effects of Different Organic Bulking Agents on Nitrogen Loss During Composting of Dewatered Bioleached Sludge on a Commercial Scale

HU Wei-tong[1], YU Ya-lin[1], LI Zhe[2], CUI Chun-hong[1], ZHOU Li-xiang[1*]

(1.College of Resource and Environmental Science, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 2.Wuxi XinLi Environmental Biotechnology Co., Ltd. Wuxi 214000, China)

Abstract: In this study, the effects of different organic bulking agents on ammonia volatilization and composting process were studied during windrow composting of bioleached dewatered sludge. The bulking agents included rice hull, wheat bran, and mixture of mushroom residue with rice hull. Composting of bioleached sludge with wheat bran yielded the highest composting temperature, the longest high-temperature (> 50 ℃) duration, and the greatest organic matter decomposition rate. The cabbage seed germination index (GI) in this compost product was greater than 90%. It demonstrated that wheat bran was an efficient bulking agent for accelerating maturity during bioleached sludge composting. However, mushroom residue and rice hull mixture reduced ammonia emissions, resulting in cumulative ammonia emission 69% lower than that of the composting system with wheat bran, and 46% lower than that of the composting system with rice hull. Consequently, total N content in compost products with mushroom residue and rice hull mixture agent was 23.6% higher than before composting, and also higher than that from the compost products with rice hull or wheat bran. Scanning electron microscope showed that mushroom residue was of porous structure and high specific surface area, facilitating ammonia adsorption. The nitrogen content in dry mushroom residues was up to 5.1% when the adsorption was saturated. Therefore, mushroom residue should be a superior bulking agent for bioleached sludge composting.

Keywords: bioleached sludge; composting; organic bulking agent; ammonia volatilization

城市污泥是一种由有机残片、细菌菌体、无机颗粒、胶体等组成的复杂非均质体[1]。污泥堆肥化处理能够将污泥中易降解有机物转化为腐殖类物质,杀灭病原菌并显著减小污泥体积,得到的堆肥产品施入土壤后能够显著改善土壤性质,增加作物产量[2-4]。由于脱水污泥含水率高(78%~85%)、孔隙度差,不适宜单独堆肥,需要加入调理剂以调节堆肥物料的湿度、提供碳源、增加堆体自由空域[5]。Iranzo 等[6]将城市污泥与稻壳混合进行堆肥,碳氮比由 7.1~7.3 升高到 17~24,微生物活动更加旺盛,氧气消耗速率提高。Eklind 等[7]分别添加秸秆、树叶、硬木片、软木片、纸屑和泥炭与

收稿日期:2015-07-01

基金项目:国家 863 计划课题(2012AA063501);国家自然科学基金(21177060,21277071)

作者简介:胡伟桐(1988—),男,博士研究生,主要从事固体废弃物处理处置与资源化研究。E-mail:hwt918seed@126.com

* **通信作者**:周立祥 E-mail:lxzhou@njau.edu.cn

生活垃圾混合堆肥，发现有机质降解速率常数从 0.025 d^{-1} 提高到 0.039~0.126 d^{-1}。随着堆肥物料中有机氮化合物的降解，铵态氮不断积累并转化为氨气持续挥发，不仅污染了环境，而且降低了堆肥产品的养分含量[8-9]。Beck-Friis 等[10]报道有机废弃物堆肥过程中氮素损失可达初始总氮含量的 70%以上，超过 98%的氮素损失由氨气挥发引起。为了减少氨气挥发、最大化堆肥产品农业价值，一些研究筛选不同调理剂来降低堆肥过程中氨气的持续挥发以减少氮素损失。Mahimairaja 等[11]使用麦秆和泥炭作为调理剂进行模拟堆肥，氨气挥发损失分别降低了 33.5%和 25.8%。Barrington 等[12]研究了六种不同调理剂在猪粪堆肥过程中对氮素损失的影响，发现松木屑与燕麦秆的调理剂组合保氮效果最好。Yang 等[13]研究表明，在餐厨垃圾堆肥过程中，调理剂的加入能够减少温室气体的释放，但对降低氨气挥发没有明显作用。

无锡芦村污水处理厂生物沥浸污泥堆肥工程运行情况表明，采用条垛式好氧堆肥工艺，仅需添加污泥质量 7%左右的调理剂即可成功堆肥，使占地面积及运行成本大幅下降，堆肥产品肥效提升[14]。然而不同有机调理剂物理化学特性不同，对生物沥浸污泥堆肥质量以及堆肥过程中氨气释放规律的影响尚不明确。麦糠、稻壳和菇渣是常见的农业生产废弃物，如果能在堆肥工程中合理利用，可发挥各自优点，变废为宝。为此，选取三种有机物料作为调理剂，通过试验筛选能够有效减少生物沥浸污泥工程化堆肥过程的氨气挥发且堆肥效果较好的调理剂，旨在提高生物沥浸污泥堆肥产品质量、降低环境污染、减少运行成本，为实际生产提供具有指导意义的依据。

1 材料与方法

1.1 供试堆肥材料

堆肥试验在无锡新利环保公司堆肥车间进行，该车间建于无锡芦村污水处理厂内，距离生物沥浸污泥脱水车间直线距离 400 m，可用于堆肥的区域面积达 4000 m^2。试验所用污泥取自无锡芦村污水处理厂污泥生物沥浸工程，将浓缩污泥泵入生物沥浸池中（容积为 1500 m^3），曝气条件下反应 48 h，流入匀质池中，直接用隔膜厢式压滤机压滤脱水。菇渣购自无锡某食用菌培育基地，主原料为木屑、棉籽壳及玉米芯，价格为 200 元·t^{-1}；麦糠与稻壳均购自粮食加工站，价格分别为 600 元·t^{-1} 和 450 元·t^{-1}。堆肥物料的理化性质见表 1 及表 2。

表 1 堆肥材料基本理化性质（干基）

Table 1 Physical-chemical properties of composting materials (dry weight basis)

指标	生物沥浸污泥	菇渣	稻壳	麦糠
鲜样含水率/%	59.8±1.40	54.4±0.01	11.1±0.01	11±0.01
灰分/%	53.5±0.30	29.7±1.10	14.1±1.00	1.79±0.05
电导率/μS·cm^{-1}	993±30.8	1589±22	227±9.8	103±7.7
总有机碳/g·kg^{-1}	235±26.2	406±25.8	498±18.1	570±15.2
总凯氏氮/g·kg^{-1}	31.2±0.73	29.1±0.66	5.6±0.11	14.1±0.15
C/N 比	7.5	14	89	40.4
纤维素/%		4.2	23.1	16.3
半纤维素/%		5.2	18.8	31.6
木质素/%		11	17.7	9.1
总磷/g·kg^{-1}	24±2.10	5.1±0.11	3±0.15	3.8±0.13

表 2 不同堆肥条垛初始性质（干基）

Table 2 Initial properties of different composting piles (dry weight basis)

指标	BSRH	BSWB	BSRM
含水率/%	53.5±0.22	55.5±0.32	55.8±0.31
有机质/%	50.9±0.0	54.2±1.4	47.9±1.38
总凯氏氮/g·kg^{-1}	24.7±0.91	25.5±0.72	26.3±0.64
C/N 比	10	10.7	9.7

注：BSRH 代表生物沥浸污泥+稻壳；BSWB 代表生物沥浸污泥+麦糠；BSRM 代表生物沥浸污泥+稻壳+菇渣。下同。

Note: BSRH: Bioleached sludge+Rice hull; BSWB: Bioleached sludge+Wheat bran; BSRM: Bioleached sludge + Rice hull + Mushroom residue. The same below.

1.2 条垛式堆肥试验设计

条垛式堆肥车间布局及其设施详见参考文献[14]。生物沥浸污泥饼使用自卸车从污泥生物沥浸处理工程脱水车间运至堆肥厂的受料混料坑中，设生物沥浸污泥和 3 种有机调理剂混合堆肥，分别为污泥与稻壳、污泥与麦糠及污泥与稻壳和菇渣的混合物（等体积混合），各组均按污泥:调理剂鲜重比 10:1 混匀，混合物料含水率低于 60%，使用传送带输送到破碎机进一步破碎。将混合物料在堆肥车间内堆制成条垛，堆高 1.2~1.3 m，底部宽度 2.8 m，条垛长度 70 m。。堆肥初始阶段每2~3 d 使用翻抛机翻堆 1 次，之后每 4 d 翻堆 1 次以保证通气，堆肥周期为 60 d。

1.3 分析方法

每 24 h 测定各堆体中心部 3 点温度，取平均值作为该日堆体温度。前 3 周每日参照 Hutchinson 等[15]提出的硼酸吸收法对堆肥瞬时氨气挥发量进行测定，将装有硼酸吸收液的培养皿放置于堆体表面，用已知体积的暗箱倒扣并伸入堆体 4~5 cm 并完全罩住培养

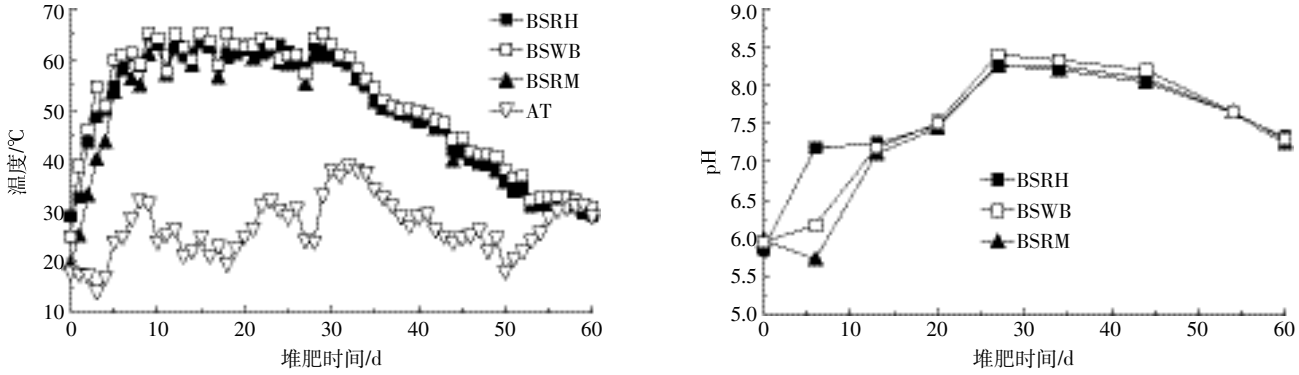
皿,1 h 后将吸收液移入锥形瓶中并滴定。于堆肥第 0、6、13、20、27、34、44、54、60 d 选取堆体表层以下 20~30 cm 处 12 点采集次级样品,每 4 个次级样品混匀为最终样品:一部分鲜样储存在 4 ℃冰箱用于测定 pH、电导率、水分含量、铵态氮、硝态氮和种子发芽指数;其余样品风干后磨细过 1 mm 筛用于总氮、重金属、粗纤维等分析。含水率测定采用 105 ℃烘干法;按水/物料比(V/W)10:1 浸提堆肥鲜样,180 $r \cdot min^{-1}$ 振荡 1 h,离心后上清液过 0.45 μm 滤膜,分别采用 Orion 902 ISE 型 pH 计及 DJS-1C 电导率仪测定浸提液的 pH 及电导率。吸取 5 mL 滤液于垫有滤纸的培养皿中,置入 20 颗白菜种子,25 ℃下暗培养48 h,测定种子发芽率及根长,同时用去离子水作对照[16]。参照文献[17]的方法进行不同调理剂氨气吸附试验;参照《土壤农化分析》[18]对堆肥样品全氮、全磷、铵态氮、硝态氮和重金属含量进行测定; 粗纤维含量用酸性洗涤剂法测定[19];调理剂采用扫描电子显微镜观测,型号为 EVO 18(Carl·Zeiss,Germany);用 JW-004 型全自动氮吸附比表面积测定仪测定比表面积。

2 结果与分析

2.1 不同调理剂堆肥过程中温度和 pH 的变化

微生物降解物料中的有机质产生热量, 因此堆肥过程中的温度变化能够反映微生物新陈代谢的强弱[20]。生物沥浸污泥加入调理剂后,各处理都经历升温期、高温期、降温期(图 1),处理间没有明显差异($P>0.05$)。加入麦糠的处理堆体温度于第 3 d 进入高温阶段(55 ℃),并于第 10 d 达到最高温度 65.2 ℃,而加入稻壳和混合调理剂的处理分别于第 5 d 和第 6 d 达到 55 ℃, 表明麦糠的加入能够促进堆体的升温。Eklind 等[7]研究表明,堆肥过程中堆体最高温度与总有机碳含量呈显著正相关(R^2=0.81),即物料中总碳含量越高,堆肥达到的温度就越高。由表 1 可以看出,麦糠总有机碳含量达 57%,高于稻壳和菇渣,与堆体温度的高低趋于一致。每次翻堆均出现堆体温度的下降、内部气体的逸出以及物料的混匀,微生物经历短暂的缓冲后活性上升,堆体温度持续升高,甚至 24 h 内即超过翻堆前的温度。在长达 4 周的高温期阶段,物料中的病原菌、杂草种子和寄生虫被杀灭,腐殖质逐渐形成。随着堆肥周期的延长,微生物可利用的营养物质减少,微生物活性下降,有机物降解减慢,产热量降低,堆肥温度出现持续下降,直至接近室温,堆肥进入后熟阶段。

堆体 pH 值的变化是影响微生物生长的因素之一,微生物适宜的 pH 环境为中性和微碱性,过高或过低的 pH 都会影响堆肥反应的正常进行[21]。在整个堆肥过程中,pH 值随时间和温度不断变化。如图 1 所示,堆肥前各处理初始 pH 值在 6.0 左右,呈中性偏酸性。在堆肥前期,有机氮在微生物作用下发生矿化,形成铵态氮并积累在堆肥物料中,加入麦糠和稻壳的处理 pH 值迅速上升。而加入混合调理剂的堆体,由于含水率相对较高,堆体内局部通风供氧不足,堆肥初期温度上升缓慢,导致堆体内大量积累的乙酸、丁酸等有机酸不能及时挥发、分解,因此堆肥初期 pH 值出现短暂的下降[22],至第 6 d 温度上升至高温阶段,堆体 pH 值开始上升。不同处理的 pH 值均在第 27 d 达到最高, 此时麦糠处理为 8.40, 略高于稻壳处理(8.24)以及稻壳与菇渣混合处理(8.26)。此后由于堆



BSRH: 生物沥浸污泥+稻壳;BSWB: 生物沥浸污泥+麦糠;BSRM: 生物沥浸污泥+稻壳+菇渣;AT: 室温。下同
BSRH: Bioleached sludge + Rice hull; BSWB: Bioleached sludge + Wheat bran; BSRM: Bioleached sludge + Rice hull + Mushroom residue; AT: Ambient temperature. The same below

图 1 加入不同调理剂的生物沥浸污泥堆肥过程中堆体温度及 pH 变化情况

Figure 1 Variation of temperature and pH during bioleached sludge composting with different bulking agents

体温度的降低、有机氮矿化作用的减弱以及硝化细菌硝化作用的增强，堆体 pH 持续下降，在堆肥结束时各堆体 pH 值均接近 7.3，呈中性偏弱碱性，表明堆肥产品趋于稳定[23]。

2.2 不同调理剂堆肥过程中有机物及粗纤维含量的变化

污泥中含有大量的有机质，且其组分不稳定易发生分解，堆肥处理正是将不稳定物质稳定化的生物转化过程，因此堆肥过程中有机质含量的变化能够衡量堆肥是否顺利进行。堆肥物料初始有机质含量不同是调理剂有机质含量的差异所导致，麦糠有机质含量(98.2%)高于稻壳与菇渣(表 1)。在堆肥过程中，各处理有机质含量呈下降趋势(表 3)，麦糠、稻壳以及菇渣处理的有机质降解率分别为 28.6%、23%和 17%。微生物首先利用易降解的可溶糖、有机酸和淀粉进行新陈代谢，而随着堆体温度的升高，微生物开始利用纤维素、半纤维素、木质素等较难分解的物质[24]。由表 3 可知麦糠中较易降解的半纤维素含量高，因而在高温期，麦糠更容易被微生物分解利用，提供更多能源，堆肥微生物活性较强，新陈代谢旺盛，加速了有机质的分解。

表 3 生物沥浸污泥堆肥过程中有机物降解率及粗纤维含量变化(干基)

Table 3 Variation of organic matter decomposition rates and coarse fiber content during composting(dry weight basis)

指标	BSRH		BSWB		BSRM	
	有机质	粗纤维	有机质	粗纤维	有机质	粗纤维
堆肥前含量/%	50.9	41.1	54.2	35.8	47.9	38.4
堆肥后含量/%	39.2	42.7	38.7	35.8	39.7	41.4
降解率/%	23	16.1	28.6	25.3	17.1	6.9

稻壳、麦糠及菇渣作为农业副产品，粗纤维含量较高。尽管许多堆肥微生物能够分解纤维素，但由于纤维素在植物细胞壁中通常受到具有坚硬外壳的木质素保护，不易被微生物降解，纤维素的分解受到限制[25]。堆肥过程中，粗纤维降解十分缓慢，稻壳和混合调理剂处理的粗纤维含量从开始的 41.1%、38.4%分别增加到 42.7%和 41.4%(表 3)，与 Jouraiphy 等[26]和李冰等[27]的研究结果相似。木质素含量高的稻壳短时间内难以被腐殖化，菇渣作为食用菌培育基质，经过微生物利用吸收营养物质后性质稳定，不易被分解。麦糠处理的粗纤维含量在堆肥前后没有变化，为 35.8%，通过灰分计算，麦糠处理粗纤维降解率最高(25.3%)，表明麦糠的粗纤维易于被微生物降解，其作为污泥堆肥调理剂堆肥效果较好。

2.3 不同调理剂堆肥过程中铵态氮含量变化

堆肥过程中氮素的形态主要有铵态氮、硝态氮、有机氮和氨气，不同形态氮素之间的相互转化是一个较为复杂的过程，而堆肥过程中铵态氮含量主要取决于堆体温度、pH 值和氨化微生物的活性[12]。不同处理的铵态氮含量变化如图 2 所示。在堆肥初期，由于污泥中有机氮的分解，铵态氮含量大幅上升。稻壳和麦糠处理在堆肥第 6 d 达到最高值，分别为 8.94、7.99 $g\cdot kg^{-1}$；而混合调理剂处理由于堆肥初期有机物分解缓慢，有机氮矿化速率低，铵态氮含量于第 13 d 达到最高值 5.99 $g\cdot kg^{-1}$，相比其他处理较低。此后随着氨气挥发损失以及污泥中含氮化合物的减少，各处理的铵态氮含量呈下降趋势[28]，于 20 d 后铵态氮含量均降低至 4 $g\cdot kg^{-1}$ 并趋于稳定，至堆肥结束时，加入稻壳、麦糠以及混合调理剂的处理铵态氮含量分别为3.88、4.01、3.99 $g\cdot kg^{-1}$，与堆肥前相比分别上升 65%、57.8%和 570%。菇渣的加入大幅提升了堆肥物料的铵态氮含量，本实验中堆肥产品的铵态氮含量与其他研究结果相比较高[4-5]。这主要由不同堆肥原料有机物含量以及堆肥环境条件的差异所引起，随着堆肥进入后熟阶段，堆肥物料的铵态氮含量出现下降。

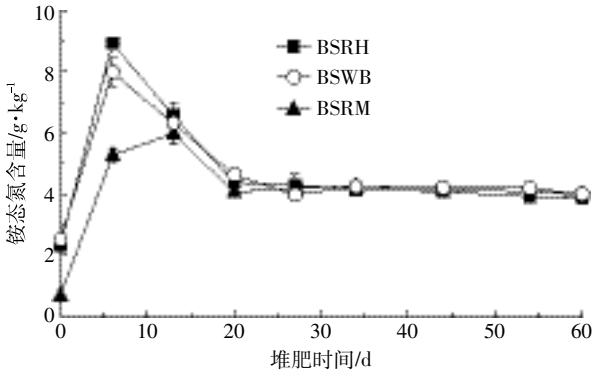


图 2 堆肥过程中铵态氮含量变化

Figure 2 Variation of ammonium nitrogen during composting process

2.4 不同调理剂堆肥过程中氨气释放动态变化

研究表明，氨气不是污泥堆肥中致臭的唯一物质，但氨气的挥发与其他致臭物质的挥发高度相关[29]，减少氨气挥发，不仅可减少污泥堆肥过程中的恶臭，而且可以降低堆肥氮素损失。如图 3 所示，不同处理堆肥过程中氨气的挥发速率动态变化均呈现先上升后下降的趋势。初始阶段堆肥温度及湿度适宜大多数氨化细菌的生长，氨化作用强烈；此外堆体经过翻堆

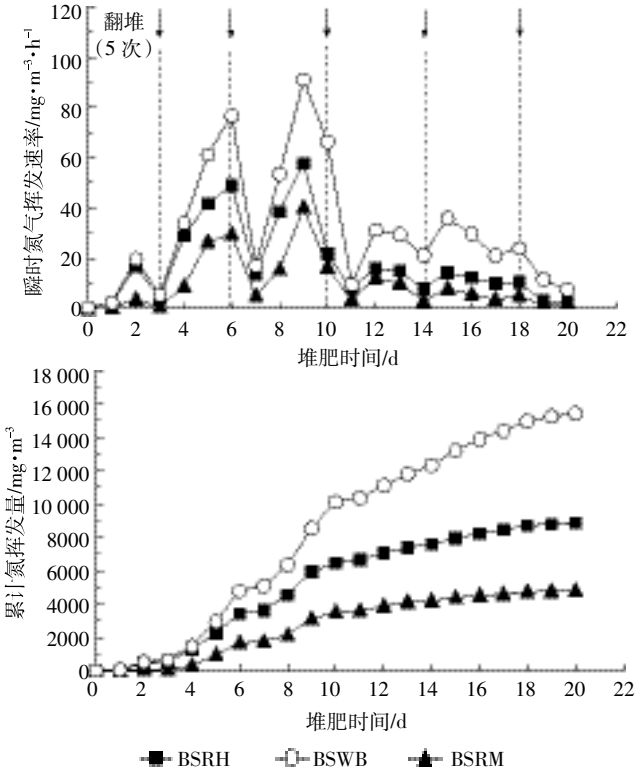


图 3 堆肥过程中氨气挥发速率与累计挥发量变化

Figure 3 Changes of instantaneous ammonia emission and cumulative ammonia emissions during sludge composting

充氧,温度迅速升高,氨气挥发速率随之急剧上升。研究表明,堆体高 pH 值、高铵态氮环境会显著加剧氨气挥发[30],与本试验的现象一致。加入麦糠、稻壳以及混合调理剂的处理瞬时氨气挥发速率最高值分别为 90、57.7、40.1 mg·m^{-3}·h^{-1}, 与铵态氮含量的峰值出现在同一时期。此后由于易降解物质的消耗,微生物活性下降,氨气挥发速率降低[31]。在相同时期氨气释放量始终为:(污泥+麦糠)>(污泥+稻壳)>(污泥+稻壳+菇渣)。调理剂的特性及有机物降解程度的差异对堆体内部氨气释放和铵态氮的积累产生影响。麦糠处理微生物活性较强,堆体温度较高,有机物降解率高,铵态氮大量积累,导致瞬时氨气挥发速率最高。与麦糠和菇渣相比,稻壳颗粒较细小,在堆肥初期高含水率环境中,稻壳与污泥易粘连、板结,阻碍空气的流通,限制了氨气向堆外释放;在翻堆时稻壳处理的氨气大量逸出,臭味严重。混合调理剂处理累计释放的氨气量最少,仅为麦糠处理的 31%,是添加纯稻壳处理的 54%,推测可能是菇渣对氨气的吸附效应所致。

为了探究菇渣对氨气的吸附能力,研究了不同调理剂对氨气吸附过程中总氮含量的变化情况(图 4)。菇渣的总氮含量从初始的 2.3%迅速增加,经 24 h 达

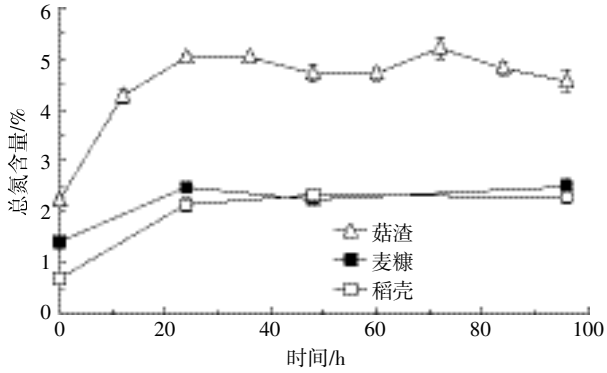


图 4 不同有机调理剂吸附氨气过程中总氮含量变化情况

Figure 4 Changes of total nitrogen content in different organic bulking agents during ammonia adsorption experiment

到 5%并稳定波动; 至结束时菇渣对氨气的吸附量达到 29.9 g·kg^{-1},高于麦糠(10.8 g·kg^{-1})和稻壳(16.4 g·kg^{-1})。通过电镜观察可以看出菇渣与稻壳和麦糠的微观结构具有较大差异(图 5)。菇渣表面结构粗糙、不规则, 由于菇渣中的营养物质已经为食用菌所利用,其表面显得疏松多孔,增加了菇渣的孔隙度和内部的面积;而麦糠、稻壳表面呈现出光滑致密的木质纤维结构,与菇渣相比不具有吸附氨气的优势。BET 比表面积测定结果显示,菇渣的比表面积为 1.69 m^2·g^{-1},高于稻壳(0.34 m^2·g^{-1})和麦糠(0.16 m^2·g^{-1})。菇渣较高的内部面积和孔隙度为其对氨气的吸附提供了良好条件, 一定程度上降低了生物沥浸污泥堆肥过程中氨气的挥发。

2.5 不同调理剂堆肥前后物料性质变化

堆肥产品是否对作物生长无害,对堆肥过程控制和产品的应用非常重要。堆肥物料降解产生低分子有机酸、多酚等中间产物,这些抑制作物生长的物质随着堆肥化的进程逐渐消失[23]。从表 4 可以看出,三个处理堆肥产品的 GI 指数均超过了 70%, 可认为没有生物毒性[32]。麦糠堆肥产品 GI 指数达到 95%,高于其他处理,表明麦糠的加入促进了污泥堆肥腐熟。除 Cr 含量出现下降外,不同处理堆肥产品的重金属含量较堆肥前无较大变化。Haroun 等[33]研究发现堆肥处理后堆料重金属总量减少主要由堆肥渗滤液流失造成,而本试验中没有观测到渗滤液的产生,Cr 含量降低的原因尚不明确,需要进一步研究。菇渣堆肥产品总氮含量为 3.25%,较堆肥前增加 23.6%,高于稻壳和麦糠处理。菇渣具有降低生物沥浸污泥堆肥过程中氨气挥发、保持堆肥氮素的作用,并且价格低廉、易于获得,是优良的保氮调理剂。然而需要注意的是,菇渣

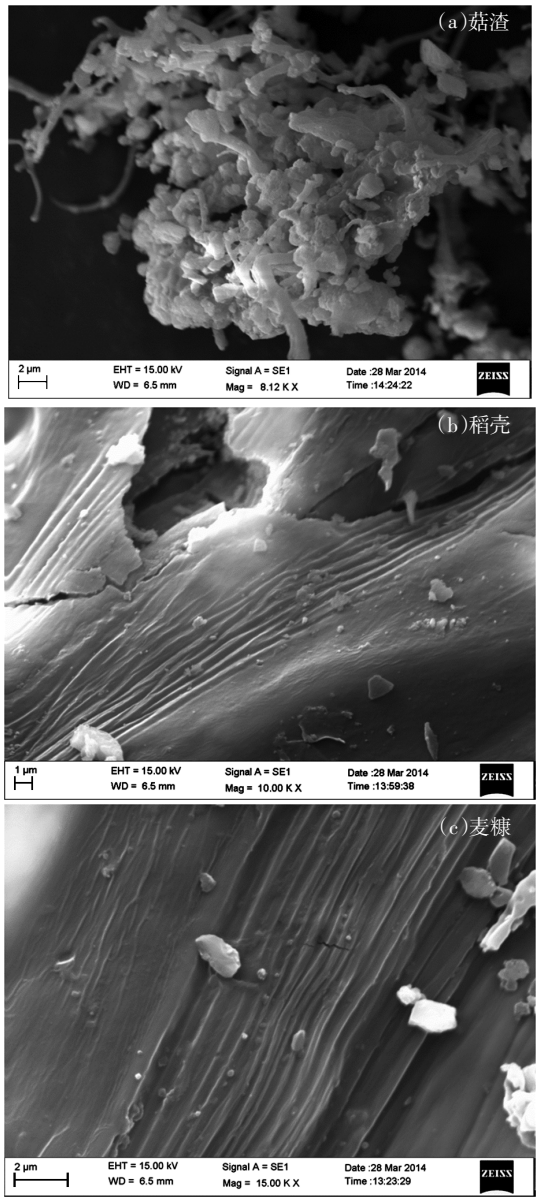


图 5 不同调理剂的扫描电镜图

Figure 5 SEM images of different bulking agents

C/N 比较低、生物可降解性差,单独作为调理剂可能会对堆肥发酵产生一定影响。在实际堆肥生产中建议将菇渣与含碳量较高的物料混合后作为调理剂添加,可以节约成本并获得良好的堆肥产品。

3 结论

(1)以麦糠作为调理剂进行好氧堆肥,促进了生物沥浸污泥堆肥堆体升温、提高发酵温度并延长高温期持续时间,堆肥产品腐熟度较高。麦糠的加入促进了生物沥浸污泥堆肥的快速腐熟。

(2)加入不同有机调理剂的生物沥浸污泥堆肥处理之间氨气挥发量有较大差异。菇渣+稻壳处理氨气挥发速率最低,菇渣的加入减少了堆体的氨气挥发。至堆肥结束时,加入菇渣的污泥堆肥产品的总氮含量高于稻壳和麦糠处理。其原因为菇渣较高的比表面积以及疏松多孔的结构有利于吸附氨气。综合比较氨气释放特征和堆肥产品总氮含量,菇渣是控制生物沥浸污泥堆肥氨气挥发、减少氮素损失的优良有机调理剂。

参考文献:

[1] 周立祥, 沈其荣, 陈同斌, 等. 重金属及养分元素在城市污泥主要组分中的分配及其化学形态[J]. 环境科学学报, 2000, 20(3):269-274. ZHOU Li-xiang, SHEN Qi-rong, CHEN Tong-bin, et al. Distribution and chemical form of heavy metals in the principal components of undigested sludge[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2000, 20(3):269-274.

[2] Oleszczuk P. Phytotoxicity of municipal sewage sludge composts related to physic-chemical properties, PAHs and heavy metals[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2008, 69(3):496-505.

[3] Li G X, Zhang F, Sun Y, et al. Chemical evaluation of sewage sludge composting as a mature indicator for composting process[J]. *Water Air and Soil Pollution*, 2001, 132(3-4):333-345.

[4] Roca-Pérez L, Martínez C, Marcilla P, et al. Composting rice straw with

表 4 不同调理剂对污泥堆肥前后理化性质的影响

Table 4 Effects of different bulking agents on physic-chemical properties of composting materials during composting

项目	BSRH		BSWB		BSRM	
	初始	最终	初始	最终	初始	最终
pH	5.86±0.09	7.43±0.03	5.95±0.13	7.41±0.02	5.98±0.06	7.52±0.03
电导率/μS·cm^{-1}	908±10	3532±21	690±3	3768±18	1049±16	3794±37
总氮/g·kg^{-1}	24.7±0.73	26.9±0.55	25.5±0.92	31.1±0.58	26.3±0.28	32.5±0.52
GI/%	43±7.8	81±4.3	38±8.1	95±4.7	33±6.6	71±2.8
Zn/mg·kg^{-1}	284±19	280±11	302±22	303±16	227±11	212±9.8
Pb/mg·kg^{-1}	43.9±0.8	51.3±1.1	50.2±1	56.3±0.9	48.9±0.7	56.6±1.2
Cd/mg·kg^{-1}	1.20±0.06	1.10±0.03	1.19±0.04	1.11±0.03	1.24±0.05	1.23±0.05
Cr/mg·kg^{-1}	174±9	166±3.8	281±11.5	177±4.7	186±8.3	147±6
Cu/mg·kg^{-1}	141±7	144±2.8	142±4.1	147±2.2	121±5.7	124±4.4

sewage sludge and compost effects on the soil-plant system[J]. *Chemosphere*, 2009, 75(6):781-787.

[5] Yañez R, Alonso J L, Diaz M J. Influence of bulking agent on sewage sludge composting process[J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100(23):5827-5833.

[6] Iranzo M, Canizares J V, Roca-Pérez L, et al. Characteristics of rice straw and sewage sludge as composting materials in Valencia(Spain)[J]. *Bioresource Technology*, 2004, 95(1):107-112.

[7] Eklind Y, Kirchmann H. Composting and storage of organic household waste with different litter amendments.I:Carbon turnover[J]. *Bioresource Technology*, 2000, 74(2):115-124.

[8] Ogunwande G A, Osunade J A, Adekalu K O, et al. Nitrogen loss in chicken litter compost as affected by carbon to nitrogen ratio and turning frequency[J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(16):7495-7503.

[9] Villaseñor J, Rodríguez L, Fernández F J. Composting domestic sewage sludge with natural zeolites in a rotary drum reactor[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(2):1447-1454.

[10] Beck-Friis B, Smars S, Jonsson H, et al. Gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes[J]. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 2001, 78(4):423-430.

[11] Mahimairaja S, Bolan N S, Hedley M J, et al. Losses and transformation of nitrogen during composting of poultry manure with different amendments:An incubation experiment[J]. *Bioresource Technology*, 1994, 47(3):265-273.

[12] Barrington S, Choiniere D, Trigui M, et al. Effect of carbon source on compost nitrogen and carbon losses[J]. *Bioresource Technology*, 2002, 83(3):189-194.

[13] Yang F, Li G X, Yang Q Y, et al. Effect of bulking agent on maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting[J]. *Chemosphere*, 2013, 93(7):1393-1399.

[14] 胡伟桐, 李 喆, 羊鹏程, 等. 生物沥浸污泥饼高温堆肥系统工艺设计及运行效果[J]. 给水排水, 2014, 40(7):16-21.
HU Wei-tong, LI Zhe, YANG Peng-cheng, et al. Design of bioleached sludge high-temperature aerobic composting system and its engineering application[J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2014, 40(7):16-21.

[15] Hutchinson G L, Livingston G P. Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change[M]. Madison:American Society of Agronomy, 1993.

[16] Zucconi F, Pera A, Forte M, et al. Evaluating toxicity of immature compost[J]. *Biocycle*, 1981, 22(2):54-57.

[17] 吕丹丹, 种云霄, 吴启堂, 等. 过磷酸钙对氨气的吸附解吸特性研究[J]. 环境科学学报, 2011, 31(11):2506-2510.
LÜ Dan-dan, CHONG Yun-xiao, WU Qi-tang, et al. Adsorption and desorption of calcium superphosphate to ammonia gas[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2011, 31(11):2506-2510.

[18] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 三版. 北京:中国农业出版社, 2000.
BAO Shi-dan. Soil agrochemical analysis[M]. Third edition. Beijing:China Agriculture Press, 2000.

[19] 杨 胜. 饲料分析及饲料质量检测技术[M]. 北京:中国农业大学出版社, 1999.
YANG Sheng. Feedstuff analysis and quality examination technique[M]. Beijing:China Agricultural University Press, 1999.

[20] Hassen A, Belguith K, Jedidi N, et al. Microbial characterization during composting of municipal solid waste[J]. *Bioresource Technology*, 2001, 80(3):217-225.

[21] 曾光明, 黄国和, 袁兴中, 等. 堆肥环境生物与控制[M]. 北京:科学出版社, 2006.
ZENG Guang-ming, HUANG Guo-he, YUAN Xing-zhong, et al. Compost environmental biology and control[M]. Beijing:Science Press, 2006.

[22] Mathur S P. Bioconversion of waste materials to industrial products[M]. New York, 1991.

[23] Hachicha R, Hachicha S, Trabelsi I, et al. Evolution of the fatty fraction during co-composting of olive oil industry wastes with animal manure:Maturity assessment of the end product[J]. *Chemosphere*, 2009, 75(10):1382-1386.

[24] Liang Y, Leonard J J, Feddes J J R, et al. Influence of carbon and buffer amendment on ammonia volatilization in composting[J]. *Bioresource Technology*, 2006, 97(5):748-761.

[25] 林云琴, 周少奇. 白腐菌降解纤维素和木质素的研究进展[J]. 环境技术, 2003, 4:29-33.
LIN Yun-qin, ZHOU Shao-qi. Advances of investigation on the degradation of the lignin and cellulose by white rot fungi[J]. *Environmental Technology*, 2003, 4:29-33.

[26] Jouraiphy A, Amir S, EI-Gharous M, et al. Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformation during composting of sewage sludge and green plant waste[J]. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 2005, 56(2):101-108.

[27] 李 冰, 王昌全, 江连强, 等. 有机调理剂对猪粪堆肥中氨气挥发的抑制效应及其影响因素分析[J]. 植物营养与肥料学报, 2008, 14(5):987-903.
LI Bing, WANG Chang-quan, JIANG Lian-qiang, et al. Inhibitory effect of auxiliary organic materials on ammonia volatilization in composting and the influencing factors[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2008, 14(5):987-903.

[28] Huang G F, Wong J W C, Wu Q T, et al. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust[J]. *Waste Management*, 2004, 24(8):805-813.

[29] 黄红英, 常志州, 朱万宝, 等. 调理剂在猪粪处理中的除臭及保氮作用[J]. 农业环境保护, 2001, 20(3):169-171.
HUANG Hong-ying, CHANG Zhi-zhou, ZHU Wan-bao, et al. Odor reduction and inhibitor of nitrogen losses by chemical amendments during composting pig manure[J]. *Agro-environmental Protection*, 2001, 20(3):169-171.

[30] Pagans E, Barrena R, Font X, et al. Ammonia emissions from the composting of different organic wastes:Dependency on process temperature[J]. *Chemosphere*, 2006, 62(9):1534-1542.

[31] Zeng Y, Guardia A D, Ziebal C, et al. Impact of biodegradation of organic matters on ammonia oxidation in compost[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 136:49-57.

[32] Bernal M P, Paredes C, Sanchez-Monedero M A, et al. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes[J]. *Bioresource Technology*, 1998, 63(1):91-99.

[33] Haroun M, Idris A, Omar S R S. A study of heavy metals and their fate in the composting of tannery sludge[J]. *Waste Management*, 2007, 27(11):1541-1550.