温度和物料配比对城市园林绿化废物与鸡粪水浴法好氧堆肥的影响

杨海君[1,2]，许云海[1]，肖 为[2]，刘亚宾[1]，金红玉[1]，兰时乐[3]，谭 菊[4]
(1.湖南农业大学 植物保护学院，湖南 长沙 410128；2.湖南锦佳环保科技有限公司，湖南 长沙 410007；3.湖南农业大学 生物科学技术学院，湖南 长沙 410128；4.长沙市环境监测中心站，湖南 长沙 410001)

摘 要：[目的] 探究温度和物料配比对城市园林绿化废物与鸡粪水浴法好氧堆肥的影响，为大规模好氧堆肥提供技术指导与理论基础。[方法] 以恒温水浴锅、空气泵、气体转子流量计、温度计、发酵瓶与洗气瓶为材料，构建水浴法温控好氧堆肥装置，开展城市园林绿化废物与鸡粪质量比分别为 2∶3，2∶1，3∶1，5∶1(分别命名 A，B，C，D 组)水浴法堆肥试验。[结果] 城市园林绿化废物与鸡粪发酵堆肥微生物代谢活性最佳温度在 50～55 ℃之间，当温度≥55 ℃，微生物对有机物的降解受到明显抑制。从温度变化看，A—D 组堆肥均经历了升温期、高温期、降温期和中温期。A—D 组堆肥氮素损失率分别为 47.11%±0.55%，63.82%±1.05%，53.43%±0.71%和 36.38%±0.83%，D 组堆肥的保氮量最高。从种子发芽率与发芽指数看，A—D 组堆肥产物发芽率分别为 96.7%±2.11%，96.7%±2.25%，84.4%±1.98%和 96.7%±2.06%，堆肥产物均达到腐熟度评价标准(≥80%)。[结论] 城市园林绿化废物与鸡粪水浴法好氧堆肥最佳温度为 50～55 ℃，D 组堆肥的保氮量最高，4 组堆肥产物均达到腐熟度评价标准。

关键词：园林绿化废物；鸡粪；水浴法；温控堆肥装置；理化成分
文献标识码：A **文章编号**：1000-288X(2019)06-0035-09 **中图分类号**：S141.4，X713

文献参数：杨海君，许云海，肖为，等.温度和物料配比对城市园林绿化废物与鸡粪水浴法好氧堆肥的影响[J].水土保持通报，2019，39(6)：35-43. DOI：10.13961/j.cnki.stbctb.2019.06.006；Yang Haijun，Xu Yunhai，Xiao Wei，et al. Effects of temperature and substrate composition on aerobic composting of urban landscape waste and chicken manure using water bath method[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation，2019，39(6)：35-43.

Effects of Temperature and Substrate Composition on Aerobic Composting of Urban Landscape Waste and Chicken Manure Using Water Bath Method

Yang Haijun[1,2], Xu Yunhai[1], Xiao Wei[2], Liu Yabin[1], Jin Hongyu[1], Lan Shile[3], Tan Ju[4]
(1. *College of Plant Protection, Hu'nan Agricultural University, Changsha, Hu'nan* 410128, *China*; 2. *Hu'nan Jinjia Environmental Protection Technology Co., Ltd., Changsha, Hu'nan* 410007, *China*; 3. *College of Bioscience and Biotechnology, Hu'nan Agricultural University, Changsha, Hu'nan* 410128, *China*; 4. *Changsha Environmental Monitoring Center Station, Changsha, Hu'nan* 410001, *China*)

Abstract: [Objective] The effects of temperature and material ratio on urban landscaping waste and chicken manure water bath aerobic composting were studied in order to provide technical guidance and theoretical basis for large-scale aerobic composting. [Methods] A water bath temperature-controlled aerobic composting device was constructed with water bath incubator, air pump, gas rotameter, thermometer, fermentation bottle and a gas bottle. Water bath composting with different ratios of urban gardening waste to chicken manure of 2∶3, 2∶1, 3∶1, and 5∶1 (named A, B, C, and D, respectively) was set. [Results] The optimal temperature range of microbial metabolic activity was 50～55 °C. The degradation of organic matter by microbes was significantly inhibited at temperature ≥55 °C. All four treatments experienced the heating

收稿日期：2019-06-24 **修回日期**：2019-07-28
资助项目：湖南省自然科学基金项目“加拿大一枝黄花入侵机制及其防控研究”(2018JJ5015)；长沙市雨花区科学技术局(雨财发[2018]50 号)
第一作者：杨海君(1974—)，男(汉族)，湖南省长沙市人，博士，教授，主要从事土壤和养分管理方面的研究。E-mail：1227677453@qq.com。
通讯作者：谭菊(1983—)，女(汉族)，湖南省岳阳市人，硕士，工程师，主要从事环境监测方面的研究。E-mail：12374811@qq.com。

phase, high temperature phase, cooling and medium temperature phases. The nitrogen loss rate in treatments A—D was 47.11%±0.55%, 63.82%±1.05%, and 53.43%±0.71%, and 36.38%±0.83%, respectively. Obviously, the highest nitrogen retention was achieved in treatment D. The seed germination rate and germination index were also evaluated. The germination rate of composting products in treatments A—D was 96.7%±2.11%, 96.7%±2.25%, 84.4%±1.98% and 96.7%±2.06%, respectively, and all of which reached the criteria of maturity (≥80%). [Conclusion] The optimum temperature of urban landscaping waste and aerobic compost with chicken manure water bath was 50 ~ 55 ℃, and the nitrogen retention was the highest in group D. The compost products of the four groups all reached the evaluation standard of maturity.

Keywords: urban landscaping waste; chicken manure; water bath method; temperature controlled composting device; physicochemical components

城市园林绿化废物的堆腐化是最有效、最安全的处理方式,是实现其资源化利用的重要途径[1-3]。国外关于城市园林绿化废物再利用循环经济理论与实践的研究比较多[4-5],提倡城市园林绿化废物的堆腐化处理。但城市园林绿化废物在堆肥初期 C/N 偏高,不利于堆肥过程中的微生物代谢活性,严重影响有机物的降解[6-8]。为此,部分研究者从降低堆肥初期城市园林绿化废物 C/N 和制备优质有机肥的角度,探究添加一定比例的城市污泥[9]、畜禽粪便[10]、氮肥[11]、豆渣[12]、微生物菌剂[13]或餐厨垃圾[14]等辅料促进城市园林绿化废物快速腐熟,有研究[15]表明城市园林绿化废物联合畜禽粪便堆肥不仅解决了畜禽粪便单独堆腐的恶臭与病原菌危害问题,而且禽畜粪便为联合堆肥提供了丰富的 N,P,K 以及多种微量元素。目前,国内针对城市园林绿化废物的堆肥存在堆腐周期长,腐熟度指标不达标等问题,为科学指导园林绿化废物的堆肥,实现对其环保高效处理,本研究以恒温水浴锅、空气泵、气体转子流量计、温度计、发酵瓶、洗气瓶等为材料,以 EM 菌剂为添加菌剂,开展了城市园林绿化废物与鸡粪水浴法好氧堆肥试验,探明了温度对微生物代谢活性的影响,揭示了物料配比对堆肥腐熟度与堆肥过程中氮素损失的影响,筛选出试验条件下城市园林绿化废物与鸡粪好氧堆肥的最佳配比,研究结果为城市园林绿化废物与鸡粪大规模好氧堆肥提供了技术指导与理论基础。

1 材料与方法

1.1 试验材料

城市园林绿化废物来源于长沙市雨花区园林管理局,主要为香樟树枝,粒径为 6～11 mm,含水率 26.6%,pH 值 7.20,总氮 1.17%,有机质 97.32%,总碳 45.74%,C/N 39.04。鸡粪来源于长沙县爱民养鸡场,含水率 54.2%,pH 值 8.89,总氮 1.34%,有机质 74.10%,总碳 34.83%,C/N 25.96。试验所用 EM 菌剂购于河南南华千牧生物科技有限公司,其菌种主要为芽孢杆菌、乳酸菌、酵母菌、光合细菌、放线菌。

1.2 供试试剂

①100 μg/ml 氮(NH_4^+-N)标准溶液。准确称取经 105 ℃烘干 2 h 的 NH_4Cl(分析纯)0.381 7 g 溶于超纯水中,定容至 1 000 ml,即为 100 μg/ml N(NH_4^+-N)贮备液。使用前,取 50 ml 贮备液稀释至 500 ml,即为 10 μg/ml N(NH_4^+-N)工作液。

②50 μg/ml 磷标准溶液。准确称取经 105 ℃烘干 2 h 的 KH_2PO_4(基准试剂)0.219 5 g,用超纯水溶解后,转入 1.0 L 容量瓶中,加入 5.0 ml 98%的浓硫酸,冷却后用超纯水定容至刻度。

③100 μg/ml 钾标准液。准确称取 0.190 7 g KCl(分析纯,110 ℃烘干 2 h)溶于 1.0 mol/L 的硝酸钠溶液中,并用 1.0 mol/L 的硝酸钠溶液定容至 1.0 L。

④钒钼酸铵试剂。A 液:称取 25.0 g 钼酸铵溶于 400 ml 超纯水中;B 液:称取 1.25 g 偏钒酸铵溶于 300 ml 沸腾的超纯水中,冷却后加入 250 ml 饱和浓硝酸,冷却。在搅拌下将 A 液缓缓注入装有 B 液的烧杯中,用超纯水稀释至 1.0 L,混匀,贮与棕色瓶中。

⑤甲醛-EDTA 遮掩剂。称取 2.50 g EDTA 二钠盐溶于 20 ml 0.05 mol/L 的硼砂溶液(0.07 g 硼砂溶于 1.0 L 超纯水)中,加热溶解,冷却后加入经过滤的 80 ml 37%甲醛溶液中,摇匀。

⑥3%四苯硼钠。准确称取 3.00 g 四苯硼钠溶解于 100 ml 超纯水中,加入 10 滴 0.2 mol/L 的氢氧化钠溶液,摇匀,静置过夜,过滤于棕色瓶中。

⑦奈氏试剂。溶解 45.0 g HgI_2,35.0 g KI 于 400 ml 超纯水中,倒入 1 000 ml 容量瓶,加入 KOH 112.0 g,加超纯水至 800 ml 左右,摇匀,冷却后定容。隔夜放置后过滤,过滤液存于棕色瓶中备用。

⑧100 g/L 酒石酸钠溶液。称取 100 g 酒石酸钠

溶于 500 ml 超纯水中,摇匀,定容于 1.0 L 容量瓶中。

⑨100 g/L KOH 溶液。称取 100 g KOH 溶于 500 ml 超纯水中,转入 1.0 L 容量瓶中,冷却后用超纯水定容至刻线。

⑩0.1%酚酞指示剂。称取 0.1 g 酚酞,用 95%的乙醇溶解并稀释至 100 ml。

1.3　供试仪器

SB-948 静音可调式增氧泵,中山市松宝电器有限公司;LZB-10 气体转子流量计,东台市东兴仪表厂;HH-4 恒温水浴锅,常州朗越仪器制造有限公司;DHG-9053A 电热恒温鼓风干燥箱,上海笃特科学仪器有限公司;UV-1200 紫外可见分光光度计,上海美谱达;SX-5-12D 箱式电阻炉,天津市泰斯特仪器有限公司;WT6002 分析天平,杭州万特衡器有限公司;PHS-3CpH 计,上海仪电科学仪器股份有限公司;红水温度计(0～100 ℃),耀华器械仪表厂;YX-306BGS 呼吸测定仪,北京宇翔电子应用技术有限公司;THZ-312 恒温摇床,上海精宏。

1.4　试验装置

水浴法堆肥装置由恒温水浴锅(HH-4)、空气泵(SB-948)、气体转子流量计(LZB-10)、温度计(0～100 ℃)、1.5 L 发酵瓶、250 ml 洗气瓶、干燥管及呼吸测定仪(YX-306BGS)组成,通过玻璃导管和橡胶管连接(图 1)。空气泵连接发酵瓶,为发酵瓶物料降解提供 O_2;每个水浴锅中放置 4 个发酵瓶,共设有 4 套水浴法温控堆肥反应装置,通过控制水浴锅温度调控发酵瓶中物料温度;气体转子流量计控制并测定发酵瓶物料降解过程中通风量;洗气瓶中装 2/3 的超纯水,去除堆肥发酵过程中产生的 H_2S 与 NH_3 等,干燥管中填装干燥硅胶粒,去除水蒸气,防止腐蚀气体进入呼吸测定仪;呼吸测定仪测定发酵瓶中 O_2 与 CO_2 的含量。打开空气泵通过气体转子流量计控制进入发酵瓶中空气量。

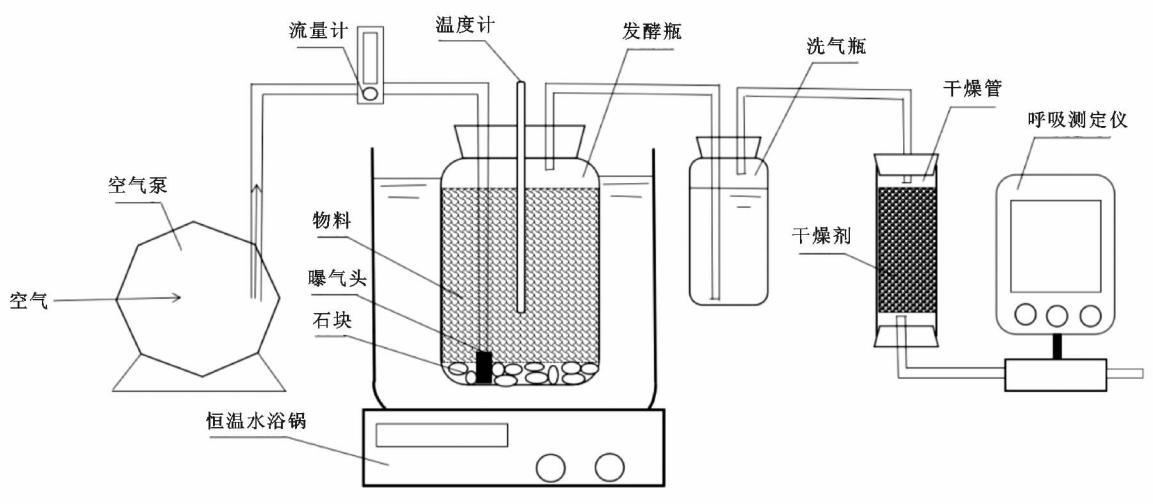


图 1　水浴法温控堆肥反应装置示意图

1.5　试验设计

1.5.1　*温度对微生物代谢活性的影响*　将城市园林绿化废物与鸡粪按质量比 2∶1 混匀后,称取 1.0 kg 左右混合物料装入 1.5 L 发酵瓶中,灌装时压实物料,拧紧橡胶塞。

向洗气瓶中加入 2/3 的蒸馏水,干燥管中填充硅胶粒,检查整个装置的气密性。调节恒温水浴锅温度使发酵瓶中物料发酵温度分别至设定温度 30 ℃,40 ℃,45 ℃,50 ℃,55 ℃和 60 ℃,每个温度分别做 3 个平行。当发酵瓶内温度计显示的温度上升至设定温度(发酵瓶中物料温度)±2 ℃范围时,保持温度稳定,启动空气泵,由呼吸测定仪测定发酵瓶中 O_2 含量,当 O_2 浓度达到 21.0%左右时,连续通风 10 min 后停止通风。停止通风后,每 30 min 用呼吸测定仪测定发酵瓶中 O_2 和 CO_2 的含量。

1.5.2　*水浴法堆肥的物料配比及温度控制*　将城市园林绿化废物与鸡粪分别以 2∶3,2∶1,3∶1,5∶1(命名 A,B,C,D 组)质量比混合拌匀,再分别加入 0.1%EM 菌剂充分混匀后装入发酵瓶中,采用持续通风控温法发酵,通风量均设为 55 L/h。水浴锅控制发酵瓶物料中的温度升至 55 ℃后维持 6 d,之后再调节水浴锅温度使发酵瓶堆料温度降至 40 ℃,从试验开始每 2 d 取一次样。堆料的理化性质与营养元素含量详见表 1。

表1 不同配比组成堆料的理化性质与营养元素含量

编号	质量比	含水率/%	pH值	N素/%	P素/%	K素/%	VS/%	C素/%	C/N
A	2∶3	49.76±2.12	7.22±0.15	1.85±0.20	0.66±0.05	2.36±0.05	79.41±2.13	37.32±1.02	20.14±0.64
B	2∶1	48.09±1.32	8.06±0.22	3.21±0.17	0.39±0.03	1.28±0.04	82.51±1.96	38.78±0.94	12.10±0.54
C	3∶1	42.62±1.65	8.33±0.14	2.62±0.11	0.46±0.07	1.24±0.03	86.35±2.89	40.58±1.22	15.49±0.36
D	5∶1	43.95±1.89	8.01±0.13	1.82±0.08	0.37±0.04	0.99±0.06	86.09±2.63	40.46±0.97	22.19±0.47

注:VS为有机物含量;质量比为城市园林绿化废物与鸡粪的质量比,表中数据为均值±标准差。下同。

1.6 测定指标及方法

从试验开始每2 d取一次样,每次分别在堆体上、中和下部各采3个点,每点采样20 g,混匀后用四分法采用30 g,样品保存于-20 ℃冰箱。发酵过程中测定堆料的含水率、pH值,有机物含量(VS);发酵结束时测定堆肥产物中的TN,TP,TK、种子发芽率与发芽指数。

1.6.1 *物料发酵消耗O_2与排出CO_2含量的测定*[16] 利用YX-306 BGS型呼吸测定仪测定发酵瓶内物料消耗O_2与排出CO_2的含量。测定时将测定仪的进气管与出气管分别连接在发酵装置的出口与入口,待仪器数值稳定后,记录仪器O_2与CO_2读取值,即为该时刻发酵瓶内气体O_2与CO_2的含量。

1.6.2 *物料含水率的测定* 取一只小烧杯洗净烘干后称量并记录其质量m_1;将10~20 g的样品放入小烧杯中,称量并记录样品与小烧杯的总质量m_2;将小烧杯放入恒温鼓风烘干箱内105 ℃烘24 h直至恒重,将小烧杯放入盛有干燥剂的玻璃干燥器内冷却至室温,称量此时小烧杯与样品的总质量m_3,按下列公式计算样品的含水率(W)。

$$W=\frac{m_2-m_3}{m_2-m_1}\times 100\% \quad (1)$$

1.6.3 *样品中有机物(VS)含量的测定*[17] 取一只洗净烘干后的陶瓷坩埚,称量并记录其质量m_4;取适量的烘干后的样品放入陶瓷坩埚中,称量并记录样品与陶瓷坩埚的总质量m_5;再将陶瓷坩埚放入马弗炉中600 ℃下灼烧至恒重,取出陶瓷坩埚放入干燥器内待冷却至室温,再次称量陶瓷坩埚与样品的总质量m_6,按下列公式计算样品中有机物含量(VS)。

$$VS=\frac{m_5-m_6}{m_5-m_4}\times 100\% \quad (2)$$

1.6.4 *发酵瓶堆料温度的测定* 连续18 d分别于每天上午9:00与下午3:00用温度计测定发酵瓶中物料的温度。

1.6.5 *样品pH值的测定* 称取10.0 g鲜样,置于250 ml小烧杯中,加入100 ml蒸馏水后摇床震荡30 min,使用pH计测量其pH值。

1.6.6 *样品中营养元素含量的检测方法*[17] 样品消解:取2.0 g经研磨过60目筛后的干样品放入50 ml三角瓶中,加少许超纯水润湿(1.0~2.0 ml),加入5.0 ml98%的浓硫酸,静置过夜(瓶口放置弯颈漏斗)。在电热炉上加热至冒白烟,取下三角瓶,稍冷后滴入10滴30%的H_2O_2,摇匀,再次加热至冒白烟,再取下三角瓶,再稍冷后滴入5~10滴H_2O_2,直至消煮液无色清亮后,将消煮液转入50 ml容量瓶中,用超纯水定容,过滤,作为样品营养元素含量待测液。①样品中氮含量的测定[17]。标准曲线的制作:准确吸取0,2.50,5.00,7.50,10.00与12.50 ml的10 μg/ml N(NH_4^+-N)标准液,分别置于6个50 ml的容量瓶中,此时溶液浓度分别为0,0.5,1.0,1.5,2.0,2.5 μg/ml N (NH_4^+-N),分别加入2.0 ml的100 g/L酒石酸钠溶液,摇匀,再加入100 g/L KOH溶液中和溶液中的酸(KOH的加入量以另取一份同体积氮标准液,以酚酞为指示剂,测定中和标准溶液所需KOH的量为准),加超纯水至40 ml左右并摇匀,再加入2.5 ml奈氏试剂,用超纯水定容至刻度线,摇匀;30 min后用紫外可见分光光度计在425 nm波长处以显色后空白组作为零点测定各样品的吸光度。根据氮浓度吸光度绘制标准曲线。②样品中磷含量的测定[17]。标准曲线的制作:分别吸取磷标准液0,1.0,2.5,5.0,7.5,10.0,15.0 ml分别置于7个容积为50 ml的容量瓶中,加超纯水至30 ml左右,滴入2滴2,4-二硝基酚指示剂,用10%的氢氧化钠溶液和5%的硫酸溶液将容量瓶中溶液调节至微黄色,加入10 ml钒钼酸铵试剂后摇匀,用超纯水定容至刻度线,30 min后用紫外可见分光光度计在440 nm波长处以显色后空白组作为零点测定各样品的吸光度。根据磷浓度和吸光度绘制标准曲线。③样品中钾含量的测定[17]。标准曲线的制作:准确吸取钾标准液0,1.0,2.5,5.0,7.5,10.0 ml分别置于6个容积为50 ml的容量瓶中,分别加入2.0 ml甲醛-EDTA遮掩剂,摇匀,再加入2.0 ml的1∶1甘油,摇匀,滴加1滴酚酞指示剂,先用10%氢氧化钠将溶液将容量瓶中溶液调至粉红色,再用5%的硫酸将溶液调至无色,快速加入3.0 ml 3%四苯硼钠溶液,摇匀并定容。用紫外可见分光光度在440 nm波长处以显色后空白组作为零点

测定各样品的吸光度。根据钾浓度和吸光度绘制标准曲线。

营养元素含量以质量分数表示,按下列公式计算:

$$TN(P,K)\%=\frac{c\times V\times 0.0001}{m} \quad (3)$$

式中:c——由标准曲线查的显色液中 N(P,K)浓度(μg/ml);V——显色液体积,50 ml;D——分取倍数,定容体积/分取体积;m——样品质量(g)。

1.6.7　堆肥前后物料的种子发芽率与发芽指数的检测方法[18]　取鲜样与蒸馏水按 1∶10 的质量比混合后震荡 0.5 h 后过滤,取滤液进行测定,选用油葵种子进行萌发试验。取两张滤纸放于培养皿底部,将 20 粒饱满、大小基本一致的油葵种子置于其上,吸取 5.0 ml 滤液置于培养皿中。将培养皿放入恒温培养箱中 25 ℃培养 2 d,以超纯水作为空白对照,观察记录种子的发芽率,并用直尺测量种子根长,计算发芽指数(GI):

$$GI=\frac{处理样的发芽率\times 处理样的平均根长}{对照样的发芽率\times 对照样的平均根长} \quad (4)$$

1.7　数据分析

试验测定数据用 IBM SPSS Statistics 21 进行统计分析,使用 Excel 软件作图。

2　结果与分析

2.1　温度对微生物呼吸活性的影响

2.1.1　温度对堆料中微生物消耗 O_2 的影响　不同温度下城市园林绿化废物与鸡粪质量比 2∶1 混合腐解消耗 O_2 浓度随时间的变化如图 2 所示。由图 2 可知,随着堆料降解的推进,发酵瓶中堆料温度在 30～55 ℃之间时,随着发酵瓶中堆料的温度升高,微生物消耗 O_2 速率逐步增大,其中温度为 50～55 ℃时,发酵瓶中 O_2 浓度下降最明显,在 3 h 内,O_2 浓度从 21%下降到 6%,表明在该温度范围内堆料中微生物呼吸作用最强;当发酵瓶内堆料温度高于 55 ℃时,发酵瓶中 O_2 浓度下降速率明显减缓,说明微生物代谢活性受到明显抑制。试验结果还表明,城市园林绿化废物与鸡粪以 2∶1 质量比混合的好氧堆肥中,物料腐解过程中微生物呼吸最强的温度处于 50～55 ℃之间。结果与张远澄[19]研究城市园林绿化废物与污泥好氧堆肥最佳腐解温度 40～50 ℃不一致,这可能是由于堆肥原料组成(污泥与绿化树枝)及其配比(质量比 2∶1)不同引起。

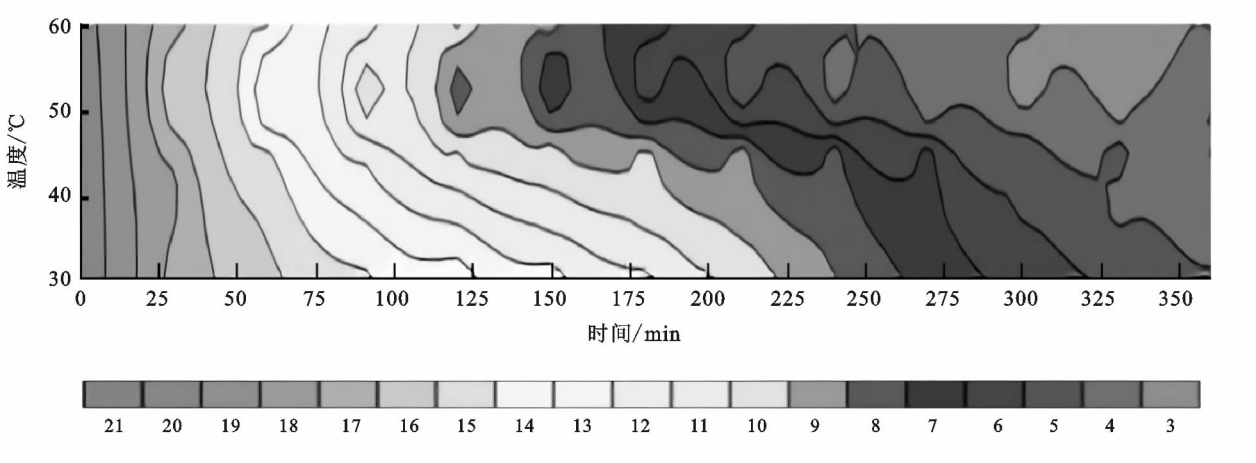


图 2　不同温度下堆料腐解消耗 O_2 浓度随堆料腐解时间变化等值线图

2.1.2　温度对堆料中微生物 CO_2 产生量的影响　不同温度下城市园林绿化废物与鸡粪质量比 2∶1 混合腐解产生 CO_2 浓度随时间变化如图 3 所示。从图 3 可知,当堆料温度在 30～45 ℃之间,发酵瓶中 CO_2 浓度高于其他温度区间的 CO_2 浓度,在该温度范围内,堆料腐解产生 CO_2 的速率也明显高于其他温度区间;当温度高于 55 ℃时,堆料腐解产生 CO_2 的速率明显较低。试验结果再次表明,微生物呼吸代谢活性在高温段、中温段及低温段存在显著差异;在 35～40 ℃之间(中温段),堆料中微生物呼吸代谢强,腐解时 CO_2 产生速率较高,是物料中有机物代谢活跃的温度区间。

2.1.3　温控曲线的构建　从温度对微生物呼吸活性的影响可以看出,城市园林绿化废物与鸡粪质量比 2∶1混合好氧堆肥过程中,当发酵瓶堆料温度处于 50～55 ℃之间,堆料中微生物活性最旺盛;当发酵瓶中堆料温度高于 55 ℃时,微生物对有机物的降解受到明显抑制。基于杀灭堆肥中病原菌所需温度为 55 ℃及以上并维持足够时间[20],本研究提出一种既能保证堆肥的顺利完成又能使高温灭杀病原菌,同时

又能最大程度的利用 45～55 ℃时微生物活性最高的持续通风堆肥方法。以本研究设计的堆肥装置获得温度随堆肥进程的变化如图 4 所示。从图 4 可知，堆肥过程包含升温期、高温期、降温期与中温期，发酵瓶中堆料温度在堆肥前 3 d 内升至 55 ℃，该阶段为升温期；温度上升至 55 ℃以上后维持该温度 4～6 d，确保了堆料中的病原菌被杀灭，该阶段为高温期；高温期结束后调控水浴锅温度，使发酵瓶中堆料温度在 2 d内降至 45 ℃左右，该阶段为降温期；维持发酵瓶堆料温度在 40～45 ℃之间 3～6 d，为有机物的微生物降解提供适宜的环境，直至堆料中有机物降解稳定，该阶段为中温期。以此绘制堆肥温度变化曲线，判断发酵过程的进展情况，这为不同物料配比对发酵堆肥的温控过程奠定了基础。

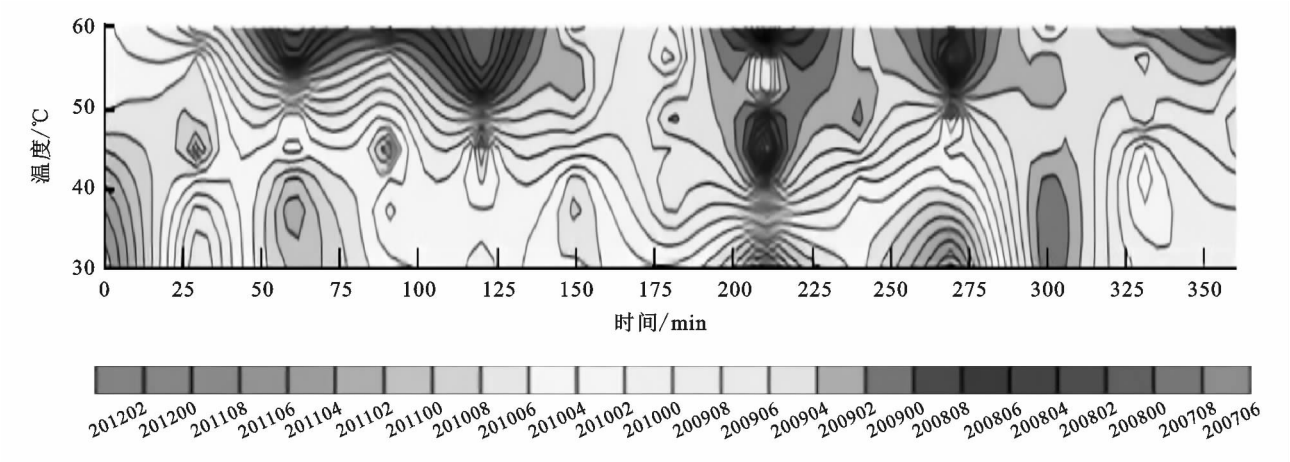


图 3 不同温度下堆料腐解过程中 CO_2 浓度随时间的变化等值线图

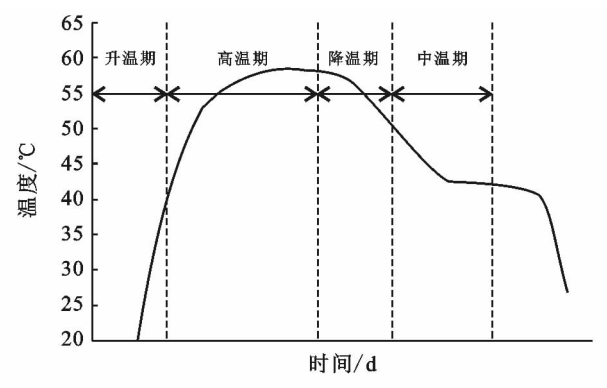


图 4 持续通风法温度曲线示意图

2.2 物料配比对堆肥的影响

2.2.1 *物料配比对堆肥温度的影响* 不同物料配比下发酵瓶中堆料温度随时间变化如图 5 所示。从图 5 可知，堆肥共进行了 18 d。在持续通风堆肥过程中，C 组堆料温度在 10 d 达到最高 60.5 ℃。堆肥前 1～6 d 为升温期，其中 A 组堆料升温速率明显低于其余试验组，表明在中低温区 A 组堆料中微生物代谢活性较低；在第 6 d，A—D 组堆料均进入高温期，堆料温度在 55 ℃及以上维持 6 d，满足好氧堆肥高温维持时间的要求，其中 C 组堆料温度高于其余组堆料温度；在第 12 d，A—D 组堆料均进入降温期，降温期持续 2 d；之后均进入中温期，堆肥进行到 18 d 后，堆料温度基本降至室温。上述结果与高孟春[21]采用强制通风堆肥试验中堆料温度变化相似。由 A—D 组发酵瓶中堆料温度随时间的变化可知，在同等外界条件下，堆肥过程中 C 组堆料温度略高于其余组，说明 C 组堆料中的微生物代谢活性最强。

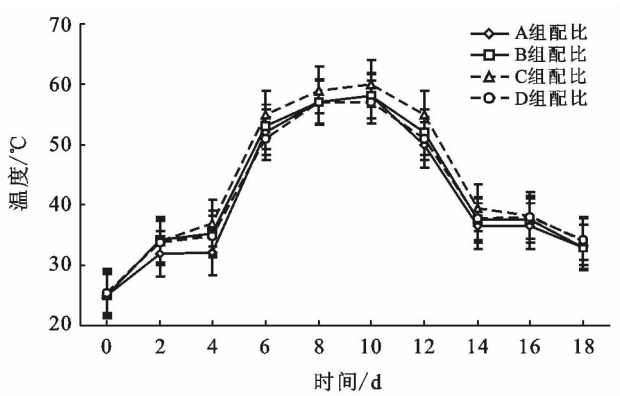


图 5 不同物料配比下堆料温度随时间变化

2.2.2 *物料配比对堆肥 pH 值的影响* 适宜的 pH 环境可使微生物保持较高的活性，而 pH 值过高或过低均会影响堆肥的效率。不同物料配比下发酵瓶中堆料 pH 值随时间变化如图 6 所示。从图 6 可知，A—D 组堆料初始 pH 分别为 8.22，8.06，8.33 和 8.01，在堆肥全过程中，堆料中 pH 值的总体变化趋势为先上升后下降再上升然后缓慢下降。在堆肥初始阶段 A—D 组堆料中 pH 值迅速上升，主要是由于微

生物在好氧情况下对有机物的分解代谢使得堆料中有机氨转化为氨氮,导致堆料中 pH 值升高。在堆肥至 2～4 d,A—D 组堆料 pH 值均下降,则主要是对堆料进行了每 2 d 补 40 ml 水所致(确保堆料含水率在 50%～60%之间)。随着堆肥进行至 6～8 d,A—D 组堆料中 pH 值均上升,在第 8 d,堆料中 pH 值均达到最大,其中 C 组堆料中 pH 值最高,达到 8.89,主要是因为在升温段与高温段堆料中微生物活动旺盛分解含氮有机化合物产生了氨所致[22]。高温期之后 A—D 组堆料 pH 值均下降,这是由于微生物硝化作用、有机酸和无机酸的产生以及持续通风与外界水浴锅加热导致氨氮大量挥发所致[19]。堆肥结束时(18 d),A 组堆料中 pH 值最高为 8.45,C 组与 D 组堆料中 pH 值均为8.15,B 组堆料中 pH 值最低为 8.06。

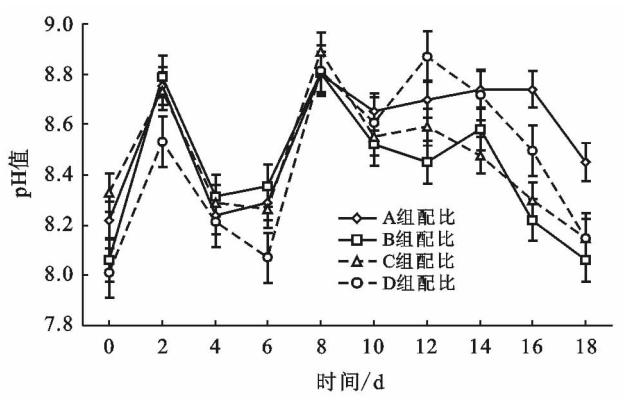


图 6　不同物料配比下堆肥过程中堆料中 pH 值随时间变化

2.2.3　*物料配比对堆肥中 VS 含量的影响*　发酵瓶中 A～D 组堆料中 VS 含量随时间变化如图 7 所示。由图 7 可知,A—D 组堆料中的初始 VS 分别为79.41%,82.51%,86.35%和 86.09%,堆肥 18 d 后堆料中 VS 含量均有不同程度的下降,A—D 组堆料中 VS 含量分别下降至 64.80%,73.41%,54.12%和 66.53%。C 组堆料中 VS 含量在发酵前 8 d(升温期)下降非常明显,VS 含量下降了 28.82%,说明在中高温期 C 组堆料中微生物对有机物的分解代谢最旺盛。A 组、B 组与 D 组堆料发酵至第 10 d,堆料中 VS 含量均明显下降,其中 A 组与 D 组堆料中 VS 含量下降最明显,说明 A 组与 D 组堆料中有机物的降解主要发生在高温期。在堆肥全过程中 C 组堆料中有机物的降解效果最好,且在堆肥开始时的升温期有机物降解速率最高,说明 C 组堆料配比更适宜微生物的生长繁殖。

2.2.4　*物料配比对堆肥含水率的影响*　在堆肥过程中,高温与通风会带走堆料中大量水分,由此,堆肥过程中应适当补水[23],但堆料水分含量过高会导致气体传质条件变差,而水分含量过低则会导致微生物活性降低。堆肥过程中 A—D 组堆料含水率随时间变化情况如图 8 所示。由图 8 可知,A—D 组堆料含水率在发酵全过程中分别由初始时期的 61.2%,56.10%,58.2%与 58.50%降至发酵结束时(18 d)的 30.24%,38.66%,35.34%与 44.60%,在发酵前期堆料失水比较严重。当发酵至第 8 d(高温期),堆料含水率急剧下降,这主要是由于高温与持续通风带走了堆料中大量水分所致。所以,全堆肥过程中应保证堆料中的含水率在 40%～60%之间,这样方能满足堆肥过程中微生物活动的需求。

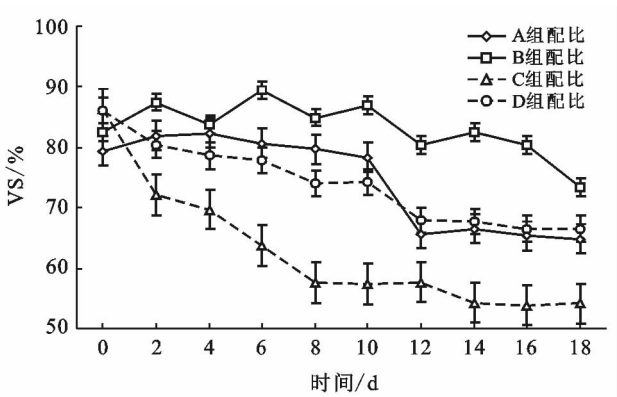


图 7　不同物料配比下堆料中有机物含量(VS)随时间变化

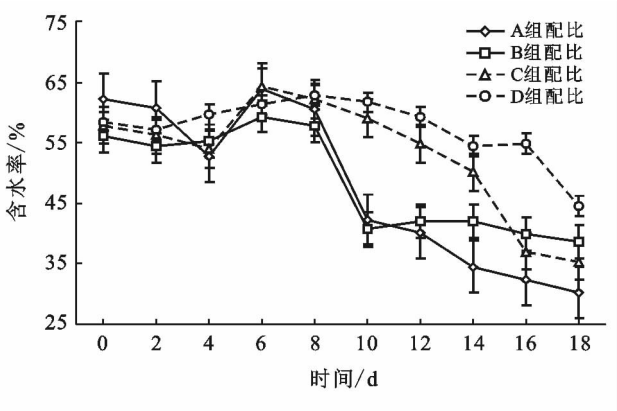


图 8　不同物料配比下物料含水率随时间变化

2.2.5　*物料配比对堆肥产物营养元素含量的影响*　堆肥产物中 N,P,K 参数含量决定了堆肥产物的利用价值,A—D 组堆肥产物与初始堆料中营养元素含量变化如表 2 所示。由表 2 可知,B 组堆料中总氮含量由 3.21%降至 1.16%,降幅最大;其次为 A 组堆料,总氮含量由 1.85%降至 0.98%;而 C 组与 D 组堆料中总氮含量分别由 2.62%与 1.82%降至 1.22%与 1.16%。氮素损失的主要原因是持续通风使大量铵态氮以氨气形式随风挥发散失。此外,中温段堆料温度相对较低,温度对堆料中硝化细菌的抑制作用相对较弱,氮的硝化也可能在一定程度上增加了氮的损失[21]。对比 A—D 组物料中总磷含量前后变化可以

看出,A—D 组堆料的堆肥产物中总磷含量均略高于初始堆料中的总磷含量,这主要是由于在堆肥过程中有机物的降解导致堆料减量化所致。对比 A—D 组堆料中总钾含量前后变化可以看出,A 组堆料中总钾含量降幅最大,由 2.36%降至 1.24%。B 组与 C 组堆料中的总钾含量基本与原料维持在同一水平。而 D 组堆料的总钾含量反而略有升高,这主要是由于堆料中有机物被微生物降解导致堆料减量化所致[24]。

表 2 堆肥产物与初始堆料中的营养元素含量特征 %

编号	N 素		P 素		K 素		有机物含量(VS)	
	初始	产物	初始	产物	初始	产物	初始	产物
A	1.85±0.20	0.98±0.12	0.66±0.05	0.83±0.06	2.36±0.05	1.24±0.05	79.41±2.13	64.80±1.89
B	3.21±0.17	1.16±0.11	0.39±0.03	0.53±0.04	1.28±0.04	1.03±0.06	82.51±1.96	73.40±2.21
C	2.62±0.11	1.22±0.08	0.46±0.07	0.62±0.05	1.24±0.03	1.14±0.04	86.35±2.89	54.12±1.94
D	1.82±0.08	1.16±0.09	0.57±0.04	0.66±0.04	0.99±0.06	1.27±0.06	86.09±2.63	66.53±2.16

种子发芽率(germination rate, GR)与发芽指数(germination index, GI)是国内外诸多学者公认的检验堆肥腐熟度的一种便捷有效的方法。当 GR≥50%时,堆肥产物已基本无植物毒性,当 GR≥80%时,说明堆肥已达到腐熟[25]。A—D 组堆料发酵前后的种子发芽率(GR)与发芽指数(GI)详见表 3。由表 3 可知,A 组、B 组与 D 组堆料经堆肥发酵处理后 GR 值均有所提高,GR 值均达到 96.7%,而 C 组堆肥产物的 GR 值反而有所降低,由 91.1%降至 84.4%,但也达到腐熟要求。A—D 组堆肥产物的 GI 值最高的为 D 组,达到 1.38,其次是 A 组与 C 组堆肥产物,分别为 1.15 与 1.07,与堆肥前相比均有所提高,而 B 组堆肥产物的 GI 值反而从初始的 1.24 降至 1.05。从堆肥产物 GR 值与 GI 值来看,D 组堆料经堆肥发酵后腐熟程度最高。

表 3 堆肥产物与初始物料的发芽率与发芽指数

试验组	种子发芽率(GR)		种子发芽指数(GI)	
	初始/%	产物/%	初始/%	产物/%
A	94.4±2.31	96.7±2.11	1.01±0.12	1.15±0.11
B	93.3±2.50	96.7±2.25	1.24±0.13	1.05±0.08
C	91.1±1.89	84.4±1.98	0.91±0.06	1.07±0.09
D	90.0±1.92	96.7±2.06	1.05±0.09	1.38±0.12

3 讨论与结论

针对日趋增多的园林废弃物及资源化利用程度低的问题,近年来,许多研究者开展了园林绿化废物的资源化再利用研究[2,6,12,14,26],因好氧堆肥处理对园林废弃物保氮效果好,CH_4 与 N_2O 的排放量很小以及堆肥产物还田可促进土壤中的微团聚体、显著提高土壤中的 N,P,K 含量等优势,已成为园林废弃物处置的最佳方式,由此,诸多研究集中于园林绿化废物与污泥、餐厨垃圾、畜禽粪便等好氧堆肥。好氧堆肥是园林废弃物资源化利用的一种重要途径[27]。它是在有氧气的条件下,借助好氧微生物的作用进行发酵。在堆肥的过程中,需要控制影响堆肥的各种因素,它们决定微生物作用的程度、影响堆肥过程的快慢和堆肥产品的质量。

(1) 温度是影响堆肥发酵速率的主要因素之一。在堆肥过程中,温度是堆肥过程中微生物活动的反映,是影响微生物活动和堆肥工艺过程的重要因素,适宜的堆体温度可使堆肥进程加速,温度过高或过低都会减缓反应速度。在本研究中,城市园林绿化废物与鸡粪混合好氧堆肥过程中微生物活性最佳温度为 50～55 ℃;当温度高于 55 ℃时,堆料中微生物对有机物的降解受到抑制。这符合好氧堆肥适宜的堆体温度应控制在 45～65 ℃要求[28]。在对园林绿化废弃物堆肥温度控制的研究中发现,决定园林绿化废弃物好氧堆肥中微生物活性最适温度除与物料组成相关外,还与物料配比有关[19]。

(2) 高温好氧堆肥是园林废弃物实现无害化处置的主要途径。一般堆肥过程经历升温、高温、降温等阶段,而一定的高温阶段方能杀死堆料中病原菌、虫卵等。从满足堆肥卫生指标和腐熟的要求[17],园林绿化废物堆肥堆体温度上升 55 ℃需持续保持 3 d 以上(或 50 ℃以上保持 5～7 d),堆料中所含的病原菌和寄生虫卵就可以被完全杀灭。本研究中城市园林绿化废物与鸡粪 A—D 配比堆肥 18 d 后产物达到腐熟要求。堆肥过程中均经历了升温期、高温期、降温期和中温期,且在第 6 d,堆肥反应就进入高温期,堆料温度在 55 ℃及以上维持 6 d,满足好氧堆肥高温维持时间的要求,其中 C 组堆料温度高于其余组堆料温度。

(3) 堆肥过程中存在不同程度的氮素与 VS 损失。在堆肥过程中,堆体 pH 值直接影响微生物的活性以及堆腐效率,也反映了有机物降解的一项重要指

标[29]。多数堆肥微生物适宜于中性或偏碱性的环境中繁殖与活动,本研究中 A—D 堆肥过程中 pH 值在 8.01～8.89 范围内,处于最适堆肥微生物生长的 pH 值 6～8 范围内。堆肥终产物 pH 值在 8.06～8.45 之间,与大多最终堆肥腐熟后产品 pH 值一般在 8～9 范围一致[30]。堆肥进程中,堆体有一定氮素损失,本试验中,在堆肥后期,堆体温度接近常温时发生硝化作用,同时氨的挥发、硝态氮的反硝化作用等均会引起氮素的损失,结果在堆肥过程 A—D 组堆料均有不同程度的氮素损失,其损失率为 36.38%－63.82%,其中 D 组的保氮量最高。一般认为,堆肥过程中 VS 含量的损失在 17%～53%之间[31]。本堆肥试验过程中 A—D 组 VS 含量损失在 11.0%～37.3%之间,处于该范围。另外,在堆肥过程中 A—D 组 VS 含量的变化呈逐步降低趋势,并且不同堆肥期 VS 含量的变异系数在降温期、腐熟期、高温期、升温期不同,这与罗维等[31]研究得出的城市污泥与猪粪混合堆肥过程中挥发性固体含量变化趋势相一致。

(4) 堆肥的腐熟度评价。堆肥产物应完全腐熟后方能施用,若堆肥产品没有完全腐熟,将其施用到土壤中后会提高土壤微生物的活性,而消耗土壤中的氧气,在一段时间内造成潜在的氧缺乏和间接毒性,除了可能伴随大量的臭味外,还会因微生物分解有机物时会产生如乙酸和酚类化合物等有机酸,也不利于植物的生长。由此,对所有堆肥产品常进行腐熟度评价[32-33]。其中种子发芽率与发芽指数是堆肥腐熟度评价的生物学指标[34]。从本研究堆肥产物的种子发芽率与发芽指数看,D 组堆肥产物种子发芽率与发芽指数最高,且产物中营养元素总体含量也较高。所以,城市园林绿化废物与鸡粪好氧堆肥最佳配比为 5∶1(C/N 值为 22.19)。

[参 考 文 献]

[1] 任晶.鸡粪堆肥发酵处理与技术分析[J].农业与技术,2018,38(14):254.

[2] 万可,王瑞莹,周童,等.二次粉碎园林废弃物堆肥过程中理化性质的动态变化[J].现代园艺,2018,19(10):36-38.

[3] 成锦霞,穆秀梅.浅谈畜禽粪便堆肥技术[J].中国畜禽种业,2018,14(10):124-125.

[4] 余群,董红敏,张肇鲲.国内外堆肥技术研究进展[J].安徽农业大学学报,2003,30(1):109-112.

[5] 马瑶,王宏哲.村镇剩余活性污泥农用的堆肥技术研究[J].中国资源综合利用,2015,33(11):39-41.

[6] 冯红梅,秦永胜,李筱帆,等.添加菌剂和鸡粪对园林废弃物堆肥效果的影响[J].北方园艺,2015(15):156-160.

[7] 蔡函臻,宁西翠,王权,等.碱性固体对污泥的调质堆肥影响及产品对土壤的改良潜力[J].环境科学,2016,37(12):4848-4856.

[8] 陈玉成,皮广洁,黄伦先,等.城市生活垃圾蚯蚓处理的因素优化及其重金属富集研究[J].应用生态学报,2003,14(11):2006-2010.

[9] Rundberget T, Skaar I, Arne F. The presence of *Penicillium* and *Penicillium* mycotoxins in food wastes [J]. International Journal of Food Microbiology, 2004, 90(2):181-188.

[10] Bruce R E. Wriggling toward class a stabilization[J]. Water Environment & Technology, 2000,12(5):43-46.

[11] Arancon N Q, Edwards C A, Bierman P, et al. Influences of vermicomposts on field strawberries(1): Effects on growth and yields[J]. Bioresource Technology, 2004, 93(2):145-153.

[12] 梁晶,吕子文,方海兰,等.园林绿色废弃物堆肥处理的国外现状与我国的出路[J].中国园林,2009(4):1-5.

[13] 徐伟栋.鸡粪发酵的影响因素及堆肥腐熟度的快速评估[D].辽宁 沈阳:沈阳农业大学,2017.

[14] 张璐.园林绿化废弃物堆肥化的过程控制及其产品改良与应用研究[D].北京:北京林业大学,2015.

[15] 巩潇,韦依伶,赵方莹.园林废弃物与污泥协同堆肥的绿化应用[J].中国环保产业,2017(10):62-66.

[16] Chen Jun, Chen Tongbin, Gao Ding, et al. Reducing H2S production by O_2 feedback control during large-scale sewage sludge composting[J]. Waste Management, 2010, 31(1):65-70.

[17] 农业部. NY525-2012,有机肥料标准[M].北京:中国农业出版社,2012.

[18] Kalamdhad A S, Kazmi A A. Rotary drum composting of different organic waste mixtures[J]. Waste Management & Research, 2009,27(2):129-137.

[19] 张远澄.污泥与绿化废物滚筒反应器好氧堆肥过程控制研究[D].北京:清华大学,2014.

[20] Kalamdhad A S, Singh Y K, Ali M, et al. Rotary drum composting of vegetable waste and tree leaves [J]. Bioresource Technology, 2009,30(7):6442-6450.

[21] 高孟春,于安,杨丽娟,等.鸡粪/木屑强制通风堆肥的研究[J].环境科学与技术,2010,33(1):11-15.

[22] 侯宪文,李勤奋,陈炫,等.木薯皮和鸡粪的堆肥化利用研究[J].农业环境科学学报,2014,33(3):478-483.

[23] 沈玉君,李国学,任丽梅,等.通风对堆肥供氧的影响及堆高优化研究[J].环境科学与技术,2011,34(11):171-175.

[24] 夏芸,林辉,王强,等.有机生活垃圾堆肥中物质组分减量差异及变化规律[J].农业环境科学学报,2014,33(12):2463-2471.

(下转第 51 页)

[28] 韩福贵,孙涛,郭树江,等. 干旱荒漠区不同演替阶段白刺灌丛沙堆土壤呼吸特征及其影响因素分析[J]. 西北林学院学报,2017,32(5):1-7.
[29] 中国科学院土壤研究所. 土壤理化分析[M]. 上海:上海科学技术出版社, l978.
[30] 席军强,杨自辉,郭树江,等. 不同类型白刺沙丘土壤理化性状与微生物相关性研究[J]. 草业学报,2015,24(6):64-74.
[31] 党荣理,潘晓玲. 西北干旱荒漠区种子植物科的区系分析[J]. 西北植物学报,2002,22(1):24-32.
[32] 宋永昌. 植被生态学[M]. 上海:华东师范大学出版社,2001.
[33] 郝文芳,杜峰,陈小燕,等. 黄土丘陵区天然群落的植物组成、植物多样性及其与环境因子的关系[J]. 草地学报2012,20(4):609-615.
[34] 郭泉水,江洪,王兵,等. 中国主要森林群落植物生活型谱的数量分类及空间分布格局的研究[J]. 生态学报,1999,19(4):573-577.
[35] 杨自辉,俄有浩,方峨天,等. 民勤绿洲边缘物种多样性对水资源变化的响应[J]. 中国沙漠,2007,27(2):278-282.
[36] 李雪华,李晓兰,蒋德明,等. 干旱半干旱荒漠地区一年生植物研究综述[J]. 生态学杂志,2006,25(7):851-856.
[37] 徐宝国,贺访印,刘勤先. 民勤荒漠白刺群落的分布与结构特征研究[J]. 甘肃林业科技 2013,38(2):1-6.
[38] 黄昌勇. 土壤学[M]. 北京:中国农业出版社,2000.
[39] 王家强,韩路,柳维扬,等. 塔里木河中游荒漠绿洲过渡带土壤水分与植被空间格局变化关系研究[J]. 西北林学院学报,2018,33(1):1-10.
[40] 孙祥,于卓. 白刺根系的研究[J]. 中国沙漠,1992,12(4):50-54.
[41] 贾晓红,李新荣,陈应武. 腾格里沙漠东南缘白刺灌丛地土壤性状的特征[J]. 干旱区地理,2007,30(4):557-564.
[42] 马成忠,邓继峰,丁国栋,等. 不同初植密度樟子松人工林对毛乌素沙地南缘土壤粒度特征的影响[J]. 水土保持学报,2017,31(1):230-235.
[43] 刘淑娟,袁宏波,李发明,等. 青土湖水面形成区土壤颗粒组成与化学特性变化[J]. 草业科学. 2015(12):1953-1959.
[44] 施祺,王建民,陈发虎. 石羊河古终端湖泊沉积物粒度特征与沉积环境初探[J]. 兰州大学学报:自然科学版,1999,35(1):194-198.
[45] 刘强,游海涛,刘嘉麒. 湖泊沉积物年纹层的研究方法及其意义[J]. 第四纪研究,2004,24(6):684-694.
[46] Su Yan, Qiu Quan, He Qian, et al. On spatial variability and distribution of soil nutients in different Nitraria tangutorum bobr, populations in Tsaidam basin[J]. Agriculture Science & Technology, 2015, 16(2): 285-291.
[47] 樊瑞霞. 白刺灌丛堆土壤—植被空间变化特征及相关关系研究[D]. 宁夏 银川:宁夏大学,2016.
[48] 比拉力·依明,王勇辉,海米提·依米提. 博尔塔拉河下游河岸带土壤养分特征及其相关性分析[J]. 干旱区研究,2014,31(2):216-221.

(上接第 43 页)

[25] Chen Yong . Sewage sludge aerobic composting technology research progress[J]. AASRI Procedia, 2012, 52(6):.339-343.
[26] 王瑞莹. 园林废弃物资源化利用技术及机理的研究[D]. 广西 南宁:广西大学,2018.
[27] 陈浩天,张地方,张宝莉,等. 园林废弃物不同处理方式的环境影响及其产物还田效应[J]. 农业工程学报,2018,34(21):239-244.
[28] 党秋玲,李鸣晓,席北斗,等. 堆肥过程多阶段强化接种对细菌群落多样性的影响阴[J]. 环境科学,2011,32(9):2689-2695.
[29] 任连海,何亮,宁娜,等. 餐厨垃圾高效好氧堆肥过程参数的影响因素研究[J]. 北京工商大学学报:自然科学版,2010,28(5):40-44.
[30] 冯冲凌. 黄孢原毛平革菌及其关键功能酶对木质纤维素降解转化特性的研究[D]. 湖南 长沙:湖南大学,2011.
[31] 罗维,陈同斌,高定,等. 混合堆肥过程中挥发性固体含量的层次效应及动态变化[J]. 环境科学,2004,25(3):155-159.
[32] Gao Mengchun, LiBing, Yu An , et al. The effect of aeration rate on forced-aeration composting of chicken manure and sawdust [J]. Bioresource Technology, 2010,101(6):1899-1903.
[33] 袁京,何胜洲,李国学,等. 添加不同辅料对污泥堆肥腐熟度及气体排放的影响[J]. 农业工程学报,2016,32(S2):241-246.
[34] 孟国欣,查同刚,巩潇,等. 污泥添加园林废弃物堆肥过程参数变化及腐熟度综合评价[J]. 生态环境学报,2018,27(8):1538-154.