

两种添加剂对牛粪秸秆堆肥化中氮素损失的控制效果探讨

黄懿梅, 苟春林, 梁军峰

(西北农林科技大学资源环境学院, 陕西 杨凌 712100)

摘 要:新鲜牛粪和玉米秸秆以鲜重 2.8:1 的比例, 分别添加 5.5%的果园土壤和炉渣, 在强制通风静态垛堆肥反应器中进行了堆肥化试验。在堆制的 49 d 里, 根据堆温变化分 7 次采样分析堆肥中各种氮素、有机碳含量和其他性质。结果表明: 对照、添加土壤和加炉渣处理在堆制期间堆肥空间氨气浓度的峰值分别为 6 070.58、5 125.18、4 127.08 mg·m⁻³ (25 ℃值); 堆制 49 d 后, 堆肥中铵氮的浓度分别减少了 83.0%、81.4%和 63.5%; 硝态氮的浓度分别增加了 200%、110%和 410%; 有机氮的浓度分别增加了 61.0%、82.4%和 84.2%; 总氮浓度分别增加了 28.8%、38.8%和 54.4%; 堆肥后期部分硝态氮淋失。加土和炉渣可以降低堆肥高温期水溶性氨氮的浓度, 减少氨气的排放, 有利于后期硝态氮和有机氮的形成, 从而降低堆肥中氮素的损失。果园土壤的加入可以提高堆肥温度, 而炉渣的加入使堆温降低, 高温期缩短; pH 和电导率(EC)在堆制过程中都呈下降趋势, 堆制结束时, 各处理的粪大肠菌值均大于 0.111, 达到堆肥卫生学标准; 堆肥的 C/N 比在 10~11 之间、EC 值小于 3 mS·cm⁻¹、pH 值在 6~9 之间, 堆肥基本稳定, 但 GI 值均小于 80%, 植物毒性没有完全消失。添加果园土壤有利于种子发芽和根系生长。

关键词:牛粪; 玉米秸秆; 果园土壤; 炉渣; 氮素变化

中图分类号:S141.4 **文献标识码:**A **文章编号:**1672-2043(2008)03-1219-07

Effect of Two Amendments on Nitrogen Loss from Composting of Cattle Manure and Corn Straw

HUANG Yi-mei, GOU Chun-lin, LIANG Jun-feng

(College of Resource and Environmental Science, Northwest Agriculture and Forestry University, Yangling 712100, China)

Abstract: In our experiment we used fresh cow manure and corn straw (CM+CS) as composting material with a ratio of 2.8 to 1. Additionally we added 5.5% orchard soil (OS) and 5.5% cinder (C) to the composting material separately, to investigate their effects on changes in nitrogen, carbon and compost quality. The different treatments were incubated in an aerated static pile automatic composting device. The results indicated that the addition of OS can increase the highest temperature of the composting, whereas addition of C can decrease the composting temperature and shorten the highest temperature period. During the high temperature stage, a decrease of ammonia (NH₃) and a reduction of the NH₄⁺-N contents were observed. In the high temperature stage the NH₃ concentration was 6 070.58, 5 125.18 and 4 127.08 mg·m⁻³ (at 25 ℃) in the treatment CM+CS, CM+CS+OS and CM+CS+C, respectively. During the composting process the contents of NH₄⁺-N decreased by 83.0%, 81.4% and 63.5%, nitrate (NO₃⁻-N) increased by 200%, 110% and 410%, organic-N (Norg) increased by 61.0%, 82.4% and 84.2%; total nitrogen (Ntot) increased by 28.8%, 38.8% and 54.4% for the three treatments, respectively. Nitrate as well as the water soluble organic nitrogen was leached in the temperature decreasing stage and in the stable stage. The value of electrical conductance (EC) and the pH decreased during composting in all treatments. At the end of composting the feces coliform value were all larger than 0.111, the pH was between 6~9 and the C/N was between 10~11, EC value was lower than 3 mS·cm⁻¹ in all three treatments. However, the germination index (GI) value was lower than 80%, implying that the phytotoxicity was not eliminated completely.

Keywords: cattle manure; corn straw; orchard soil; cinder; nitrogen change

收稿日期:2007-07-17

基金项目:西北农林科技大学青年专项基金(06ZR047)

作者简介:黄懿梅 (1971—), 女, 四川大竹人, 硕士, 副教授, 主要从事农业环境保护的教学与科研。E-mail: ymhuang1971@163.com

随着人们对牛奶和牛肉的需求越来越多,大型养牛场不断增加。未处理的新鲜牛粪含有病原微生物、营养成分不稳定,运输和保存都很困难等而无法直接还田,堆放过程中成为农村环境新的污染源。根据国家畜禽养殖业污染物处理的标准和管理法规^[1],畜禽粪便必须经过无害化处理才能还田。堆肥化技术是无害化与资源化的有效途径,在治理农业污染源的同时,生产出优质有机肥,可为发展生态农业和绿色农业提供重要的技术支撑。只是堆肥化过程中氮的损失,既降低了堆肥产品质量,又影响环境空气质量,对堆肥极为不利。据报道,在牛粪堆肥过程中,氮素损失达 44%~58%^[2-3],主要以 NH₃ 的形式挥发,也有 N₂O 的产生^[4]。降低高温期的温度,加入调节堆肥物料性质的添加剂或特殊菌群可以控制氮素损失,加速堆肥腐熟进程^[2,5-8]。利用环境中存在的自然菌群和废弃物作为添加剂,控制堆肥过程中的氮素损失,提高堆肥质量的研究相对较少。

本试验以新鲜牛粪和玉米秸秆为堆肥原料,并分别添加果园土壤(含有大量微生物)和炉渣(具有较大比表面),在强制通风静态垛堆肥反应器中进行堆肥化实验,研究堆肥化过程中的氮素转化规律。探讨两种添加剂在堆肥化过程中的保氮效果和对堆肥腐熟度的影响,旨在为牛粪的无害化处理和资源化利用提供依据。

1 材料与方法

1.1 堆制材料和装置

新鲜牛粪(CM)、玉米秸秆(CS)和土壤取自杨凌区大寨乡杜寨村,玉米秸秆粉碎至 2~3 cm;土壤取自苹果园的表层,为红油土,质地属于粘土;炉渣取自校

园锅炉房。材料性质见表 1。

堆肥装置为自制强制通风静态垛堆肥反应器^[5],由密闭反应器、保温层、筛板、空气泵、通气管和温度测定仪等组成,容积约 90 L。空气泵以约 60 mL·min⁻¹ 的流量从筛板下向堆肥充气,每天上午、下午各充气 1 h,保温层的温度比堆体内低 1~2 ℃。

1.2 堆制方案及采样方法

试验设置 3 个处理,由于牛粪含水量较高,为了将堆肥水分控制在约 65%,牛粪与玉米秸秆的重量比约为 2.8:1 左右,此时,堆料的 C/N 比约为 42.6:1,而最佳的 C/N 比应在 25~35 之间^[9],因此,加入尿素调节堆肥的 C/N≈22。具体方案见表 2。

将原料按以上配比充分混合均匀后,装入自制堆肥装置中进行堆制试验。各处理均堆制 49 d。堆制期间每天测气温和堆体温度,并根据堆温分别在 0、5、10、17、31、39、49 d 取样;样品总重量控制在 500 g 左右,其中鲜样 200 g 用于水分、水浸提液提取及其他测定,其余风干粉碎,过 1 mm 筛贮存备用。

1.3 测定项目及方法

堆肥水浸提液按鲜样:蒸馏水为 1:10 的体积比振荡 30 min 后过滤,滤液在 4 ℃贮存备用。水溶性氮用 MgO 蒸馏法、硝态氮用紫外分光光度法;水溶性碳用 K₂Cr₂O₇-H₂SO₄ 容量法;发芽率 GI 用 Cress 草种 28 ℃培养 96 h。氨气:用大气采样器以 0.5 L·min⁻¹ 流量采气 15 min,NH₃ 用硼酸吸收后以标准浓度的盐酸滴定。全氮(TN)用 H₂SO₄-H₂O₂ 消解,蒸馏滴定法测定。堆肥含水量、pH 值和电导率分别以 105 ℃烘干法、pH 计和电导率仪测定;粪大肠菌值用国家标准方法(GB 7959—87)。有机碳用 K₂Cr₂O₇ 容量法测定。

表 1 堆制材料基本性质

Table 1 The basic characters of the composting materials

材料	有机碳/g·kg ⁻¹	全氮/g·kg ⁻¹	C/N	pH	水分/%
牛粪(CM)	492.3	24.4	20.18	7.38	83.84
玉米秸秆(CS)	609.5	8.2	74.23	7.62	5.0
果园土壤(OS)	8.93	0.89	10.03	8.09	10.73
炉渣(C)	—	—	—	9.30	3.42

表 2 堆肥方案

Table 2 The plan of the composting

处理	牛粪/kg	玉米秸秆/kg	尿素/kg	果园土壤/kg	炉渣/kg
CM+CS	12	4.3	0.71	—	—
CM+CS+OS	12	4.3	0.71	1.0	—
CM+CS+C	12	4.3	0.71	—	1.0

2 结果和分析

2.1 堆肥过程中的氮素转化

堆肥过程中的氮素转化主要包括氮素固定和氮素释放两个方面,氮素固定主要是微生物利用无机氮转化为细胞质等生命组成,最终成为堆肥腐殖质的一部分;而氮素释放可能包括氮素的矿化、氨气的挥发、硝化及反硝化作用,其中氮素的矿化将有机氮转化为氨氮,氨气的挥发和反硝化作用直接导致了氮素的损失。通常在堆肥结束后,氮素有一定的损失,这主要是由于有机氮的矿化和持续性氨的挥发以及硝态氮的可能反硝化^[9]。堆肥中氮的各种形态包括总氮(TN)、有机氮、无机氮(主要是铵氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)和硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$))和堆肥空间的氨气(NH_3)。

2.1.1 水溶性铵 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) 的变化

一般,在堆肥初期,含氮有机物降解, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 大量产生,含量增加;而在腐熟期可降解的氮素减少, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 产量减少,同时因转化为有机氮或 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 以及因通风而挥发掉,含量减少。各处理的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量呈明显下降趋势(图 1),对照、添加果园土壤和添加炉渣处理的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量分别从堆制时的 5.68、4.58 和 5.08 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 下降为堆制结束时的 0.97、0.85 和 1.86 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,分别减少了 83.0%、81.4%和 63.5%。添加土壤和炉渣使 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量降低量比对照分别少 1.6%和 19.5%。而且炉渣的加入,可使 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的峰值推后,这可能与炉渣具有一定的吸附性能,且加入它后,堆温的上升相对滞后有关。本试验中对照和添加果园土壤处理的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量几乎表现为直接下降,这可能与加入了易分解的尿素,使堆料中初始 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度较高有关。

2.1.2 堆肥空间氨气(NH_3)浓度的变化

堆肥各处理的 NH_3 释放量均明显表现出先增加后减少的趋势(图 2),堆肥初期, NH_3 释放量随着堆体的温度上升而增加,对照、加土和加炉渣处理在高温期的 NH_3 峰分别达到了 6 070.58、5 125.18、4 127.08 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ (25 $^{\circ}\text{C}$ 值),添加土和炉渣分别较对照降低了 15.6%和 32.0%。两种调理剂都可降低高温期 NH_3 的释放量,特别是炉渣的加入明显降低了高温期 NH_3 的挥发;在堆肥中后期,温度逐渐下降, NH_3 释放量也随之减少,加土处理可降低堆肥后期 NH_3 的释放。

2.1.3 硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)的变化

在堆制过程中,各处理的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量总体上均

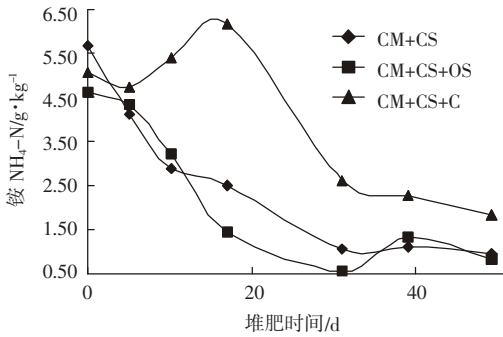


图 1 堆肥中水溶性铵的变化

Figure 1 Changes of water soluble ammonium during composting

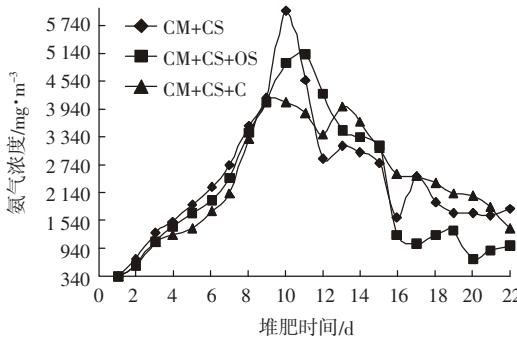


图 2 堆肥空间氨浓度的变化

Figure 2 Changes of ammonia concentration during composting

呈增加趋势(图 3)。与别的堆肥不同的是在堆肥初始、接近高温期时,有一小的峰值,这可能与堆肥初始温度不高和具有较高的易利用的铵氮浓度有关。堆肥后期,由于堆体温度下降,硝化细菌的活性增强,铵态氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)等氮素成分通过硝化作用而转化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$,使得堆肥体系中的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量增加。3 个处理分别增加了 2.0 倍、1.1 倍和 4.1 倍。加土处理后期表现出的降低,可能与硝态氮的淋失有关。

2.1.4 有机氮的变化

堆肥各处理的有机氮含量表现为开始略有降低,

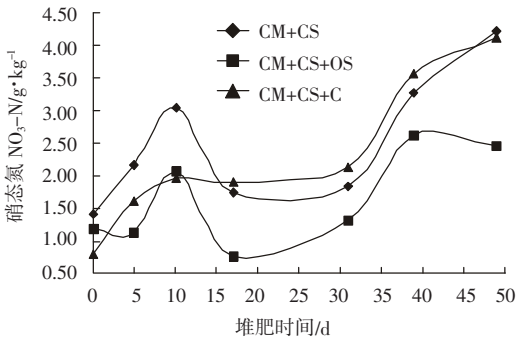


图 3 堆肥硝态氮的变化

Figure 3 Changes of nitrate nitrogen during composting

然后增加的趋势(图 4),这与堆肥中物质转化的理论一致,因为初始升温期,堆肥物料中的有机物质被降解,以利于堆肥微生物的生长。有机氮含量总体趋势为增加,3 个处理分别从堆肥初期的 12.24、10.81、10.42 g·kg⁻¹ 增加到腐熟时的 19.71、19.73、19.19 g·kg⁻¹,增幅达 61.0%、82.4%和 84.2%。加入土壤和炉渣都有利于有机氮的形成和保留,分别较对照提高了 21.4%和 23.2%。

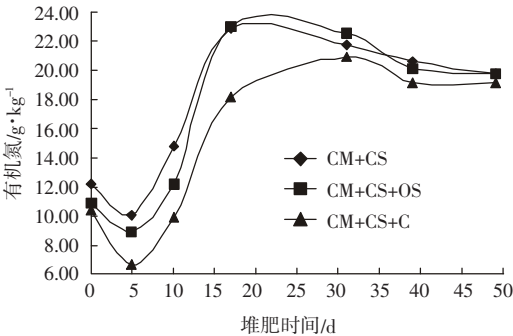


图 4 堆肥有机氮的变化

Figure 4 Changes of organic nitrogen during composting

2.1.5 堆肥过程中总氮的变化

各处理的总氮含量总体上呈现增加的趋势(图 5),对照、加土和加炉渣处理的总氮含量分别从堆肥初期的 19.3、16.6 和 16.3 g·kg⁻¹ 增加到结束时的 24.9、23.0 和 25.0 g·kg⁻¹,分别增加了 28.8%、38.8%和 54.4%。加土和炉渣分别使总氮的增加提高了 10%和 25.6%。堆肥后期总氮含量都有降低现象,因为各处理后期出现了渗滤液,有硝态氮淋失过程。

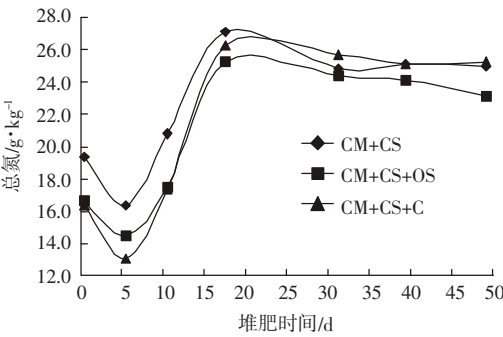


图 5 堆肥总氮的变化

Figure 5 Changes of total nitrogen during composting

2.2 影响氮素转化的原因探讨

堆肥过程中 C/N 比、温度、pH 值、通风量以及初始态氮含量都会影响到氮的损失量。碳源、氮源是微生物直接用来合成自身生命体的重要组成部分,有机物料中起始有效态碳、氮物质及分解过程中产生的

碳、氮强烈地影响整个堆体的分解过程和氮的生物固定^[9]。本试验各处理的 C/N 比和通风量一致,所以主要从堆温、pH 值和堆肥过程中的碳素转化来分析。

2.2.1 堆温

堆体温度在 55 ℃条件下保持 3 d 以上(或 50 ℃以上保持 5~7 d),是杀死堆料中所含的致病微生物,保证堆肥无害化和腐熟的重要条件^[10]。根据酶的热灭活理论,热灭活作用是温度与时间的函数,即经历高温短时间或者低温长时间是同样有效的,如粪大肠杆菌(*E.coli*)可以在 50~60 ℃和累计温度 180~300 ℃致死^[11]。另一方面,堆肥温度又影响到堆肥中氮素的挥发损失,研究表明,在 C/N 比、铵氮和硝态氮没有明显差别的情况下,被动通风处理——温度较低(最高 44.1 ℃)下堆肥的总氮含量较温度较高的翻堆处理高^[12]。

本次试验 3 个处理的堆肥温度总体较低(图 6)。对照在 40 ℃以上保持了 25 d(累积温度为 1 000 ℃),最高达 46 ℃;加土处理的堆温在 40 ℃以上保持了 26 d(累积温度为 1 040 ℃),最高达 49 ℃;加炉渣处理的堆温上升较慢而且温度较低,在 40 ℃以上保持了 6 d(累积温度 240 ℃),最高达 42 ℃。这可能是本次堆肥氮素总体表现为增加趋势的一个原因。加入果园土,使堆肥的最高堆温提高,高温期延长,可能与土壤中大量的自然菌群在中温条件下充分利用堆料中的易降解碳、氮快速繁殖有关;而加入炉渣,堆肥的最高堆温降低,高温期缩短。

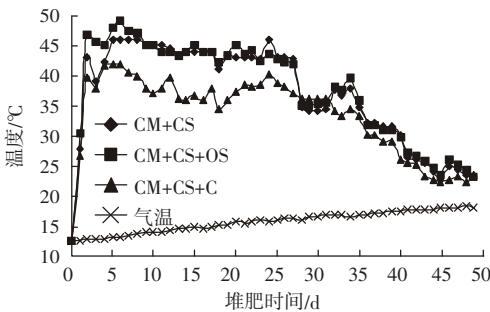


图 6 堆肥及环境温度的变化

Figure 6 Changes of environmental temperature during composting

2.2.2 pH 值

适宜的 pH 值可使微生物有效地发挥作用,保留堆料中的氮成分,pH 值太高或太低都会影响堆肥的效率。pH 值与堆肥中氮素的损失紧密相关,很多研究者通过添加一些调节堆肥初始 pH 值的添加剂来控

制堆肥中氮素的损失^[7,8,12]。各处理堆制初期 pH 值随着堆肥的进行而升高(图 7),对照、加土和加炉渣处理的 pH 值分别从堆制时的 9.11、9.22、9.26 上升到 10 d 时的 9.54、9.63、9.64,增加幅度分别为 4.7%、4.4%、4.1%,加入粘土和炉渣的处理 pH 值的增加幅度均小于对照;以后随着堆肥进入腐熟期 pH 值逐步下降,到堆肥结束时,3 个处理的 pH 值分别为 7.64、6.98、8.45,均在 6~9 之间,符合腐熟的要求。对照、加土和加炉渣处理的氨氮与 pH 值的相关系数分别为:0.603 4、0.626 8 和 0.784 0。可见,堆肥中 pH 值主要受堆肥中氨氮浓度的影响。加土处理堆肥后期 pH 值降低较快,而加炉渣对堆肥的 pH 值影响不大。

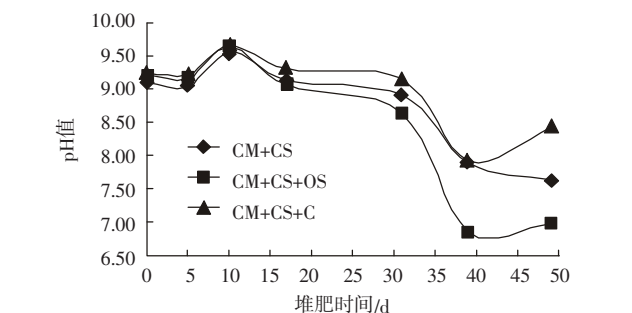


图 7 堆肥 pH 值的变化

Figure 7 Changes of pH value during composting

2.2.3 堆肥中有机碳及水溶性碳的转化

对照、加土和加炉渣处理的 TC 含量从堆制时的 374.56、365.53、364.52 g·kg⁻¹ 下降到腐熟后的 255.07、251.05、260.09 g·kg⁻¹(图 8),降解率分别为 31.90%、31.32%、28.65%,加土和炉渣的 TC 降解率分别比对照低 0.58%和 3.25%。在堆肥过程中,尽管有氨的挥发损失,但是由于有机质不断分解成 CO₂ 和 H₂O 而散失,堆肥的总量随之减少,总氮被浓缩而浓度增加。但加入这两种添加剂使总氮增加量提高的原因却不是加快了有机碳的降解率,特别是炉渣,可能主要是减少了高温期氮素的挥发损失。

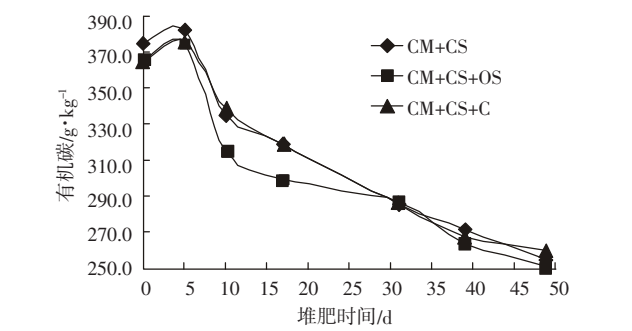


图 8 堆肥有机碳变化

Figure 8 Changes of organic carbon during composting

另外,堆肥中可利用碳的存在也很重要。Recous 等发现在植物残体降解过程中,氮的固定与碳的矿化比率随着时间而降低。也就是说,在可溶的和易于降解的含碳化合物矿化的第一阶段,需要较高的氮素;当难降解的碳化物降解时,需要较低的氮素^[13]。本次堆肥由于添加了尿素,堆料中具有较高含量的易于利用的氮素,所以可供微生物快速利用。堆肥中水溶性碳在升温期快速的下降(图 9),很有可能是被微生物利用,从而对氮进行了生物固定。后期略有升高,可能是难降解部分被分解释放出一些小分子的碳素。

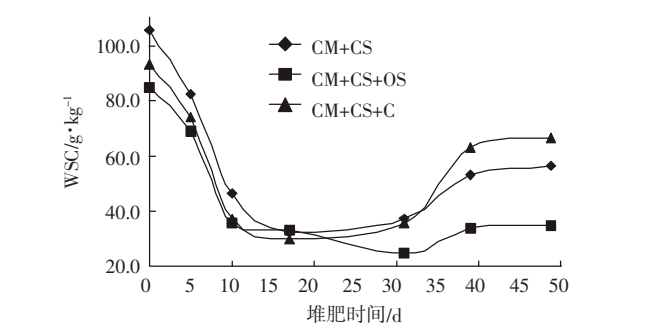


图 9 堆肥 WSC 的变化

Figure 9 Changes of water soluble carbon during composting

综上所述,本次堆肥中氮素之所以得以保存,总体是因为堆肥温度不高,加入土壤后,使氮素保存率提高的原因可能是堆肥初期增加了一些自然菌群,使微生物能够较快的利用堆料中的氮素进行生物固定,促进氨氮向硝态氮和有机氮转化;而炉渣可能是在堆肥初期起到了一定的吸附保存氮素的作用,从而减少了氨的挥发,以利于堆肥中微生物的固定和转化。

2.3 添加剂对堆肥质量(无害化和腐熟成度)的影响

2.3.1 堆肥外观及粪大肠菌值的变化

堆肥后期温度自然降低,不再吸引蚊蝇及产生令人不快的气体;由于真菌的生长,堆肥出现白色菌丝,而且有泥土的气息。粪大肠菌值(The feces coliform value,FCV)指含有一个粪大肠菌的堆肥样品的克数;GB 规定达到卫生标准的值为粪大肠菌值>0.01^[10]。各处理粪大肠菌值在堆制后期(39 d、49 d)时均大于 0.111(表 3),已经达到 GB 规定的堆肥卫生学标准。

2.3.2 电导率 EC 的变化

电导率 EC 的大小与堆肥的含盐量有关,对于用作土壤调理剂的堆肥产品,其 EC 不宜过大,否则会影响植物的正常生长。由于堆料中的有机质降解,EC 随堆肥的进行呈下降趋势(图 10),堆肥结束后 6 个处理的 EC 分别为 2.67、2.58、2.69 mS·cm⁻¹,小于 3,

表 3 不同处理堆肥后期的粪大肠菌值、C/N 及发芽指数

处理	0 d			39 d			49 d		
	FCV	C/N	GI(96 h)	FCV	C/N	GI(96 h)	FCV	C/N	GI(96 h)
CM+CS	0.004~0.006	19.4	0	>0.111	10.8	0.66%	>0.111	10.2	21.2%
CM+CS+OS	<0.000 4	22.0	0	>0.111	11.0	0.69%	>0.111	10.9	66%
CM+CS+C	0.004~0.006	22.4	0	>0.111	10.7	0.66%	>0.111	10.3	54.9%

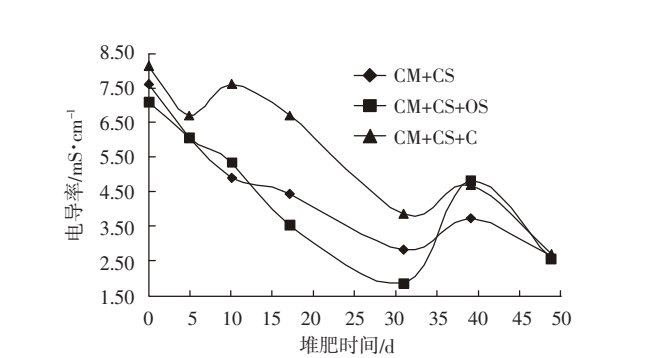


图 10 堆肥电导率的变化

Figure 10 Changes of electrical conductance during composting

可以安全施用^[14]。而且分别比堆制时减少了 65.05%、63.70%、66.95%，加入粘土和炉渣对 EC 无太大的影响。

2.3.3 碳氮比(C/N)与 GI 值

有研究提出，堆体中的 C/N 从最初的 30:1 降低到 15~20:1 时,可以认为已经腐熟。本试验各个处理在 49 d 的 C/N 在 10~13 之间 (表 3)。各处理 C/N 的变化差别不大,都基本达到腐熟。

发芽指数(Germination Index, GI)是一个通过测定相对发芽率和相对根生长率来评价堆肥样品的植物毒性和稳定性的指标。一般将 GI>50%作为腐熟指标^[15],也有人认为当 GI 达到 80%~85%时植物毒性消失^[16]。加入果园土壤明显对种子的发芽和根系生长有促进作用 (表 3),加入炉渣对种子的发芽作用不明显但是对根系生长有明显促进作用。加入粘土和炉渣处理的 GI 大于 50%,但均在 80%以下,说明由于堆温偏低,植物毒性消失不彻底,堆肥的使用需要更长时间的熟化。

3 结论

(1)在堆制过程中,各处理的铵氮含量均呈下降趋势,加土和炉渣的处理铵态氮的降低幅度均比对照小,二者都可降低高温期 NH₃ 的释放量,加入炉渣的效果优于果园土。各处理的硝态氮、有机氮和总氮含

量总体上均呈增加趋势,加土和炉渣均有利于有机氮的形成和保留。堆肥后期存在硝态氮的淋失。

(2)堆肥整体温度较低,可能是堆肥过程中氮素损失较少的主要原因。加入果园土壤,促进了堆料前期的降解,使堆肥的最高堆温提高;加入炉渣,堆肥的最高堆温降低,高温期缩短。在升温期加入果园土和炉渣的处理 pH 值的增加幅度均小于对照,与堆肥中氨氮的含量显著相关,pH 值对本次堆肥的氮素损失影响不大。加土和炉渣的有机碳降解率比对照低。加入土壤使氮素保存率提高的原因可能是引入了一些自然菌群,使堆肥初期堆料中水溶性的碳和氮被快速利用固定;而炉渣则主要是在堆肥前期吸附保存了氨氮。

(3)各处理在堆制结束时,粪大肠菌值均达到卫生标准,C/N 在 10~13 之间,EC 值达到应用要求,堆肥基本稳定;加入两种添加剂对堆肥 C/N、EC 等无太大的影响。加入土壤对种子的发芽和根系生长有一定促进作用。但堆肥中的植物毒性未完全消失,需要继续熟化。

参考文献:

[1] GB 18956—2001.畜禽养殖业污染物的处理标准和管理规定[S].

[2] Larney F J, Olson A F. Windrow temperatures and chemical properties during active and passive aeration composting of beef cattle feedlot manure[J]. *Canadian Journal of Soil Science*, 2006, 86(5): 783–797.

[3] Larney F J, Buckley K E, Hao X Y, et al. Fresh, stockpiled, and composted beef cattle feedlot manure: Nutrient levels and mass balance estimates in Alberta and Manitoba[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2006, 35 (5): 1844–1854.

[4] Amon B, Kryvoruchko V, Amon T, et al. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2006, 112(2–3):153–162.

[5] 黄懿梅,曲 东,李国学.调理剂在鸡粪锯末堆肥中的保氮效果[J]. *环境科学*, 2003, 24(2):156–160.

HUANG Yi-mei, QU Dong, LI Guo-xue. Effect of adding amendments on preserving nitrogen during chicken manure and saw composting [J]. *Environmental Science*, 2003, 24(2): 156–161.

- [6] 何琳燕, 曹广祥, 盛下放, 等. 高效 NMF 菌群对性冷牛粪的快速腐熟作用研究[J]. 土壤通报, 2006, 37(4): 761–763.
- HE Lin-yan, CAO Guang-xiang, SHENG Xia-fang, et al. Effects of decomposing microbial inoculums NMF on quick decomposition of cow-dung[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2006, 37(4): 761–763.
- [7] Hao X, Larney F J, Chang C, et al. The effect of phosphogypsum on greenhouse gasemissions during cattle manure composting[J]. *J Environ Qual*, 2005, 34: 774–781.
- [8] Francis Zvomuya, Francis J Larney, Connie K, et al. Chemical and physical changes following co-composting of beef cattle feedlot manure with phosphogypsum[J]. *J Environ Qual*, 2005, 34: 2318–2327.
- [9] 贺 琪, 李国学, 张亚宁, 等. 高温堆肥过程中的氮素损失及其变化规律[J]. 农业环境科学学报. 2005, 24(1): 169–173.
- HE Qi, LI Guo-xue, ZHANG Ya-ning, et al. N loss and its characteristics during high temperature composting [J]. *Journal of Agro-environmental Science*, 2005, 24(1): 169–173.
- [10] GB 7959–87. 粪便无害化卫生标准[S].
- [11] Helvi Heinonen-Tanski, Mohammed Mohaibes, Päivi Karinen , et al. Methods to reduce pathogen microorganisms in manure[J]. *Livestock Science*, 2006, 102(3): 248–255.
- [12] DeLaune P B, Moore P A Jr, Daniel T C, et al. Effect of chemical and microbial amendments on ammonia volatilization from composting poultry litter[J]. *J Environ Qual*, 2004, 33: 728–734.
- [13] Dorte B D, Kristian T K, Delayed nutrient application affects mineralisation rate during composting of plant residues [J]. *Bioresource Technology*, 2005, 96(10): 1093–1101.
- [14] Rafaela Cáceres, Xavier Flotats, Oriol Marfà. Changes in the chemical and physicochemical properties of the solid fraction of cattle slurry during composting using different aeration strategies[J]. *Waste Management* 2006, 26(10): 1081–1091.
- [15] Bernal M P, Paredes C, Sanchez-Monedero M A , et al. Cegarra, Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes [J]. *Bioresour Technol*, 1998, 63 : 91–99.
- [16] Tiqia S M, Tam N F Y. Composting of spent pig litter in turned and forced-aerated piles[J]. *Environ Pollut*, 1998, 99: 329–327.