



农业资源与环境学报

CSCD 核心期刊
中文核心期刊
中国科技核心期刊

JOURNAL OF AGRICULTURAL RESOURCES AND ENVIRONMENT

欢迎投稿 <http://www.aed.org.cn>

堆肥过程氨气、硫化氢协同减排研究进展

李松蓉, 彭璧辉, 徐少奇, 贾凯雪, 刘婷, 任莉, 郑义, 魏雨泉, 徐道青, 李季

引用本文:

李松蓉, 彭璧辉, 徐少奇, 贾凯雪, 刘婷, 任莉, 郑义, 魏雨泉, 徐道青, 李季. 堆肥过程氨气、硫化氢协同减排研究进展[J]. 农业资源与环境学报, 2024, 41(2): 431–441.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.13254/j.jare.2023.0050>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

[BiFeO₃/H₂O₂类芬顿体系去除猪场沼液中3种磺胺类抗生素](#)

靳渝鄂, 周文兵, 肖乃东, 蔡建波, 蔡欢, 王硕丰

农业资源与环境学报. 2020, 37(6): 945–950 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2019.0449>

[我国蔬菜废弃物资源化利用技术分析及展望](#)

刘佳豪, 姚昕, 翟胜, 孙树臣, 杨伟鹏, 魏蓉, 陈锦秀, 丁新惠, 田晓飞

农业资源与环境学报. 2020, 37(5): 636–644 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2019.0267>

[脲酶/硝化抑制剂减少农田土壤氮素损失的作用特征](#)

宋涛, 尹俊慧, 胡兆平, 王亮亮, 张强, 陈清, 曹文超

农业资源与环境学报. 2021, 38(4): 585–597 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0344>

[双氰胺和表面活性剂添加对沼液氮素形态变化的影响](#)

杨涵博, 罗艳丽, 赵迪, 赖睿特, 张克强, 梁军锋, 沈丰菊, 王凤

农业资源与环境学报. 2020, 37(6): 939–944 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2019.0556>

[秸秆还田深度对春玉米农田土壤有机碳、氮含量和土壤酶活性的影响](#)

王峥宇, 廉宏利, 孙悦, 马梓淇, 田平, 齐华, 姜英

农业资源与环境学报. 2021, 38(4): 636–646 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0378>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

李松蓉, 彭璧辉, 徐少奇, 等. 堆肥过程氨气、硫化氢协同减排研究进展[J]. 农业资源与环境学报, 2024, 41(2): 431–441.

LI S R, PENG B H, XU S Q, et al. Research progress on synergistic emission reduction of ammonia and hydrogen sulfide in composting[J].

Journal of Agricultural Resources and Environment, 2024, 41(2): 431–441.



开放科学 OSID

堆肥过程氨气、硫化氢协同减排研究进展

李松蓉¹, 彭璧辉¹, 徐少奇¹, 贾凯雪¹, 刘婷², 任莉¹, 郑义¹, 魏雨泉^{1,3}, 徐道青⁴,
李季^{1,3*}

(1. 中国农业大学资源与环境学院, 北京 100193; 2. 北京大北农科技集团股份有限公司, 北京 100080; 3. 中国农业大学有机循环研究院(苏州), 江苏 苏州 215100; 4. 安徽省农业科学院棉花研究所, 合肥 230031)

摘要: 有机固体废弃物年产生量快速增长成为全球面临的巨大挑战, 好氧堆肥技术是有机固体废弃物资源利用的主流技术之一, 但堆肥过程中微生物剧烈活动, 有机质不断分解, 往往产生大量恶臭气体并释放到空气中, 特别是氨气(NH_3)和硫化氢(H_2S), 对人畜健康和环境质量造成严重影响。本文重点总结了有机固体废弃物好氧堆肥过程中 NH_3 和 H_2S 的产生机制及转化途径, 从内源参数控制(C/N、曝气量、初始含水率、初始pH)和外源物质添加(化学添加剂、物理添加剂、生物添加剂)两个方面分别介绍了 NH_3 和 H_2S 的协同减排技术, 并基于研究现状对未来该领域的研究方向进行展望。已有研究表明, 堆肥各参数之间相互影响、相互作用, 需要协同考虑、整体优化, 仅靠调控堆体内源参数发挥的作用有限, 在优化内源参数的基础上, 耦合外源物质添加, 可进一步提高堆肥过程中 NH_3 和 H_2S 的减排效率, 有助于推动好氧堆肥技术绿色、高效发展。

关键词: 好氧堆肥; NH_3 ; H_2S ; 减排; 有机废弃物; 固体废弃物

中图分类号: X701; S141.4 文献标志码: A 文章编号: 2095-6819(2024)02-0431-11 doi: 10.13254/j.jare.2023.0050

Research progress on synergistic emission reduction of ammonia and hydrogen sulfide in composting

LI Songrong¹, PENG Bihui¹, XU Shaoqi¹, JIA Kaixue¹, LIU Ting², REN Li¹, ZHENG Yi¹, WEI Yuquan^{1,3}, XU Daoqing⁴, LI Ji^{1,3*}

(1. College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100193, China; 2. Beijing Dabeinong Technology Group Co., Ltd., Beijing 100080, China; 3. Organic Recycling Research Institute (Suzhou) of China Agricultural University, Suzhou 215100, China; 4. Cotton Research Institute of Anhui Academy of Agricultural Sciences, Hefei 230031, China)

Abstract: Rapid growth in the annual production of organic solid waste has become a huge challenge worldwide. Aerobic composting technology is one of the mainstream technologies based on utilizing organic solid waste resources. However, during the composting process, microorganisms are highly active, constantly decomposing organic matter and often produce large amounts of foul-smelling gases that are released in atmosphere, especially ammonia (NH_3) and hydrogen sulfide (H_2S); these gases have serious impacts on human and animal health as well as environmental quality. The present study focuses on summarizing the generation mechanism and transformation pathway of NH_3 and H_2S during the aerobic composting process of organic solid waste. Concerning the aspects of controlling endogenous parameters (C/N ratio, aeration rate, initial moisture content, and initial pH) and exogenous material addition (chemical, physical, and biological additives), this study introduces the synergistic emission reduction technologies of NH_3 and H_2S . Furthermore, this study proposes prospects for future research directions based on the research status quo in this field. A review of existing research has shown that various

收稿日期: 2023-02-06 录用日期: 2023-05-31

作者简介: 李松蓉 (1999—), 女, 山西大同人, 硕士研究生, 从事养殖场恶臭气体减排研究。E-mail: songrong_li@163.com

*通信作者: 李季 E-mail: lij@cau.edu.cn

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFD0800601); 安徽省科技重大专项(202003a06020003); 中国农大-大北农集团专业学位研究生联合培养改革项目; 国家环境保护食品链污染防治重点实验室开放课题(FC2022YB01)

Project supported: National Key Research and Development Program(2016YFD0800601); Anhui Provincial Science and Technology Major Special Project (202003a06020003); China Agricultural University-Dabeinong Group Professional Degree Graduate Joint Training Reform Project; The Open Research Fund Program of State Environmental Protection Key Laboratory of Food Chain Pollution Control(FC2022YB01)

composting parameters interact with each other and must be considered and optimized together. The effect of regulating the endogenous parameters within the compost pile is limited. However, further optimization of the endogenous parameters and coupling of exogenous material addition can improve the emission reduction efficiency of NH_3 and H_2S during composting; this will help in promoting the green and efficient development of aerobic composting technology.

Keywords: aerobic composting; NH_3 ; H_2S ; emission reduction; organic waste; solid waste

我国人口数量增加以及城市化、工业化发展导致有机固体废弃物产生量快速增加。据统计,我国每年产生约38亿t畜禽粪便、10亿t农作物秸秆^[1],2019年我国生活垃圾产生量超过2亿t^[2],2021年我国干污泥产生量超过1 600万t^[3],目前这些有机固体废弃物处理主要采用焚烧、填埋及堆积。但这些方法在应用过程中均存在一定缺点,例如:焚烧会释放有毒气体,如二氧化硫(SO_2)、二氧化氮(NO_2)、一氧化氮(NO)等^[4],对空气造成污染,且焚烧后会产生有毒灰烬^[5],需进一步处理,增加了经济成本;填埋和堆积对空气造成污染的同时,其产生的渗滤液还会污染土壤和地下水。与上述方法相比,好氧堆肥是一种高效的有机固体废弃物资源利用技术,其在有氧条件下通过微生物发酵作用利用有机固体废弃物制备有机肥,将不稳定有机物转变为稳定的腐殖质物质,可实现废弃物无害化、减量化、资源化;腐熟堆肥可作为有机肥施用于土壤,改善土壤物理性状,增加土壤有效养分^[6],提高作物产量及品质^[7]。整个堆肥过程由多种微生物共同驱动完成,但有机物在被微生物降解的同时会产生大量恶臭气体及代谢产物,若不及时处理,不仅会造成环境污染,还会严重影响周围居民的日常生活。

虽然不同有机固体废弃物堆肥产生的恶臭气体的种类和浓度有明显差异,但主要可分为含氮无机化合物(主要为 NH_3)、含硫无机化合物(主要为 H_2S)和挥发性有机物(主要包括挥发性胺类化合物、含硫有机物、芳香族化合物)^[8]。其中 NH_3 是最主要的含氮类恶臭气体,其主要通过好氧堆肥中部分前体物质(蛋白质、氨基酸)发生氨化作用产生^[9]。随着堆体温度升高 NH_3 挥发释放到空气中,造成堆体大量氮损失,不仅污染环境,而且影响堆肥质量。堆肥过程中的氮损失估计占初始总氮的21%~77%,其中 NH_3 挥发约占总氮损失的90%^[10]。含硫类无机恶臭气体主要由硫酸盐还原菌、甲烷菌等微生物在无氧条件下产生^[11],其中 H_2S 是释放量最多的挥发性硫化物,约占39%~43%, H_2S 具有臭鸡蛋气味,在空气中气味阈值仅为0.000 8~0.003 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$,由于其检测阈值低,气味活性强,已被确定为堆肥过程中的主要气味物质^[12-13]。根

据美国职业安全与健康管理局的规定, H_2S 和 NH_3 的职业接触限值分别为15.2 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ 和19.0 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ (露天安全工作8 h),超过限值会导致人眼睛和呼吸道损伤,严重时致命。近20年来,国内外对堆肥臭气的关注度逐渐提高,针对好氧堆肥过程中产生的恶臭气体控制主要有原位控制和异位控制两种技术。原位控制是就地采用物理、化学或生物方法分解转化恶臭物质或者抑制恶臭物质产生,异位控制是将已释放的恶臭物质通过装置收集后去除^[14]。与异位控制技术相比,原位控制技术无需研制复杂设备,成本更低,具有广阔的应用前景。

NH_3 和 H_2S 两种气体分别为碱性和酸性气体,若只关注其中一种气体并基于酸碱性调控进行减排很可能会导致另一种气体的增加,但目前对两种气体协同减排技术的研究较为分散。因此,本文介绍了堆肥过程中 NH_3 和 H_2S 产生的机制以及转化途径,从原位控制技术中内源参数控制和外源物质添加两个方面总结了 NH_3 和 H_2S 的协同减排技术,以期为堆肥过程中 NH_3 和 H_2S 的协同控制提供思路。

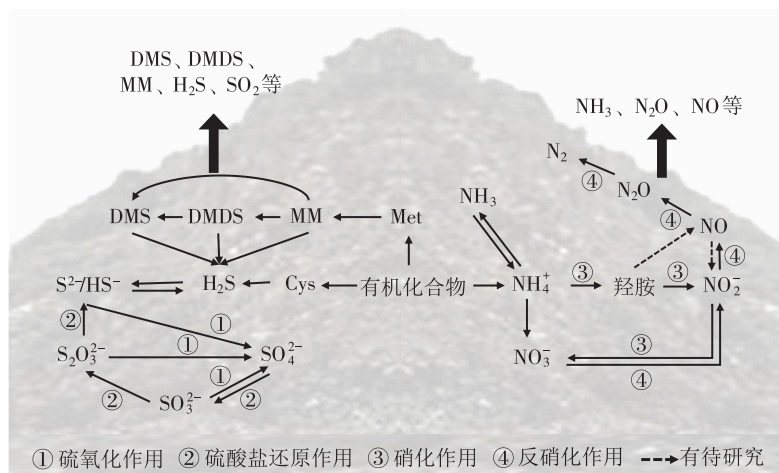
1 堆肥过程中 NH_3 和 H_2S 的产生及转化

1.1 NH_3 的产生及转化

堆肥过程中产生的 NH_3 是多种微生物相互作用的结果^[15],在好氧堆肥过程中,N转化途径如图1所示,主要包括氨化、硝化、反硝化和固氮作用^[16]。

氨化,即脱氨作用,主要发生在堆肥升温阶段,是微生物分解有机氮化合物产生 NH_3 的过程:蛋白质在微生物蛋白酶的催化下水解成氨基酸,氨基酸进一步分解产生 NH_4^+ 和 NH_3 ,二者在水相中保持平衡;随着微生物活性增强,在氨化过程中产生大量 NH_4^+ ,释放出大量热量,堆体温度升高, NH_4^+ 与 NH_3 之间的平衡向产生 NH_3 方向移动,大量 NH_3 从堆体中逸出,释放到空气中^[9]。

硝化过程是将铵态氮转化为硝态氮的过程,氨氧化过程是硝化过程的第一步,包括两种假设模型。第一种是近几十年来被人们广泛认知的两步模型^[17]: $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ 在氨单加氧酶(Ammonia Monooxygenase,



DMS:二甲基硫醚 Dimethyl Sulphide; DMDS:二甲基二硫醚 Dimethyl Disulphide; MM:甲硫醇 Methyl Mercaptan; Met:甲硫氨酸 Methionine; Cys:半胱氨酸 Cysteine

图1 堆肥过程中 NH_3 、 H_2S 的产生与转化

Figure 1 Generation and transformation of ammonia(NH_3) and hydrogen sulfide(H_2S) during aerobic composting process

AMO)的作用下生成羟胺,然后通过羟胺氧化还原酶(Hydroxylamine Oxidoreductase, HAO)生成 NO_2^- 。这是硝化反应的关键步骤,由氨氧化古菌(Ammonia-oxidizing Archaea, AOA)和氨氧化细菌(Ammonia-oxidizing Bacteria, AOB)介导。AOA适应低浓度氨环境,因此在多数原始生态系统中,硝化过程主要由AOA主导^[18],而在氨浓度高的废水或者堆肥中AOB更有优势^[19]。另一种假设模型是三步氨氧化途径:氨被AMO氧化成羟胺,再进一步氧化为NO,最后氧化为 NO_2^- ^[17],但这一途径还有待进一步研究。硝化过程第二步是 NO_2^- 在亚硝酸盐氧化还原酶(Nitrite Oxidoreductase, Nxr)的作用下氧化成 NO_3^- ^[9]。以往人们认为这两步反应分别在不同微生物体内发生,直到Kits等^[20]分离出第一株完全氨氧化菌*Nitrospira inopinata*,证实可以在同一株细菌体内将 NH_4^+ 转化为 NO_3^- ,即在单一生物体中存在完全硝化。通过硝化作用, NH_4^+ 和 NH_3 中氮素被固定在堆体内,减少了 NH_4^+ 积累,从而减少 NH_3 挥发。

反硝化作用是硝酸盐还原为亚硝酸盐,进一步还原为一氧化氮(NO),NO还原为氧化亚氮(N_2O)或氮气(N_2)的过程。研究发现,完全反硝化微生物可以通过中间体(N_2O^- 、NO和 N_2O)的瞬时积累将硝酸盐依次还原为 N_2 ^[21]。反硝化过程多发生在厌氧环境中^[22],而堆肥过程中堆肥原料结块、压实,空气流通不畅,或者微生物活性增强消耗大量氧气,容易导致堆体局部缺氧,发生反硝化反应。近年来有研究发现,反硝化细菌中部分细菌是好氧微生物,表明在好氧堆肥过程

中也可以发生反硝化作用^[21]。

生物固氮是生态系统氮输入的重要来源,除了向土壤施氮肥外,其被视为第二大氮源,生物固氮量占自然生态系统氮输入的97%以上^[23]。生物固氮主要发生在堆肥的初始阶段^[24],由固氮菌分泌的固氮酶催化,将 N_2 转化为生物可利用的 NH_4^+ -N^[25],其中 NH_4^+ -N部分转化为 NH_3 挥发,部分以 NO_3^- 的形式固定在堆体内^[24],提高堆肥产品的氮含量,改善堆肥产品的质量。

1.2 H_2S 的产生及转化

在有机固体废弃物中硫元素的主要存在形态为硫化物(S^{2-} 、 HS^- 、 H_2S 等)、硫酸盐、含硫有机化合物,其在堆肥过程中的生物转化途径如图1所示,包括有机硫转化途径和硫酸盐还原途径。有机固体废弃物中含有大量有机硫化物,在微生物分泌的蛋白酶和肽酶作用下,含硫蛋白质被分解为含硫氨基酸(Sulfur-containing Amino Acids, SAA)^[26]。甲硫氨酸(Methionine, Met)被恶臭假单胞菌和亚麻短杆菌等微生物降解,转化为甲硫醇(Methyl Mercaptan, MM)、二甲基硫醚(Dimethyl Sulphide, DMS)和二甲基二硫醚(Dimethyl Disulphide, DMDS)等,其中MM和DMS也可以通过降解产生 H_2S ;半胱氨酸(Cysteine, Cys)在厌氧条件下会转化为 H_2S ^[25-26]。有机固体废物产生的 H_2S 排放量中来自有机硫转化途径的占一半以上^[27],对环境造成严重污染。

在堆肥升温期 and 高温期,由于微生物剧烈活动消耗大量氧气,堆体内部形成局部缺氧或厌氧环境,这

种环境有利于硫酸盐还原菌(Sulfate-Reducing Bacteria, SRB)生长,这类微生物是利用硫酸盐作为电子受体代谢硫的关键微生物,在硫酸盐还原过程中,硫酸盐首先被还原为亚硫酸盐,然后被还原为硫代硫酸盐、硫化物,最后转化为 H_2S 释放到空气中。

在堆体硫循环过程中产生的硫化物也可以被其他微生物作为能量来源消耗,这个过程被称为硫氧化过程,低价态的硫化物在硫氧化微生物作用下被氧化为硫酸盐,参与该过程的微生物主要为硫氧化微生物。自养微生物中光合硫氧化菌可以在严格厌氧条件下将硫化物转化为硫元素,若硫化物含量较低则可以转化为 SO_4^{2-} ^[28];某些化能自养型微生物在有氧条件下将 O_2 作为电子受体利用硫化物,也可以将硝酸盐作为电子受体在厌氧条件下降解 H_2S ^[29];异养硫氧化菌由于可以在无光条件下生长且生长速率快,常被用于生物滤池中 H_2S 的去除。

2 堆肥过程中 NH_3 和 H_2S 排放控制技术

堆肥过程中 NH_3 和 H_2S 气体的产生和转化受诸多因素影响,其中堆体的C/N、内部氧气含量、pH等内源参数是重要的影响因素,其通过影响微生物活性及群落结构,进而影响堆肥过程中的气体排放。为实现 NH_3 和 H_2S 协同减排,一方面可以通过调节物料配比、曝气量及控制堆体初始含水率、初始pH等方法优化堆体内源参数,另一方面可以通过添加外源物质促进或抑制堆肥过程中相关的物理、化学、生物反应。堆体内源参数控制与外源物质添加协调配合、整体优化,更有利于实现原位减排效率最大化。

2.1 内源参数控制

2.1.1 碳氮比(C/N)

堆肥过程中,微生物降解有机物获得自身生长代谢所需要的能量,其中碳素是堆肥微生物的基本能量来源,而氮素是构成微生物细胞的重要成分。初始C/N较高将导致微生物生长所需要的氮素缺乏,堆肥中微生物生长和有机质分解缓慢,所需堆肥时间较长^[30];初始C/N较低时堆体中存在过量氮素,会以 NH_3 的形式挥发^[31],造成有机氮流失,降低堆肥质量;初始C/N介于20:1至30:1之间被认为是堆肥C/N的理想比例^[32]。通常用高C/N的植物(如玉米秸秆、小麦秸秆、稻壳粉、木屑^[33]等)调节畜禽粪便、厨余垃圾和城市污泥堆肥的C/N。Li等^[34]以新鲜羊粪和玉米秸秆为堆肥原料进行研究,发现在C/N为23~29范围内随着C/N增加, NH_3 和 H_2S 排放量均减少。C/N为26和29的处

理组相较于C/N为23的处理组, NH_3 排放量分别减少28%和48%, H_2S 排放量分别减少41%和47%。这说明,在适当的初始C/N条件下, NH_3 和 H_2S 可以实现协同减排,从而降低堆肥过程中的污染物排放量。Tang等^[35]研究发现,堆体C/N与种子发芽指数呈显著负相关,C/N含量越低,堆肥成熟度越高,因此,综合考虑堆肥质量与 NH_3 和 H_2S 的协同减排,通过调节堆肥物料配比使C/N控制在24~30较为适宜。

2.1.2 曝气量

在好氧堆肥过程中,氧气作为有氧呼吸的末端电子,对微生物的代谢极为重要:氧气充足会加速微生物的新陈代谢,提高微生物活性,加速有机物质矿化;若氧气供应不足,堆体产生厌氧环境,影响有机肥质量,同时有利于反硝化反应和硫酸盐还原反应的发生,进一步增加 NO 、 NO_2 、 H_2S 等气体排放^[36]。一般的工业堆肥仅依靠空气的自然渗透难以满足微生物代谢反应的需求,因此常采取辅助增氧的方式,目前常用的改善堆体氧气含量的方法有翻堆、强制曝气等。在大型槽式堆肥中,每日翻堆两次,在整个堆肥期间孔隙氧浓度低于5%的时间超过42 d(89%)^[37],因此,仅通过翻堆难以满足微生物对氧气的需求,而强制曝气被证明是提高堆体氧气含量的有效措施。

强制曝气分为两种情况,即连续曝气和间歇曝气。Elwell等^[38]在猪粪锯末堆肥中检测到间歇曝气下 NH_3 排放量比连续曝气下 NH_3 排放量低约50%。Peng等^[39]研究发现,在平均曝气速率相同的前提下,相比于连续曝气,间歇曝气处理 NH_3 和 H_2S 分别减排15%和20%。当曝气速率小于 $0.3 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ (以干物质质量计,下同)时,曝气速率从 $0.1 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ 增加到 $0.3 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$, NH_3 排放量随之增加,而 H_2S 排放量随之减少^[40]。这是因为 NH_3 容易挥发,在曝气过程中随气流逸出,同时充分的好氧环境有利于减少 H_2S 排放。但曝气速率为 $0.2 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ 和 $0.3 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ 的处理组在 H_2S 减排效果上没有明显的差异,而 NH_3 的排放量分别为 $3\ 021.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $3\ 995.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$;当曝气速率大于 $0.3 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ 时会影响堆肥的质量,增加 NH_3 和 H_2S 的排放^[39]。这说明通过调控曝气实现 NH_3 和 H_2S 协同减排效果有限,而且在一定程度上 NH_3 和 H_2S 减排存在冲突。

表1列出了不同曝气方式及曝气速率下不同原料好氧堆肥过程中 NH_3 和 H_2S 的减排效果,综合考虑堆肥质量及 NH_3 和 H_2S 协同减排效果,推荐采用间歇曝气的方式,曝气速率为 $0.2 \sim 0.3 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ 。

表 1 曝气方式及曝气速率对好氧堆肥过程中 NH₃和 H₂S 减排的影响

Table 1 Effects of aeration mode and aeration rate on ammonia(NH₃) and hydrogen sulphide(H₂S) reduction during aerobic composting process

堆肥原料 Composting material	堆肥时间 Composting time	最佳曝气方式及曝气速率 Optimum aeration mode and aeration rate	NH ₃ 减排效果 NH ₃ emission reduction effect	H ₂ S 减排效果 H ₂ S emission reduction effect	文献 Reference
餐厨垃圾、玉米秸秆	18 d	间歇曝气,0.35 L·kg ⁻¹ ·min ⁻¹ ,在第 0~4 天暂停 20 min,第 5~18 天连续曝气(平均曝气量为 0.3 L·kg ⁻¹ ·min ⁻¹)	比连续曝气 0.3 L·kg ⁻¹ ·min ⁻¹ 处理减排 15%	比连续曝气 0.3 L·kg ⁻¹ ·min ⁻¹ 处理减排 20%	[39]
新鲜猪粪、小麦秸秆	19 d	间歇曝气,曝气 30 min,间隔 30 min,前 15 d 为 6 L·min ⁻¹ (约 0.6 L·kg ⁻¹ ·min ⁻¹),此后为 3 L·min ⁻¹ (约 0.3 L·kg ⁻¹ ·min ⁻¹)	比连续曝气处理减排 62%	—	[40]
厨余垃圾、玉米秸秆	30 d	连续曝气,0.2 L·kg ⁻¹ ·min ⁻¹	比连续曝气 0.1 L·kg ⁻¹ ·min ⁻¹ 处理增加 55%	比连续曝气 0.1 L·kg ⁻¹ ·min ⁻¹ 处理减排 22%	[41]
污泥、玉米秸秆	35 d	连续曝气,0.3 L·kg ⁻¹ ·min ⁻¹	比连续曝气 0.1 L·kg ⁻¹ ·min ⁻¹ 处理减排 69%,但是堆体质量达不到卫生要求	—	[42]
羊粪、玉米秸秆	35 d	间歇曝气(曝气 30 min,间隔 30 min),0.36 L·kg ⁻¹ ·min ⁻¹	比间歇曝气 0.24 L·kg ⁻¹ ·min ⁻¹ 处理减排 17%	比间歇曝气 0.24 L·kg ⁻¹ ·min ⁻¹ 处理减排 25%	[34]

2.1.3 初始含水率

初始含水率过低会导致堆肥初期缺水,抑制微生物代谢,影响堆肥质量;初始含水率过高则会导致堆体基质压缩,孔隙率降低,产生厌氧环境。研究发现,初始堆肥材料的含水率对 NH₃和 H₂S 排放的影响高于曝气产生的影响,其与 NH₃的排放呈负相关,但影响并不显著,与 H₂S 的排放呈正相关且影响显著^[35]。木屑、秸秆等物质可以调节堆体的初始含水率,也可以通过预处理,如对物料进行干燥处理或者加水来调节初始含水率。表 2 列出部分不同堆肥系统的最适含水率,单从堆肥质量考虑,含水率保持在 60%~70% 较为适宜。堆肥过程中各个因素相互影响、相互作用,仅调控含水率难以满足减排需求,且在实现 NH₃和 H₂S 协同减排时存在冲突。Tang 等^[35]设计三因素三水平试验,探究含水率(55%、60%、65%)、曝气速率(0.3、0.6、0.9 L·kg⁻¹·min⁻¹)和 C/N(21、24、27)对厨余垃圾快速堆肥过程中成熟度和气体排放的影响,当含水率为 65%、曝气速率为 0.3 L·kg⁻¹·min⁻¹、C/N 为 27 时,

堆体成熟度较好,NH₃和 H₂S 累计排放量较低。

2.1.4 初始 pH

pH 是影响微生物生长的重要因素之一,多数堆肥微生物适合在中性或者偏碱性环境中生长繁殖,在堆肥初始期有机物被分解释放出有机酸,导致堆体 pH 下降,随着有机酸进一步降解,pH 逐渐升高,微生物活性增强,有利于堆肥腐熟。由于 NH₃是碱性气体,堆体偏酸性会促进 NH₃-N 转化为 NH₄⁺-N,从而减少 NH₃排放,有利于堆体中氮素保留^[35];H₂S 是酸性气体,若堆体偏碱性,则有利于 H₂S 向 S²⁻转化,减少 H₂S 排放^[47]。

调节堆体初始 pH 的酸化剂有硫粉、硝酸(HNO₃)、硫酸(H₂SO₄)、磷酸(H₃PO₄)、短链有机酸(SCOA)、柠檬酸(CA)^[27]等。Li 等^[48]的研究表明,污水污泥堆肥中硫粉添加量越多,堆体 pH 下降越多,NH₃累计排放量越少,当硫粉添加量为 1.0% 和 2.0% 时,影响堆体腐熟,因此建议堆肥中硫粉添加量不超过 0.5%。Gu 等^[49]在蘑菇渣和鸡粪堆肥中添加 0.25% 的

表 2 不同堆肥系统的最适含水率

Table 2 Optimal moisture content for different composting systems

堆肥原料 Composting material	堆肥时间 Composting time	堆肥体系 Composting system	最适含水率 Optimum moisture content	文献 Reference
羊粪、玉米秸秆	35 d	60 L 反应器堆肥	65%	[43]
牛粪、玉米秸秆	48 d	槽式堆肥,堆体宽 1.5 m、高 1 m、长 1.7 m	71%	[44]
猪粪、玉米秸秆	30 d	50 L 反应器堆肥	65%	[45]
污泥、松木屑	10 d	500 mL 反应器堆肥	60%~70%	[46]
餐厨垃圾、玉米秸秆	15 d	60 L 反应器堆肥	65%	[35]

硫粉,使 NH_3 累计排放量减少48%,但由于硫元素增加, H_2S 累计排放量增加55%。硫酸中含有硫元素,也可能导致含硫化合物产生量增加^[50]。

堆体pH影响堆肥过程中的化学变化,同时也会影响微生物活性,过酸或者过碱都会影响堆肥最终质量,因此只依靠调节堆体pH难以实现 NH_3 和 H_2S 的协同减排,要考虑与其他减排措施相互配合。

单一调控含水率、曝气量、C/N或pH等内源参数均相对容易,但这些参数之间往往相互作用、相互影响,只有相互协调、整体推进,才能实现堆肥参数的整体优化。但 NH_3 和 H_2S 在调控内源参数实现减排时往往存在冲突,只能通过寻找最适参数使得 NH_3 和 H_2S 总排放量最小且不影响堆肥质量。

2.2 外源物质添加

在堆体各参数最适的前提下耦合外源物质添加,可进一步提高 NH_3 和 H_2S 的协同减排效率。添加的外源物质主要分为化学添加剂、物理添加剂和生物添加剂。

2.2.1 化学添加剂

堆肥中常见的化学添加剂主要包括磷酸盐添加剂、酸碱添加剂、植物提取物等。其中关于鸟粪石($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)的研究较为广泛,当溶液中存在镁离子(Mg^{2+})、铵根离子(NH_4^+)和正磷酸盐(H_2PO_4^- 、 HPO_4^{2-} 、 PO_4^{3-})时,可能形成鸟粪石,将N素固定在堆体内,减少 NH_3 排放。Jiang等^[51]在猪粪堆肥中添加镁盐和磷酸盐,与不加添加剂相比 NH_3 累计排放量减少55%~82%。鸟粪石沉淀倾向于在7.5~9.0的最佳pH下形成,Liang等^[52]发现添加 MgSO_4 和 KH_2PO_4 - K_2HPO_4 缓冲溶液有助于缓冲堆体pH的变化,为形成鸟粪石沉淀提供合适的pH范围,进而更好地结合 NH_4^+ ,实现 NH_3 减排。磷酸盐的添加也有利于减少 H_2S 的排放,张红玉等^[53]在厨余垃圾堆肥中添加 H_3PO_4 和 $\text{Mg}(\text{OH})_2$,其与 NH_4^+ 结合形成鸟粪石,使 NH_3 排放量减少50%;同时 H_3PO_4 和 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 的添加提高了堆体pH, H_2S 排放量减少了39%,实现了 NH_3 和 H_2S 协同减排。过磷酸钙是被研究较多的一种添加剂材料,Zhang等^[54]在猪粪堆肥中添加过磷酸钙后, NH_3 和 H_2S 排放量分别减少约38%和66%,添加过磷酸钙会与堆体中的 NH_4^+ 结合形成鸟粪石,同时也会降低堆体pH和温度,减少 NH_3 排放;添加过磷酸钙的处理组 O_2 消耗量减少,堆体中厌氧空间减小,从而使 H_2S 排放量降低。

除此之外,植物提取物作为化学添加剂也受到广泛关注。植物提取物中的活性物质可与恶臭气体发

生化学反应,从而改变气体分子结构,将有毒有害气体转化为无毒无害气体,发挥除臭作用^[55];植物提取物中的成分还可以抑制微生物活性,从而减少恶臭气体的产生与排放^[56]。Chen等^[57]研究发现,薇甘菊(*M. micrantha*)的渗滤液对土壤氮转化和氨氧化剂丰度表现出促进作用,可能是受其含有的某种化学成分的影响,具体机制还有待研究。添加植物提取物也可能会改变堆体pH值,从而通过改变AOA和AOB丰度影响N转化和气体排放^[57]。畜禽粪便中大量的氮来自尿素,而脲酶是一种催化尿素水解成氨和二氧化碳的酶,植物提取物还可通过抑制脲酶活性减少 NH_3 排放,目前已在多种植物中提取出具有抑制脲酶活性作用的物质,如皂苷^[58]、黄藤素、黄连碱^[59]等。He等^[59]研究发现黄连碱对脲酶的抑制率可达84%,这是因为黄连碱可以与脲酶的活性位点相结合,与尿素分子形成竞争关系,减少尿素分解。在体外进行的瘤胃微生物发酵试验中,1、2、6 h和12 h时 NH_3 -N产量分别减少30%、18%、26%和16%。Matusiak等^[60]在鸡粪中添加丝兰提取物,48 h后 NH_3 浓度降低了66%, H_2S 浓度降低了29%。

2.2.2 物理添加剂

物理添加剂指在堆肥中通过吸附作用或者改变堆体物理性质来减少恶臭气体排放的物质。研究较为广泛的有生物炭^[61]、活性炭^[62]、膨润土^[60]、蛭石^[63]、沸石^[64]、饭麦石^[65]、凹凸棒石^[66]等。这些材料普遍具有较大的比表面积、孔体积,有利于恶臭气体以及前体物质(如铵氮、尿素、尿酸等)吸附^[61],同时为堆体中微生物提供良好的生长环境,有利于氮、硫在微生物体内的固定化。部分材料表面具有酸性或碱性官能团,可以与 NH_4^+ 、 HS^- 等离子相结合从而实现臭气减排。

Awasthi等^[67]在污水污泥堆肥中添加高剂量(8%、12%和18%)的生物炭,使得 NH_3 累积排放量分别显著降低44%、59%和65%。Ouyang等^[68]在污泥堆肥中添加生物炭,使 H_2S 排放量降低13%~50%。近些年来许多学者研究发现,利用酸、碱、金属、 H_2O_2 等对吸附材料进行改性可以增加其表面酸性或碱性官能团数量^[62],增大比表面积及孔体积,提高吸附性能。Huang等^[62]用酸对椰壳活性炭进行改性,改性后活性炭表面的酸性基团数量增加,其吸附的 NH_3 与表面的酸性基团相互作用形成 NH_4^+ ,从而减少 NH_3 排放。Zhou等^[69]用 H_2O_2 对玉米秸秆生物炭进行改性,改性后生物炭比表面积和总孔体积分别增加90%和143%,将改性后的生物炭添加在鸡粪堆肥中, NH_3 排

放量减少62%。 H_2S 偏酸性,用碱改性后的材料更有利于吸附 H_2S ^[70]。添加生物炭可以提高堆体内氧气含量,从源头上减少了 H_2S 的排放,提高氨氧化细菌、硝化细菌、硫氧化细菌的数量,促进硝化过程和硫氧化过程,抑制反硝化过程和硫酸盐还原过程,减少堆肥过程中氮、硫损失^[68,71]。此外还有研究在堆肥中添加蛭石,减少了10%~27%的 NH_3 排放^[63],这可能是由于蛭石中的离子(如 OH^- 和 O_2^-)可以作为 NH_4^+ 的吸附位点,而蛭石表面的阳离子(如 K^+ 和 Na^+)也可以与 NH_4^+ 交换或流失到环境中,使 NH_4^+ 在剩余的空位发生吸附,从而促进 NH_3 减排^[58]。

2.2.3 生物添加剂

堆肥过程中的氮循环和硫循环与微生物活动息息相关,在氨氧化微生物的作用下 NH_3 转化为 NO_2^- ,之后硝化细菌进一步将 NO_2^- 转化为 NO_3^- ,从而减少 NH_3 排放,而反硝化过程是将 NO_3^- 还原为 NO_2^- ,抑制氨氧化过程,一定程度上会导致 NH_3 排放增加,同时也会产生其他的含氮类恶臭气体。硫氧化过程中,硫氧化细菌将硫化物转化为 SO_4^{2-} ,减少 H_2S 排放,同时硫酸盐还原菌又会将硫酸盐还原为硫化物,导致 H_2S 排放。添加生物菌剂可以改善微生物群落结构,提高功能性微生物的丰度,促进硝化过程和硫氧化过程发生,从而实现恶臭气体减排。

表3列出了部分好氧堆肥过程中添加的微生物种类及其对 NH_3 和 H_2S 的减排效果、作用机制等,由表3可以发现单一菌株的作用有限,其对恶臭气体的去除作用难以达到物理和化学方法的效果。鉴于堆

肥环境的潜在复杂性和微生物群落的可变性,复合微生物制剂可能更具竞争力。不同功能微生物之间的复配,在提高作用效果的同时更有利于实现 NH_3 和 H_2S 协同减排。

接种微生物是改变微生物群落最直接的方式,但是微生物菌剂在应用时稳定性较差,这也成为生产中面临的一大难题。堆体内部环境复杂多样,加入的微生物在堆体环境中的存活受到很多因素影响,如土著微生物的竞争、环境的变化等,因而为提高微生物存活率、保持有益细菌的组成,常常将微生物菌剂与其他添加剂相结合^[78]。例如Awasthi等^[79]在牛粪堆肥中添加生物炭和菌剂,生物炭为微生物提供良好的栖息地,提高微生物活性,增加微生物多样性,同时生物炭添加增大堆体孔隙率,提高堆体中氧气含量,一定程度上抑制反硝化细菌和硫酸盐还原菌的活性,加之生物炭本身具有吸附能力,所以生物炭和菌剂的配合使用可以显著抑制气体排放并促进营养物质保存,与对照相比 NH_3 排放量减少75%左右。除生物炭之外,还有其他物理添加剂可以作为微生物的载体,如前文提到的活性炭、硅藻土^[80]、沸石、膨润土等,其减排效果均优于单独添加菌剂。

表4总结了好氧堆肥过程中 NH_3 和 H_2S 减排的各种措施及作用机制。调控堆肥过程曝气量、初始含水率、初始pH在实现 NH_3 和 H_2S 协同减排时均存在冲突,只能寻求最佳参数使得 NH_3 和 H_2S 排放总量最低。堆体C/N与堆肥的成熟度和 NH_3 、 H_2S 排放量呈负相关^[35],因此在保证堆肥成熟度的前提下提高堆体

表3 生物添加剂对好氧堆肥过程中 NH_3 和 H_2S 减排的影响

Table 3 Effects of biological additives on ammonia(NH_3) and hydrogen sulfide(H_2S) reduction during the aerobic composting process

堆肥原料 Composting material	堆肥时间 Composting time	生物添加剂 Biological additive	减排效率 Emission reduction efficiency	作用机制 Mechanism	文献 Reference
鸡粪	15 d	嗜热脂肪芽孢杆菌(<i>Bacillus stearothermophilus</i>)、产阮假丝酵母(<i>Candida utilis</i>)和枯草芽孢杆菌(<i>Bacillus subtilis</i>)	NH_3 减排10%~53%	降低堆体pH;促进氨氧化细菌生长和硝化过程发生	[72]
鸡粪	12 d	嗜热脂肪芽孢杆菌(<i>Bacillus stearothermophilus</i>)	NH_3 减排4%~11%	降低堆体pH;促进硝化细菌生长和硝化过程发生	[73]
污水污泥	25 d	耐热柯恩氏菌(<i>Cohnella thermotolerans</i>)	H_2S 减排35%	利用还原形式的硫作为硫氧化反应的电子供体	[74]
蘑菇渣和鸡粪	21 d	硫杆菌属硫原杆菌(<i>Thiobacillus thioparus</i> 1904)	NH_3 减排22%, H_2S 减排33%	促进硫氧化反应;降低堆体pH	[49]
鸡粪	54 d	氨氧化细菌富集液	NH_3 减排47%	改变微生物群落结构,增加氨氧化细菌的丰度,促进氨氧化反应	[75]
餐厨垃圾	50 d	分解菌(淀粉降解菌、纤维素降解菌、脂质降解菌) 保氮微生物剂(氨化细菌、硝化菌、亚硝酸盐氧化菌、固氮菌)	NH_3 减排58%, H_2S 减排29%	改变微生物群落结构,丰富功能微生物菌群,提高微生物活性	[76]
猪粪	43 d	巨大芽孢杆菌(<i>Bacillus megaterium</i>)	NH_3 减排31%	促进氨氧化细菌的生长	[77]

表4 好氧堆肥中NH₃和H₂S原位减排技术Table 4 *In-situ* reduction technology for ammonia(NH₃) and hydrogen sulfide(H₂S) in aerobic composting

技术类型 Technology type	减排技术 Emission reduction technology	堆肥原料 Composting material	具体措施 Specific measure	减排效率 Emission reduction efficiency	作用机制 Mechanism	文献 Reference
内源参数控制	调节C/N、曝气速率、初始含水率	厨余垃圾、玉米秸秆	调控初始含水率为65%,曝气速率为0.3 L·kg ⁻¹ ·min ⁻¹ , C/N为27	NH ₃ 减排4%, H ₂ S减排21%	C/N 主要影响堆肥成熟度, 初始含水率主要影响气体排放和微生物活性	[35]
	调节pH	鸡粪、木屑	添加11%的醋渣	NH ₃ 减排31%	影响微生物活性和堆肥过程中的化学变化	[81]
	调节pH	鸡粪、菌渣	添加0.25%硫	NH ₃ 减排48%, H ₂ S累计排放量增加了55%	影响微生物活性和堆肥过程中的化学变化	[49]
外源物质添加	化学添加剂	猪粪、玉米秸秆	添加10%钙镁磷肥	NH ₃ 减排43%, H ₂ S减排35%	发生化学反应, 形成鸟粪石和CaS	[82]
		家禽粪便	添加50 mL·kg ⁻¹ 浓度为5%的丝兰提取物	NH ₃ 减排66%, H ₂ S减排29%	调节pH, 抑制微生物活性, 发生化学反应等	[60]
	物理添加剂	猪粪、玉米秸秆	添加10%生物炭	NH ₃ 减排24%, H ₂ S减排13%	发生吸附作用, 调节pH, 为微生物提供良好生存环境	[82]
	生物添加剂	污水污泥	爱媛类芽孢杆菌(<i>Paenibacillus ehimensis</i> LYH-1)、耐热柯恩氏菌(<i>Cohnella thermotolerans</i> LYH-2)和类芽孢杆菌(<i>Paenibacillus naphthalenovorans</i> LYH-3)	NH ₃ 减排49%, H ₂ S减排19%	促进关键硫氧化酶的活性, 提高硫氧化效果, 降低堆体pH	[83]

C/N, 可实现NH₃和H₂S协同减排。各参数之间相互影响, 需要相互协调、整体优化。在保证堆肥质量的前提下, 推荐参数为: C/N 24~30, 含水率60%~70%, 曝气速率0.2~0.3 L·kg⁻¹·min⁻¹, pH 5~9。在调控堆肥最佳参数的基础上添加外源物质, 可以进一步提高NH₃和H₂S的减排效率。化学和物理添加剂的成分较为明确, 减排效果也较好, 但其成本较高, 使其在实际生产应用中受到限制。相比之下, 生物添加剂成本较低, 其本质上是利用微生物的活性将恶臭气体转化为无臭物质释放或者保留在堆体中, 实现恶臭气体减排, 通过合理复配功能微生物不仅可以提高堆肥质量, 而且有利于实现多种恶臭气体协同减排, 更加经济环保。鉴于堆肥环境的潜在复杂性和微生物群落的可变性, 多种微生物复合菌剂与物理、化学添加剂联合使用等方式更具有竞争力和广阔的应用前景。

3 结论与展望

好氧堆肥实现了废弃物资源化利用, 但在堆肥过程中会产生大量恶臭气体, 其中NH₃和H₂S这两种气体恶臭贡献较大。本文概述了好氧堆肥过程中NH₃和H₂S气体的产生以及二者协同减排技术研究进展, 其中内源参数控制是基础, 需要各参数之间相互协调、整体优化, 但仅靠内源参数调控难以实现NH₃和H₂S协同减排, 还需要配合外源物质的添加。生物添加剂相比物理、化学添加剂更加经济、环保, 通过合理

复配以及与物理、化学添加剂联合使用等方式可以进一步提高NH₃和H₂S减排效率。

微生物除臭的关键在于筛选出高效安全的功能性微生物, 自然界中存在大量还没有被发掘的微生物, 建议根据恶臭气体的产生机制有针对性地筛选和驯化微生物, 以获得更多的菌种资源。各种添加剂在减排过程中发挥作用的机制尚不明确, 在未来研究中建议采用生物信息学方法, 在微生物层面以及基因层面揭示相关作用机制。单一的减排方法发挥的作用有限, 多种方法相互协调、相互配合才能更好的实现NH₃和H₂S协同减排, 建议在优化内源参数的基础上, 结合恶臭气体产生现状, 定向耦合外源物质的添加, 高效去除产量大、难以减排的恶臭气体。目前大多数研究均为实验室规模, 与实际生产应用还有较大的差距, 今后应考虑进一步扩大到中试试验或者实际应用中。

参考文献:

- [1] XIONG J, MA S, HE X, et al. Nitrogen transformation and dynamic changes in related functional genes during functional-membrane covered aerobic composting[J]. *Bioresource Technology*, 2021, 332: 125087.
- [2] 中华人民共和国住房和城乡建设部. 中国城乡建设统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2021. Ministry of Housing and Urban-Rural Development of the PRC. China urban-rural construction statistical yearbook[M]. Beijing: China Statistics Press, 2021.
- [3] 国家统计局. 中国统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2020. Na-

- tional Bureau of Statistics of the PRC. China statistical yearbook[M]. Beijing: China Statistics Press, 2020.
- [4] SHAH A V, SINGH A, MOHANTY S S, et al. Organic solid waste: bio-refinery approach as a sustainable strategy in circular bioeconomy[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 349: 126835.
- [5] CUDJOE D, ACQUAH P M. Environmental impact analysis of municipal solid waste incineration in African countries[J]. *Chemosphere*, 2021, 265: 129186.
- [6] 潘晓健. 有机肥对土壤肥力和土壤环境质量的影响研究进展[J]. 农业开发与装备, 2019(8): 29. PAN X J. Research progress on the effect of organic fertilizer on soil fertility and soil environmental quality [J]. *Agricultural Development & Equipments*, 2019(8): 29.
- [7] 茹朝, 郁继华, 武玥, 等. 化肥减量配施生物有机肥对露地大白菜产量及品质的影响[J]. 浙江农业学报, 2022, 34(8): 1626–1637. RU C, YU J H, WU Y, et al. Effect of reducing chemical fertilizer and applying bio-organic fertilizer on yield and quality of Chinese cabbage in open field[J]. *Acta Agriculturae Zhejiangensis*, 2022, 34(8): 1626–1637.
- [8] 马石霞, 摆倩文, 周魏, 等. 微生物除臭剂应用于畜禽养殖场的研究现状[J]. 浙江农业学报, 2021, 33(8): 1552–1564. MA S X, BAI Q W, ZHOU W, et al. Application of microbial deodorant in livestock and poultry farms[J]. *Acta Agriculturae Zhejiangensis*, 2021, 33(8): 1552–1564.
- [9] SHAN G C, LI W G, GAO Y J, et al. Additives for reducing nitrogen loss during composting: a review[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 307: 127308.
- [10] WONG J, WANG X, SELVAM A. Improving compost quality by controlling nitrogen loss during composting[M]//Current developments in biotechnology and bioengineering. Elsevier, 2017: 59–82.
- [11] CUI G Y, BHAT S A, LI W J, et al. H₂S, MeSH, and NH₃ emissions from activated sludge: an insight towards sludge characteristics and microbial mechanisms[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2022, 166: 105331.
- [12] CHEN J, CHEN T B, GAO D, et al. Reducing H₂S production by O₂ feedback control during large-scale sewage sludge composting[J]. *Waste Management*, 2011, 31(1): 65–70.
- [13] WU T, WANG X M, LI D J, et al. Emission of volatile organic sulfur compounds (VOSCs) during aerobic decomposition of food wastes[J]. *Atmospheric Environment*, 2010, 44(39): 5065–5071.
- [14] ANDRASKAR J, YADAV S, KAPLEY A. Challenges and control strategies of odor emission from composting operation[J]. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 2021, 193(7): 2331–2356.
- [15] 王茄灵, 吕青阳, 刘杨, 等. 基于原位控制技术的粪污除臭菌剂研发现状[J]. 应用与环境生物学报, 2022, 28(5): 1357–1366. WANG J L, LÜ Q Y, LIU Y, et al. Research and development status of fecal microbial deodorant based on in-situ control technology[J]. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 2022, 28(5): 1357–1366.
- [16] WANG S G, ZENG Y. Ammonia emission mitigation in food waste composting: a review[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 248: 13–19.
- [17] LEHTOVIRTA-MORLEY L E. Ammonia oxidation: ecology, physiology, biochemistry and why they must all come together[J]. *FEMS Microbiology Letters*, 2018, 365(9): fny058.
- [18] GWAK J H, JUNG M Y, HONG H, et al. Archaeal nitrification is constrained by copper complexation with organic matter in municipal wastewater treatment plants[J]. *ISME Journal*, 2020, 14(2): 335–346.
- [19] DENG L T, ZHAO Y, ZHANG J Z, et al. Insight to nitrification during cattle manure–maize straw and biochar composting in terms of multi-variable interaction[J]. *Bioresource Technology*, 2021, 323: 124572.
- [20] KITS K D, SEDLACEK C J, LEBEDEVA E V, et al. Kinetic analysis of a complete nitrifier reveals an oligotrophic lifestyle[J]. *Nature*, 2017, 549(7671): 269–272.
- [21] SHI M Z, ZHAO Y, ZHU L J, et al. Denitrification during composting: biochemistry, implication and perspective[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2020, 153: 105043.
- [22] FRENEY J R, SIMPSON J R. Gaseous loss of nitrogen from plant–soil systems[M]. Springer Science & Business Media, 2013.
- [23] HUANG Y, YANG H, LI K, et al. Red mud conserved compost nitrogen by enhancing nitrogen fixation and inhibiting denitrification revealed via metagenomic analysis[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 346: 126654.
- [24] QIAN X, SUN W, GU J, et al. Variable effects of oxytetracycline on antibiotic resistance gene abundance and the bacterial community during aerobic composting of cow manure[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2016, 315: 61–69.
- [25] LOMANS B P, POL A, DEN CAMP H J M O. Microbial cycling of volatile organic sulfur compounds in anoxic environments[J]. *Water Science and Technology*, 2002, 45(10): 55–60.
- [26] LI X, CHEN S, DONG B, et al. New insight into the effect of thermal hydrolysis on high solid sludge anaerobic digestion: conversion pathway of volatile sulphur compounds[J]. *Chemosphere*, 2020, 244: 125466.
- [27] IM S, MOSTAFA A, KIM D-H. Use of citric acid for reducing CH₄ and H₂S emissions during storage of pig slurry and increasing biogas production: lab- and pilot-scale test, and assessment[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 753: 142080.
- [28] POKORNA D, ZABRANSKA J. Sulfur-oxidizing bacteria in environmental technology[J]. *Biotechnology Advances*, 2015, 33(6): 1246–1259.
- [29] TANG K, BASKARAN V, NEMAT M. Bacteria of the sulphur cycle: an overview of microbiology, biokinetics and their role in petroleum and mining industries[J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2009, 44(1): 73–94.
- [30] TUOMELA M, VIKMAN M, HATAKKA A, et al. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review[J]. *Bioresource Technology*, 2000, 72(2): 169–183.
- [31] ONWOSI C O, IGBOKWE V C, ODIMBA J N, et al. Composting technology in waste stabilization: on the methods, challenges and future prospects[J]. *Journal of Environmental Management*, 2017, 190: 140–157.
- [32] ESTÉVEZ-SCHWARZ I, SEOANE-LABANDEIRA S, NÚÑEZ-DELGADO A, et al. Production and characterization of compost made

- from garden and other waste[J]. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2012, 21(4):855-864.
- [33] TU Z N, REN X N, ZHAO J C, et al. Synergistic effects of biochar/microbial inoculation on the enhancement of pig manure composting[J]. *Biochar*, 2019, 1(1):127-137.
- [34] LI D, YUAN J, DING J, et al. Effects of carbon/nitrogen ratio and aeration rate on the sheep manure composting process and associated gaseous emissions[J]. *Journal of Environmental Management*, 2022, 323:116093.
- [35] TANG R, LIU Y, MA R, et al. Effect of moisture content, aeration rate, and C/N on maturity and gaseous emissions during kitchen waste rapid composting[J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 326:116662.
- [36] XU Z, QI C, ZHANG L, et al. Bacterial dynamics and functions for gaseous emissions and humification in response to aeration intensities during kitchen waste composting[J]. *Bioresource Technology*, 2021, 337:125369.
- [37] ZENG J F, SHEN X L, HAN L J, et al. Dynamics of oxygen supply and consumption during mainstream large-scale composting in China [J]. *Bioresource Technology*, 2016, 220:104-109.
- [38] ELWELL D L, HONG J H, KEENER H M. Composting hog manure/sawdust mixtures using intermittent and continuous aeration: ammonia emissions[J]. *Compost Science & Utilization*, 2002, 10(2):142-149.
- [39] PENG L, TANG R, WANG G, et al. Effect of aeration rate, aeration pattern, and turning frequency on maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting[J]. *Environmental Technology & Innovation*, 2023, 29:102997.
- [40] ZENG J, SHEN X, YIN H, et al. Oxygen dynamics, organic matter degradation and main gas emissions during pig manure composting: effect of intermittent aeration[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 361:127697.
- [41] ZHANG H Y, LI G X, GU J, et al. Influence of aeration on volatile sulfur compounds (VSCs) and NH_3 emissions during aerobic composting of kitchen waste[J]. *Waste Management*, 2016, 58:369-375.
- [42] YUAN J, CHADWICK D, ZHANG D, et al. Effects of aeration rate on maturity and gaseous emissions during sewage sludge composting[J]. *Waste Management*, 2016, 56:403-410.
- [43] 李丹阳, 马若男, 元传仁, 等. 含水率对羊粪堆肥腐熟度及污染气体排放的影响[J]. *农业工程学报*, 2020, 36(20):254-262. LI D Y, MA R N, QI C R, et al. Effect of moisture content on maturity and pollutant gas emissions during sheep manure composting[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2020, 36(20):254-262.
- [44] 赵旭, 王文丽, 李娟. 玉米秸秆调节牛粪含水率对其腐熟进程及氨气释放量的影响[J]. *生态科学*, 2020, 39(5):179-186. ZHAO X, WANG W L, LI J. Effect of corn stalk regulating moisture content on cow manure compost and ammonia release[J]. *Ecological Science*, 2020, 39(5):179-186.
- [45] 沈玉君, 孟海波, 张朋月, 等. 猪粪堆肥挥发性有机物的产生规律与影响因素[J]. *农业工程学报*, 2017, 33(5):211-216. SHEN Y J, MENG H B, ZHANG P Y, et al. The production rules and influencing factors of volatile organic compounds in pig manure[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2017, 33(5):211-216.
- [46] LIANG C, DAS K C, MCCLENDON R W. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend[J]. *Bioresource Technology*, 2003, 86(2):131-137.
- [47] ANDRIAMANOHARISOAMANANA F J, SAKAMOTO Y, YAMASHIRO T, et al. Effects of handling parameters on hydrogen sulfide emission from stored dairy manure[J]. *Journal of Environmental Management*, 2015, 154:110-116.
- [48] LI R, XU K, ALI A, et al. Sulfur-aided composting facilitates ammonia release mitigation, endocrine disrupting chemicals degradation and biosolids stabilization[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 312:123653.
- [49] GU W J, SUN W, LU Y S, et al. Effect of *Thiobacillus thioparus* 1904 and sulphur addition on odour emission during aerobic composting[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 249:254-260.
- [50] ERIKSEN J, ANDERSEN A J, POULSEN H V, et al. Sulfur turnover and emissions during storage of cattle slurry: effects of acidification and sulfur addition[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2012, 41(5):1633-1641.
- [51] JIANG T, MA X, YANG J, et al. Effect of different struvite crystallization methods on gaseous emission and the comprehensive comparison during the composting[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 217:219-226.
- [52] LIANG J Y, SHEN Y W, SHOU Z Q, et al. Nitrogen loss reduction by adding KH_2PO_4 - K_2HPO_4 buffer solution during composting of sewage sludge[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 264:116-122.
- [53] 张红玉, 李国学, 袁京, 等. 固氮添加剂降低厨余垃圾堆肥中 NH_3 和 H_2S 排放[J]. *农业工程学报*, 2013, 29(23):173-178. ZHANG H Y, LI G X, YUAN J, et al. Nitrogen fixation additive reducing NH_3 and H_2S during composting of kitchen waste and cornstalk[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2013, 29(23):173-178.
- [54] ZHANG D, LUO W, YUAN J, et al. Effects of woody peat and superphosphate on compost maturity and gaseous emissions during pig manure composting[J]. *Waste Management*, 2017, 68:56-63.
- [55] 周立新, 钟继超, 杜尊众. 植物除臭剂的研究与应用进展[J]. *湖北大学学报(自然科学版)*, 2020, 42(6):644-648. ZHOU L X, ZHONG J C, DU Z Z. Research and application progress of plant deodorant[J]. *Journal of Hubei University (Natural Science)*, 2020, 42(6):644-648.
- [56] WANG Y, ZHANG Y, SHI Y Q, et al. Antibacterial effects of cinnamon (*Cinnamomum zeylanicum*) bark essential oil on *Porphyromonas gingivalis*[J]. *Microbial Pathogenesis*, 2018, 116:26-32.
- [57] CHEN W B, CHEN B M, LIAO H X, et al. Leaf leachates have the potential to influence soil nitrification via changes in ammonia-oxidizing archaea and bacteria populations[J]. *European Journal of Soil Science*, 2020, 71(1):119-131.

- [58] MAZLOOMI F, JALALI M. Effects of vermiculite, nanoclay and zeolite on ammonium transport through saturated sandy loam soil: column experiments and modeling approaches[J]. *Catena*, 2019, 176: 170–180.
- [59] HE Y, ZHANG X, LI M, et al. Coptisine: a natural plant inhibitor of ruminal bacterial urease screened by molecular docking[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 808: 151946.
- [60] MATUSIAK K, OLEKSY M, BOROWSKI S, et al. The use of *Yucca schidigera* and microbial preparation for poultry manure deodorization and hygienization[J]. *Journal of Environmental Management*, 2016, 170: 50–59.
- [61] CHEN W, LIAO X D, WU Y B, et al. Effects of different types of biochar on methane and ammonia mitigation during layer manure composting[J]. *Waste Management*, 2017, 61: 506–515.
- [62] HUANG C C, LI H S, CHEN C H. Effect of surface acidic oxides of activated carbon on adsorption of ammonia[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, 159(2/3): 523–527.
- [63] HE Z H, LIN H, HAO J W, et al. Impact of vermiculite on ammonia emissions and organic matter decomposition of food waste during composting[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 263: 548–554.
- [64] CHAN M T, SELVAM A, WONG J W. Reducing nitrogen loss and salinity during ‘struvite’ food waste composting by zeolite amendment[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 200: 838–844.
- [65] MAO H, ZHANG H, FU Q, et al. Effects of four additives in pig manure composting on greenhouse gas emission reduction and bacterial community change[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 292: 121896.
- [66] LIU X, WANG R. Effective removal of hydrogen sulfide using 4A molecular sieve zeolite synthesized from attapulgite[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2017, 326: 157–164.
- [67] AWASTHI M K, WANG M J, CHEN H Y, et al. Heterogeneity of biochar amendment to improve the carbon and nitrogen sequestration through reduce the greenhouse gases emissions during sewage sludge composting[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 224: 428–438.
- [68] OUYANG X, LIN H, HU Z, et al. Effect of biochar structure on H₂S emissions during sludge aerobic composting: insights into microscale characterization and microbial mechanism[J]. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 2022, 12, <https://doi.org/10.1007/s13399-022-03388-y>.
- [69] ZHOU S Z, WEN X, CAO Z, et al. Modified cornstalk biochar can reduce ammonia emissions from compost by increasing the number of ammonia-oxidizing bacteria and decreasing urease activity[J]. *Bioresource Technology*, 2021, 319: 124120.
- [70] SEO D C, GUO R F, LEE D H. Performance of alkaline impregnated biochar derived from rice hull for hydrogen sulfide removal from gas[J]. *Environmental Engineering Research*, 2021, 26(6): 200452.
- [71] SANCHEZ-MONEDERO M, CAYUELA M L, ROIG A, et al. Role of biochar as an additive in organic waste composting[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 247: 1155–1164.
- [72] ZHOU S Z, ZHANG X Y, LIAO X D, et al. Effect of different proportions of three microbial agents on ammonia mitigation during the composting of layer manure[J]. *Molecules*, 2019, 24(13): 2513.
- [73] WANG Y, BI L L, LIAO Y H, et al. Influence and characteristics of *Bacillus stearothermophilus* in ammonia reduction during layer manure composting[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 180: 80–87.
- [74] CHEN L, LI W, ZHAO Y, et al. Isolation and application of a mixotrophic sulfide-oxidizing *Cohnella thermotolerans* LYH-2 strain to sewage sludge composting for hydrogen sulfide odor control[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 345: 126557.
- [75] ZHANG Y, ZHAO Y, CHEN Y N, et al. A regulating method for reducing nitrogen loss based on enriched ammonia-oxidizing bacteria during composting[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 221: 276–283.
- [76] WANG C, WU M H, PENG C H, et al. Bacterial dynamics and functions driven by a novel microbial agent to promote kitchen waste composting and reduce environmental burden[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 337: 130491.
- [77] GUO H, GU J, WANG X, et al. Beneficial effects of bacterial agent/bentonite on nitrogen transformation and microbial community dynamics during aerobic composting of pig manure[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 298: 122384.
- [78] MAO H, LV Z Y, SUN H D, et al. Improvement of biochar and bacterial powder addition on gaseous emission and bacterial community in pig manure compost[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 258: 195–202.
- [79] AWASTHI M K, DUAN Y M, AWASTHI S K, et al. Effect of biochar and bacterial inoculum additions on cow dung composting[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 297: 122407.
- [80] 王美娟, 吴凌云, 郭惠娟, 等. 不同载体对溶藻干粉菌剂溶藻效果及稳定性能的影响[J]. *工业安全与环保*, 2021, 47(11): 92–98.
- WANG M J, WU L Y, GUO H J, et al. Influences of different carriers on lytic effect and stability of algolytic dry powder agent[J]. *Industrial Safety and Environmental Protection*, 2021, 47(11): 92–98.
- [81] LIU C, ZHANG X, ZHANG W, et al. Mitigating gas emissions from poultry litter composting with waste vinegar residue[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 842: 156957.
- [82] LIU Y, MA R, LI D, et al. Effects of calcium magnesium phosphate fertilizer, biochar and spent mushroom substrate on compost maturity and gaseous emissions during pig manure composting[J]. *Journal of Environmental Management*, 2020, 267: 110649.
- [83] CHEN L, LI W, ZHAO Y, et al. Effects of compound bacterial agent on gaseous emissions and compost maturity during sewage sludge composting[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 366: 133015.