

通风策略对污泥生物干化过程中含氮气体和甲烷排放的影响

齐鲁^{1,2} 魏源送^{1,4*} 张俊亚¹ 赵晨阳^{1,2} 才兴³ 张媛丽⁵ 邵春岩³ 李洪枚²

(1. 中国科学院生态环境研究中心,北京 100085; 2. 首都经济贸易大学安全与环境工程学院,北京 100070; 3. 沈阳环境科学研究院,沈阳 110016; 4. 鄂尔多斯固体废弃物资源化工程技术研究所,鄂尔多斯 017000; 5. 沈阳振兴污泥处置有限公司,沈阳 110000)

摘要: 我国污泥生物干化过程中含氮气体(NH_3 、 N_2O 、 NO)排放的数据十分缺乏,尤其是 NO 因其化学性质极其活泼,在以往的研究中甚少涉及。本研究以东北某大型污泥生物干化厂的连续流强制通风槽式污泥生物干化为研究对象,通过现场试验,考察不同通风策略下干化效率以及含氮气体、温室气体的排放特征。结果表明,当污泥初始含水率约 50% 时,采用前期供氧为主、中期温度控制为主、后期以除湿和散热为目的的通风策略,可以明显加快污泥干化速率(试验组在第 11 d 时的含水率为 36.6%,对照组为 42%),提升干化效果(最终含水率试验组为 33.6%,对照组为 37.6%),减少氨气累积排放量 5% (试验组氨气累积排放量为 $208 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$,对照组为 $219.8 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$); 同时降低温室气体累积排放当量[试验组每吨干物料的温室气体排放当量(eCO_2)为 $3.61 \text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$,对照组为 $3.73 \text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$],但 NO 累积排放量试验组比对照组高出 15.9% (试验组为 $1.9 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$,对照组为 $1.6 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$)。

关键词: 污泥; 生物干化; 通风策略; 含氮气体; 温室气体

中图分类号: X16; X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2016)01-0366-11 DOI: 10.13227/j.hjxx.2016.01.047

Effect of Aeration Strategies on Emissions of Nitrogenous Gases and Methane During Sludge Bio-Drying

QI Lu^{1,2}, WEI Yuan-song^{1,4*}, ZHANG Jun-ya¹, ZHAO Chen-yang^{1,2}, CAI Xing³, ZHANG Yuan-li⁵, SHAO Chun-yan³, LI Hong-mei²

(1. Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 2. School of Safety and Environment Engineering, Capital University of Economic and Business, Beijing 100070, China; 3. Shenyang Academy of Environmental Sciences, Shenyang 110016, China; 4. Ordos Institute of Solid Waste Technology, Ordos 017000, China; 5. Shenyang Zhenxing Sludge Disposal Company, Shenyang 110000, China)

Abstract: The data on nitrogen gas (NH_3 , N_2O , NO) emissions during sludge bio-drying process in China is scarce, especially NO due to its unstable chemical property. In this study, effect of two aeration modes on emissions of methane and nitrogenous gas was compared during the continuous aerated turning pile sludge bio-drying process at full scale. In these two aeration strategies, the one currently used in the plant was set as the control, and the other was set as the test in which the aeration was used for oxygen supply, pile temperature control, and moisture removal in the start-up, middle and final stages, respectively. The results showed that the aeration strategy used in the test could not only obviously accelerate the rate of sludge drying (the moisture contents of the test and the control were 36.6% and 42% on day 11), but also had a better drying performance (the final moisture contents of the test and the control were 33.6% and 37.6%, respectively) and decreased the ammonia cumulative emission by 5%, (ammonia cumulative emission of the test and the control were $208 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ and $219.8 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$, respectively). Though a lower accumulated emission (eCO_2) of greenhouse gas in the test at $3.61 \text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$ was observed than that of the control ($3.73 \text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$ dry weight), the cumulative emission of NO in the test at $1.9 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ was 15.9% higher than that of the control ($1.6 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$).

Key words: sewage sludge; sludge bio-drying; aeration strategy; nitrogenous gases; greenhouse gas

城市污泥含有大量水分,根据其表面吸附力的不同,可将其分为束缚水与自由水^[1],且束缚水由于吸附力较大,简单的机械脱水方法难以去除^[2]。研究表明,污泥中微生物自身高温好氧发酵过程中消耗有机物,有机物被分解为二氧化碳和水,而生物干化主要利用有机物降解产生的生物能^[3],配合强制通风设施,促进水分的蒸发去除,能够实现污泥快

速干化^[4]。生物干化的最大特点是无需外加热源^[5],干化所需能量来源于微生物的好氧发酵活

收稿日期: 2015-02-09; 修订日期: 2015-08-23
基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07208-07); 国家自然科学基金项目(21377151)
作者简介: 齐鲁(1989~),男,硕士研究生,主要研究方向为有机固体废物资源化, E-mail: hezeqilu@126.com
* 通讯联系人, E-mail: yswei@rcees.ac.cn

动,同时,其另一个特点是通过人为的过程控制策略,对物料进行强制通风,从而促进整个干化过程,缩短干化周期^[6~10].

目前国内外有关污泥生物干化的研究主要集中在如何提高生物干化效果,不仅很少涉及在工况条件下考察通风方式对污泥生物干化效果的研究,而且对污泥生物干化过程中含氮气体排放的研究大部分局限在氨气(NH₃)和氧化亚氮(N₂O),几乎没有涉及一氧化氮(NO)^[11].因此,本研究的目的是通过原位观测,研究不同工况条件下通风策略对污泥生物干化效果的影响,着重考察强制通风槽式污泥生物干化过程中含氮气体的排放特征,同时考察温室气体(CH₄)的排放,以期为提高污泥生物干化效能、减少温室气体排放和优化相关工艺参数提供支撑.

1 材料与方法

本研究以沈阳某污泥干化厂为对象,重点研究在实际生产情况下不同通风策略对污泥干化效果及含氮气体和甲烷排放的影响.污泥生物干化采用强

制通风槽式污泥生物干化工艺,通风方式为强制通风+翻堆.干化槽长92 m,宽3 m,堆体高度2.5 m,横截面为长方形,干化槽前6 m为混料区,每天翻堆一次,堆料每天向前移动4 m,整个污泥生物干化工艺周期22 d,污泥生物干化结束后一部分产品出厂,另一部分产品作为返混料与稻壳、脱水污泥混合后进入下一轮堆肥.6台风机(TKS Solutions公司,德国)分别控制A、B、C、D、E、F这6个工段的强制通风,单台风机的通风量为2 000 m³·h⁻¹.污泥生物干化流程示意图1,干化槽平面示意图2,跟堆采样点为对应试验日期的样品采集点.



图1 强制通风槽式污泥生物干化流程示意
Fig. 1 Diagram of sludge bio-drying by continuous aerated and turning process

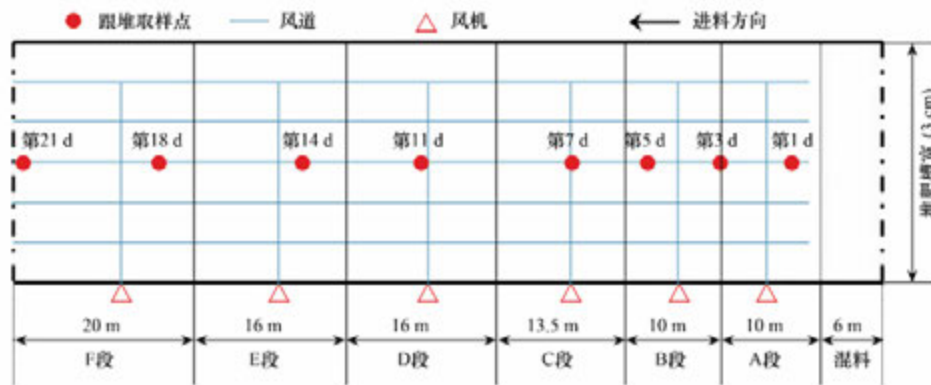


图2 污泥生物干化槽平面布置和气体采样点示意
Fig. 2 Layout plan of sludge bio-drying tunnel and gas sampling points

1.1 材料与试验设计

污泥为沈阳多家污水处理厂的脱水污泥(含水率约为80%),脱水污泥、稻壳、返混污泥按质量比1:0.12:0.88混合后进行生物干化.堆料的具体理化指标见表1.

如表2所示,本次试验分为2组进行,其中对照组采用污泥生物干化厂现行的强制通风策略.根据通风的功能,试验组采用不同的强制通风策略,其中A、B段以供氧为主,旨在尽快提升堆体温度,提高反应速率;C、D、E段以温度控制为主,使之平稳有效地进行生物干化;F段以除湿、散热为主,旨在

降低堆体温度,完成生物干化.具体通风量设计如下.

(1) 以供氧为主要目的的通风设计

计算公式为式(1)和(2)^[12]:

$$m_{O_2} = O_s \cdot m_s \cdot (1 - x_s) \cdot y_s \cdot k_s + O_a \cdot m_a \cdot (1 - x_a) \cdot y_a \cdot k_a \quad (1)$$

$$V_1 = \frac{m_{O_2}}{0.232\rho_0} \quad (2)$$

式中 m_{O_2} 为堆料中可生化降解有机物的需氧量, kg; V_1 为堆料中可生化降解有机物的通风量, m³; O_s 、 O_a 为混合污泥和调理剂的需氧量值(以 O₂/BVS 计),

kg·kg⁻¹; m_s 、 m_a 为脱水污泥和调理剂的湿重,kg; x_s 、 x_a 为脱水污泥和调理剂的含水率,%; y_s 、 y_a 为混合污泥和调理剂中挥发性有机物含量,%; k_s 、 k_a 为混合污泥和调理剂中挥发性有机物的降解系数. 混合污泥 $k_s=0.5$; 0.232 为空气中含有 23.2% O₂(重量); ρ_0 为空气密度. 20℃时 $\rho_0=1.18 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$.

按混合污泥(C₁₀H₁₉O₃N)含水率 55%、有机质含量 60%、堆料容重 820 kg·m⁻³进行计算,每日进料 30 m³. 供氧段(A、B 段)每日曝气量为 4 931 m³,大概每日需曝气 2.4 h(6 min·h⁻¹).

(2) 基于温度控制的通风需求量

计算公式为式(3)^[12]:

$$q_0 = \frac{1 - \beta_0}{\rho_0} \times \frac{-kh_c}{\Delta H} \quad (3)$$

式中, q_0 为单位干堆料所需风量, m³·(kg·d)⁻¹; ρ_0 为空气密度, kg·m⁻³ $\rho_0=118 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$; h_c 为堆料燃烧热, kJ·kg⁻¹ $h_c=20\,000 \text{ kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$; k 为堆料中干物质消失速率, d⁻¹,本研究取 $k=0.005 \text{ d}^{-1}$. ΔH 为进、出空气焓差, kJ·kg⁻¹; β_0 为堆料可生化降解分数,通常取 0.5.

选取堆体温度 C、D、E 段: 60℃,计算得 0.11 m³·(kg·d)⁻¹. 污泥生物干化处理量为每日 24.6 t,堆料每日移动距离为 4 m,基于不同风机供给管道长度的不同,分别计算出 3 台风机每天的通风时间:

C 段: 4.8 h (12 min·h⁻¹); D 段: 5.6 h (14 min·h⁻¹); E 段: 5.6 h (14 min·h⁻¹).

(3) 基于去除水分为目的通风量设计
公式为式(4)和(5)^[12]:

$$w = \frac{x_s}{1 - x_s} - \frac{x_c(1 - y_s)}{(1 - x_c)(1 - y_c)} \quad (4)$$

式中 w 为水分蒸发量(以水/干堆料计), kg·kg⁻¹; x_s 、 x_c 为混合污泥和污泥干化品的含水率,%; y_s 、 y_c 为混合污泥和污泥干化品的挥发性有机物含量,%.

$$V_2 = \frac{m_w}{(H_0 - H_i)\rho_0} = \frac{w \cdot m_{\text{mix}}}{(H_0 - H_i)\rho_0} \quad (5)$$

式中 V_2 为去除水分所需的通风量, m³; H_i 、 H_0 为进、出堆体空气的湿度(以水×干空气计), kg·kg⁻¹ (不同温度的空气湿度可查表); m_{mix} 为堆料干重, kg; m_w 为污泥生物干化过程所蒸发的水分, kg; ρ_0 为空气密度, kg·m⁻³. 20℃时 $\rho_0=1.18 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$.

基于此前的工作基础^[13],本研究按照如下参数计算通风量:堆料含水率从 55% 降至 40%、堆料有机质从 60% 降至 55%; 强制通风的进气 15℃、相对湿度 20% 升高至出气 30℃、相对湿度 100%; 高温期堆料容重降至 660 kg·m⁻³计算. 污泥生物干化过程中除湿所需的通风量为 286 131 m³,每日通风量为 11 445 m³.

表 1 污泥堆料组成及其特性

Table 1 Composition and properties of the sludge

理化指标	原料			混合物料	
	污泥	稻壳	返混料	试验组	对照组
pH	7.95	6.70	6.32	7.75	7.33
含水率/%	80.24	10.58	37.6	50.61	50.98
有机质/%	54.43	84.86	48.04	51.75	51.67
C/N 比	6.29	39.50	7.41	9.19	8.38
总氮/g·kg ⁻¹	38.2	0.17	24.4	23.19	23.84

表 2 污泥生物干化试验组与对照组的试验设计

Table 2 Experiment design for sludge bio-drying experimental group and control group

指标	试验组	对照组
混料比例	计量形式	铲车计量式
	混料形式	铲车堆放和后期翻堆
	污泥:辅料:返混料(质量比)	1:0.12:0.88
堆体尺寸	长×宽×高	4 m×3 m×2.5 m
	A 段	TC 模式, C: 6; T: 高于 45℃ 启动
强制通风操作方式 C: 循环模式/min·h ⁻¹ T: 温度控制模式	B 段	TC 模式, C: 6; T: 高于 55℃ 启动
	C 段	C 模式, 12
	D 段	C 模式, 12
	E 段	C 模式, 14
	F 段	C 模式, 60
	翻堆	每日翻堆一次

由散热所需的通风量约为供氧所需的 9 倍, 约为 $15\ 840\ \text{m}^3$. 结合去除水分所需通风量, 将大于 F 段设计最大通风量, 因此 F 段采用最大通风量即每日 24 h.

1.2 样品采集和分析

1.2.1 样品采集

(1) 氨气

氨气样品的采集采用通气法^[14~16]: 在两片厚度约为 17 mm 的海绵上浸润 15 mL 磷酸甘油溶液, 然后将海绵装配入 PC 材质塑料管(内部直径 16 cm, 高 15 cm)内, 一块海绵置于 PC 管顶部, 用于排除外界气体干扰, 一块放置距管底 4 cm 处用以吸收氨气. 将该装置置于采样点 1~2 h 后, 取下下层海绵, 浸泡于 $1\ \text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的氯化钾溶液, 并振荡 1 h, 采用纳氏试剂分光光度法测定浸提液中氨氮浓度. 氨气排放通量计算公式为^[15]:

$$f_{\text{NH}_3} = c \times V / (A \times t) \quad (6)$$

式中 f_{NH_3} 为氨气排放通量(以 NH_3 相对分子质量计) $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$; A 为海绵有效面积 m^2 ; t 为采样时间 h; c 为浸润液中氨氮浓度 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; V 为浸提液的体积 L.

(2) 温室气体(N_2O 、 CH_4)

温室气体采集采用静态平衡箱法^[8,9]. 采用轻质材料(PVC)制作的采样箱(35 cm × 24 cm × 17 cm, 有效容积 14.3 L), 内壁附上对 N_2O 惰性的铝箔并外接采气口, 试验时用堆料密封覆盖于所选采样点. 每间隔 3 min 采集气样一次, 共 4 次. 计时开始后尽量避免扰动堆体, 以减少误差. 由于现场无相关检测设备, 且气体样品保存不宜过长, 且同一干化槽内同时存在整个干化周期的物料, 因此温室气体样品最后 1 d 统一采集, 带回北京实验室进行检测. 相关试验在气体采集后 36 h 内完成. 温室气体排放通量计算公式为^[15]:

$$f_i = h \times (\Delta c / \Delta t) \times M \times 60 \times 273 / [273 + (T_1 + T_2 + T_3 + T_4) / 4] \quad (7)$$

式中 h 为采样箱高度, m; $(\Delta c / \Delta t)$ 是箱内温室气体量浓度随时间的变化率 $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}$; M 为每 mol 温室气体对应 C 或 N 元素的摩尔质量; $273 / [273 + (T_1 + T_2 + T_3 + T_4) / 4]$ 为温度校正系数, $T_1 \sim T_4$ 分别表示采气时箱内的温度, °C.

(3) 一氧化氮

一氧化氮样品采集在污泥生物干化最后 1 d 统一进行, 分别采集对照组与试验组 8 个固体采样点区域的一氧化氮气体样品. 具体方法为使用两个质

轻材料(PVC)制作的采样箱(40 cm × 20 cm × 15 cm, 底部面积为 $0.08\ \text{m}^2$), 将采样箱密封覆盖于所选采样点, 箱子内壁附有对 NO_x (NO_2 和 NO) 惰性的锡箔纸并外接两个采气口, 一个采气口用于测量采样点 NO_x 的浓度, 另一采气口测量采样点 NO_2 的浓度, 二者之差即为采样点 NO 的浓度. 同时, 另一采样箱测量周围空气中的 NO 浓度, 以排除周围空气的干扰. 采样点如图 2 所示.

本试验所有检测气体(NH_3 、 N_2O 、 CH_4 、 NO) 的累积排放量计算公式为^[17]:

$$Q = S \times \sum \Delta f_i t_i \quad (8)$$

式中 S 为堆体总表面积 m^2 ; Δf_i 为第 $i-1$ 至第 i 次采样期间平均排放通量 $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$; $\Delta f_i = \frac{1}{2} \cdot (f_{i-1} + f_i)$, f_0 取 0; t_i 为第 $i-1$ 至第 i 次采样间隔时间(t_0 代表建堆当天) h.

(4) 固体样品

固体样品的采样布点为堆体表面区域(4 m × 3 m) 双对角线上的 5 个等分采样点(含一个中心交叉点), 每个采样点均采集堆体表层(堆料表面以下 10~20 cm) 堆料, 并确保采样点距堆肥槽墙壁距离大于 0.5 m 以避免边壁效应, 混合均匀后采用四分法取样并将样品冷藏带回实验室分析. 采样时间为堆肥开始后第 1、3、5、7、11、14、18、21 d. 所有数据均应用 SPSS 20.0(Chicago, USA) 进行统计分析.

1.2.2 样品分析

CH_4 和 N_2O 的定量分析采用气相色谱仪(Agilent 4890, Agilent Technologies, USA) 的氢火焰离子化检测器(flame ionization detector, FID) 和电子捕获检测器(electron capture detector, ECD)^[17].

NO 的定量分析采用盐酸萘乙二胺分光光度法(HJ 479-2009)^[18]. 其方法原理是采样箱中的二氧化氮被第一支吸收瓶中的吸收液吸收并反应生成粉红色偶氮染料, 而一氧化氮不与吸收液反应. 采样箱中的一氧化氮通过氧化管时被酸性高锰酸钾溶液氧化为二氧化氮, 被第二支吸收瓶中的吸收液吸收并反应生成粉红色偶氮染料. 生成的偶氮染料在波长 540 nm 处的吸光度与二氧化氮的含量成正比. 分别测定两支吸收瓶中样品的吸光度, 第一个吸收瓶中测量的为采样箱中 NO_2 的浓度, 第二个吸收瓶中测量的为采样箱中 NO_x 的浓度, 两者之差为采样箱中 NO 的浓度.

固体样品的检测指标有含水率、有机质、pH 值、 NO_3^- -N、 NO_2^- -N、 NH_4^+ -N、TN、TC 和 TP 等. 取 5.0 g

左右鲜样,烘箱内 105℃ 烘 24 h,测定含水率,再在马弗炉内 600℃ 下灼烧 6 h,测量有机质; $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 采用紫外分光光度法(220 nm & 275 nm), $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 采用 N -(1-萘基)-乙二胺光度法(540 nm),氨氮采用纳氏试剂分光光度法(420 nm)^[15]. TN、TC 的测定需将样品冷藏带回实验室用元素分析仪(型号 Varion EL III,德国 Elementar 公司)测定,TP 的检测采用 $\text{HClO}_4\text{-H}_2\text{SO}_4$ 红外消煮-分光光度法^[19].

为避免干化厂相关生产活动对试验结果产生影响,本次现场试验采集气体样品时,会关闭相关槽以及相邻槽内曝气装置,同时,相关槽内翻堆作业会在当天所有样品采集完成后进行.

2 结果与讨论

2.1 污泥生物干化效果

如图 3 所示,试验组与对照组的初始含水率分别为 50.6% 和 51.0%,随后整体均呈下降趋势,最终含水率分别为 33.6% 和 37.6%,降幅分别为 17% 和 12.4%,可见改变通风策略对于堆料的水分去除有一定的促进作用(试验组高于对照组 4.0%). 同

时,在生物干化进行到第 11 d 时,试验组的含水率已降至 36.6%,而对照组的含水率为 42%,这说明试验组的通风设计有利于生物干化的快速进行. 本试验堆料初始含水率达到理想的试验条件(55% 以下),最终的含水率降至 40% 以下,很好地达到了预定目标.

试验组与对照组的初始有机质含量均为 51.7%,总体呈逐渐降低的趋势. 随着生物干化的进行,最终下降至 48.9% 和 48.0%,降幅分别为 2.84% 和 3.63%. Pearson 分析结果表明,试验组与对照组有机质变化与曝气时间存在显著的负相关性(P 值分别为 0.044、0.003, R^2 为 -0.721、-0.886),但试验组与对照组没有显著性差异(t 检验 P 值为 0.296). 由于目前生物干化厂为了节约运营成本,大量使用返混料调整堆料初始含水率,而返混料本身经历了完整的生物干化周期,生物可降解有机质已经几乎消耗殆尽,造成堆料初始有机质与可利用有机质含量低;此外,脱水污泥有机质含量本身也比较低,仅为 51% 左右,这是堆料有机质最终仅仅降低 3% 的主要原因.

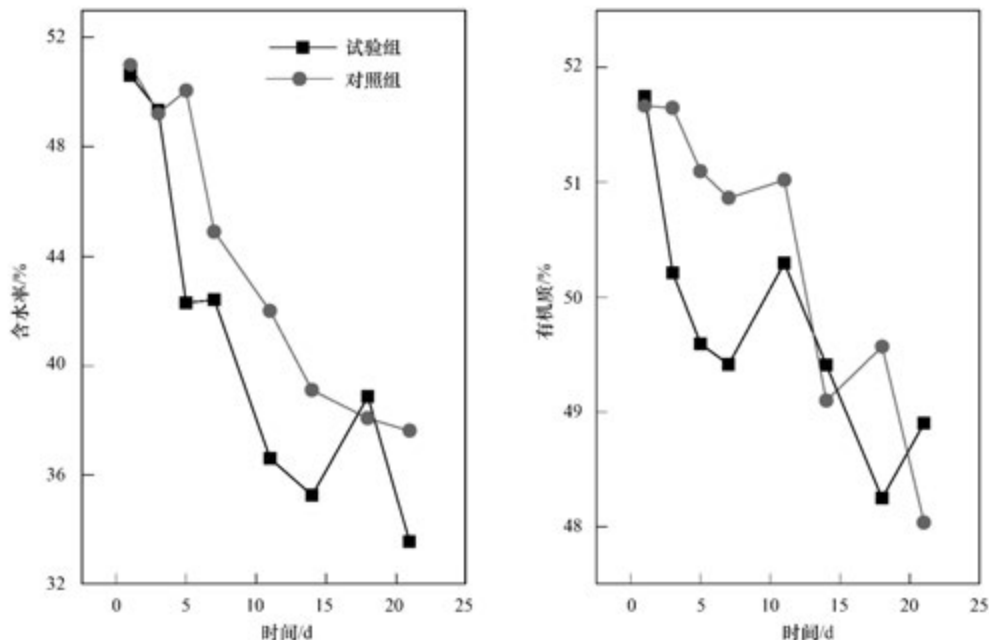


图 3 污泥生物干化过程中含水率和有机质的变化

Fig. 3 Changes of moisture content and organic matter during sludge bio-drying process

堆体温度、壁温的变化如图 4 所示. 堆肥槽位于室内,处于秋季,环境温度始终保持在 15℃ 左右,外界环境对堆体温度变化影响较小,堆体温度为堆体表面以下 1.2 m 处温度,可基本反映堆体内部温度. 图 4 表明,混料区域,试验组堆体温度为 34℃,对照组为 27℃,在混料区就会出现微生物反应且比

较剧烈,导致堆温在前期达到最高或是有小幅升高的趋势. 干化开始后,试验组和对照组的堆体温度很快达到最大值,分别为 78℃ 和 42℃. 试验组的堆温随着生物干化的进行呈逐渐下降趋势,而对照组的堆温经历了一个短暂而小幅的上升,随后同样呈下降趋势,最终试验组和对照组堆温分别降至 17℃

和 18℃. 无论对于试验组还是对照组, 整体堆温上升均不理想, 过低的堆体温度不利于堆料有机质的转化和病原体、寄生虫卵的灭活^[20]. 然而对于生物干化而言, 首要的是去除含水率, 同时考虑到辅料成本, 如大量使用返混料, 这势必降低可利用有机质含量, 造成微生物反应动力不足^[21]. 试验组初期通风量为 $6 \text{ min} \cdot \text{h}^{-1}$, 高于对照组 ($4 \text{ min} \cdot \text{h}^{-1}$), 其初始堆温高于对照组, 说明对于初始升温阶段, 试验组的通

风策略较为理想. 在混料区域, 试验组与对照组壁温均为 20℃ 左右, 干化开始后, 试验组与对照组的壁温均很快达到最大值, 而试验组比对照组略高 (试验组左侧壁温为 38℃, 右侧壁温为 32℃, 对照组分别为 28℃、29℃). 随着生物干化的进行, 从第 11 d 开始, 试验组与对照组的壁温基本相同, 且壁温与堆体温度相差不大, 说明堆体整体生物反应趋于平缓.

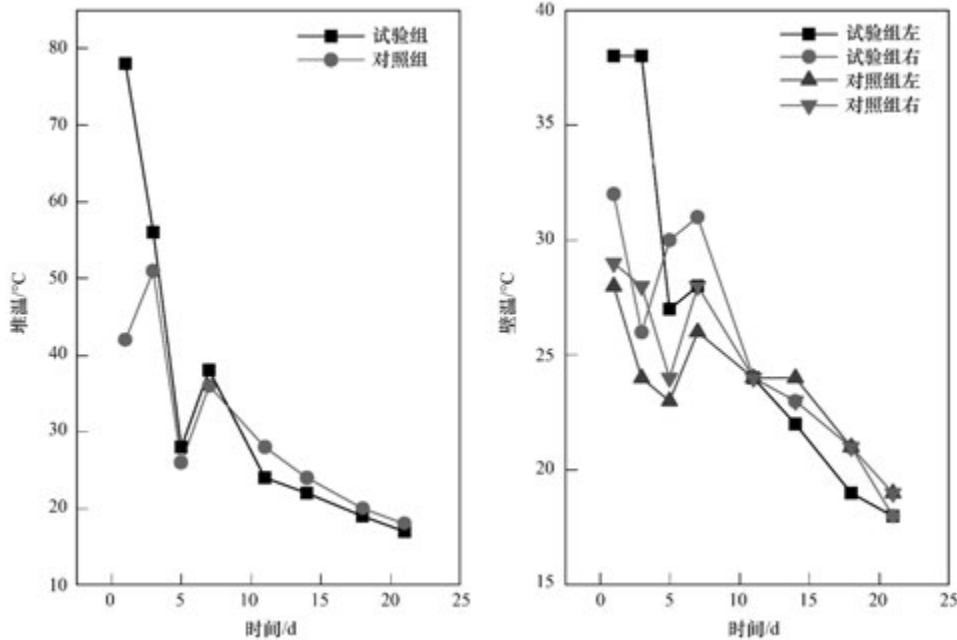


图 4 污泥生物干化过程的堆温和壁温变化

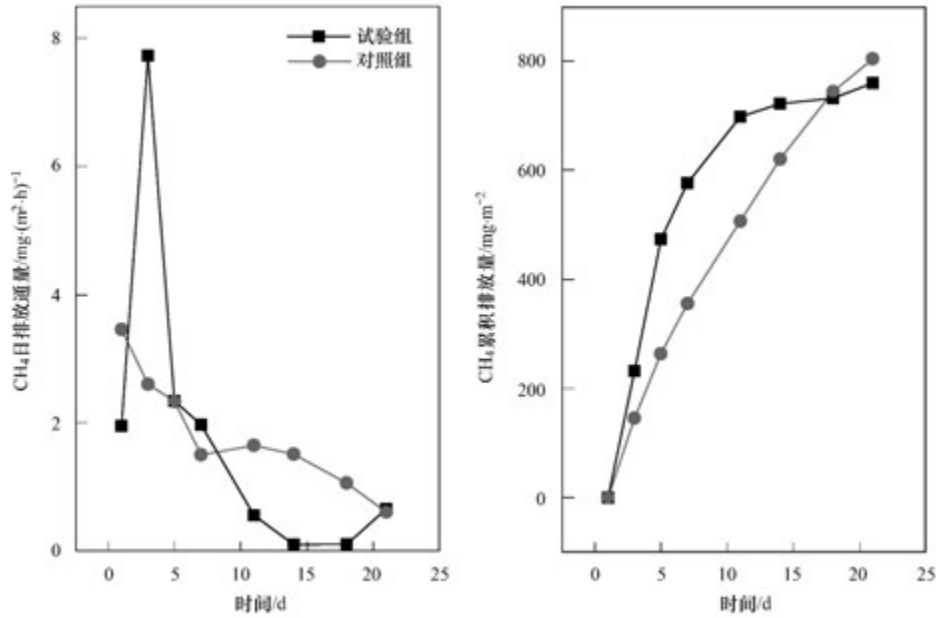
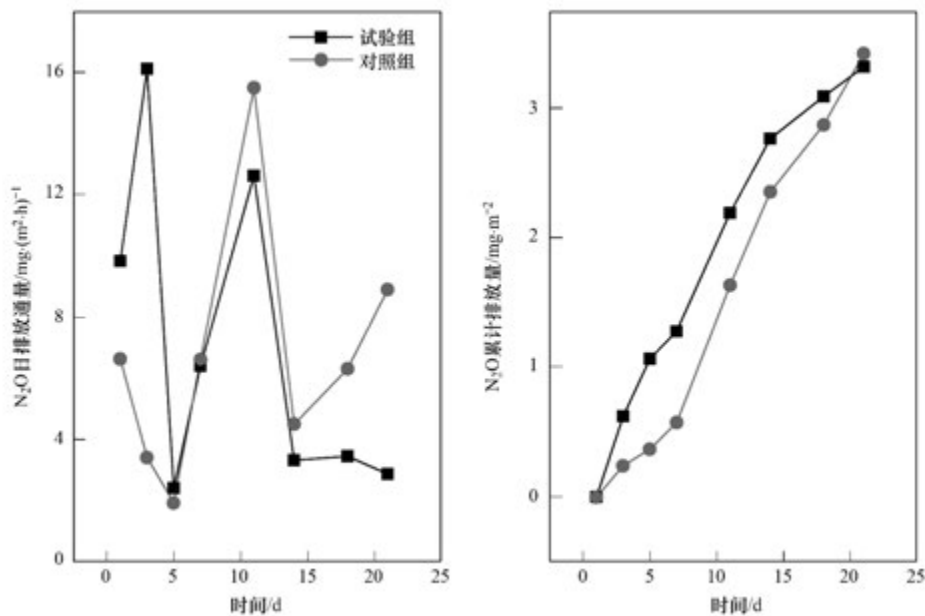
Fig. 4 Changes of pile temperature and wall temperature during sludge bio-drying process

2.2 温室气体 (CH_4 、 N_2O) 和含氮气体 (NH_3 、 NO) 的排放特征

如图 5 所示, 试验组 CH_4 排放通量在干化开始阶段迅速增高, 在第 3 d 达到峰值, 为 $7.72 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, 随后开始降低, 最终为 $0.66 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$; 对照组 CH_4 排放通量在 1 d 就达到最大值, 为 $3.46 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, 随后逐渐降低, 干化结束时为 $0.61 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$. 虽然堆体在干化初期采用以供氧为主的通风条件, 但堆体内部会产生部分厌氧区域^[22], 因此产甲烷菌的生长条件得到保障, 甲烷菌作为古菌的一种, 对温度的耐受性较强^[23], 所以在干化过程中, 试验组前 11 d 甲烷的累积排放量为 $698.6 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$, 占总累积排放量的 92%, 这与 Ahn 等的研究结果一致^[24], 对照组由于前期堆体温度升高不理想, 前 11 d CH_4 的累积排放量为 $507.3 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$, 占总累积排放量的 63%, 干化结束时, 试验组 CH_4 单位面积累积排放量为 $0.76 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$, 对照组为 $0.8 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$, 试验组与对照组没有

显著性差异 (t 检验 P 值为 1). Pearson 检验表明试验组 CH_4 的排放与曝气时间不存在显著相关 (P 值为 0.256 $R^2 = -0.456$), 对照组存在显著负相关性 (P 值为 0.001 $R^2 = -0.933$).

试验组与对照组 N_2O 的排放通量与累积排放量情况如图 6 所示. 试验组出现两个峰值, 分别是干化开始后第 3 d [$16.1 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$]、第 11 d [$12.6 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$]. 第 3 d 出现峰值是因为试验组在干化前期反应比较剧烈, 堆体温度较高, 出现部分厌氧区域, 发生反硝化反应^[22]. 第二个峰值是随着污泥干化的进行, 堆体温度逐渐下降, 硝化细菌活性增强, 发生硝化作用^[25], 随后逐渐下降, 最终为 $2.87 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$. 对照组由于堆体内微生物反应并不十分剧烈, 没有发生明显反硝化作用, 其前期 N_2O 排放通量较低, 中后期与试验组变化趋势基本一致, 也在第 11 d 左右达到峰值, 为 $15.5 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, 随后开始下降, 至干化结束时, 对照组为 $8.90 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$. 有研究表明, N_2O 的排放

图5 污泥生物干化过程中 CH₄ 排放变化Fig. 5 Changes of fluxes and accumulative emissions of CH₄ during sludge bio-drying process图6 污泥生物干化过程中 N₂O 排放变化Fig. 6 Changes of fluxes and accumulative emissions of N₂O during sludge bio-drying process

与通风条件有关^[26]。在干化过程 B 至 E 段对照组曝气量比试验组高, 所以对照组的 N₂O 排放通量比试验组略高; 在 F 段, 对照组的曝气量改为 30 min·h⁻¹, 所以对照组的 N₂O 排放通量至干化后期有上升的趋势。整个干化过程中, 试验组的单位面积累积 N₂O 排放量为 3.31 g·m⁻², 对照组为 3.42 g·m⁻²。Pearson 检验表明试验组与对照组 N₂O 排放量与曝气方式均无显著相关性 (*P* 值分别为 0.204、

0.424), 对照组与试验组 N₂O 累积排放量呈显著性差异 (*t* 检验 *P* 值为 0.012)。

在整个干化过程中, 试验组每吨干污泥的温室气体排放当量 (eCO₂) 为 3.61 kg·t⁻¹, 对照组为 3.73 kg·t⁻¹, 试验组比对照组减少约 3%。

如图 7 所示, 试验组在采样点 2 的 NO 排放通量为最大值 [9.87 mg·(m²·h)⁻¹], 随后开始降低, 产生这种现象的原因是试验组在干化初期, 曝气局

部不均匀,部分富氧区域发生硝化作用,NO 排放量增加. 在采样点 5 [0.92 mg·(m²·h)⁻¹]后开始逐渐升高,最终采样点 8(位于 F 段)的排放通量为 6.87 mg·(m²·h)⁻¹,主要是因为干化中后期 F 段加大曝气量(24 h 通风)导致了硝化反应. 对照组的堆体温度在干化前期并没有达到较高温度,所以其前中期 NO 排放通量一直处于较低水平,采样点 2 的最

低 [1.08 mg·(m²·h)⁻¹],随着曝气量的增大,在采样点 5 达到最大值 [6.50 mg·(m²·h)⁻¹]. F 段曝气时间试验组比对照组高 1 倍,导致试验组在 F 段的 NO 排放通量较高. 因此,尽管试验组累积 NO 排放量(1 899 g·m⁻²)比对照组(1 598 g·m⁻²)高 19%,但对照组与试验组未呈显著性差异(*t* 检验 *P* 值为 0.887).

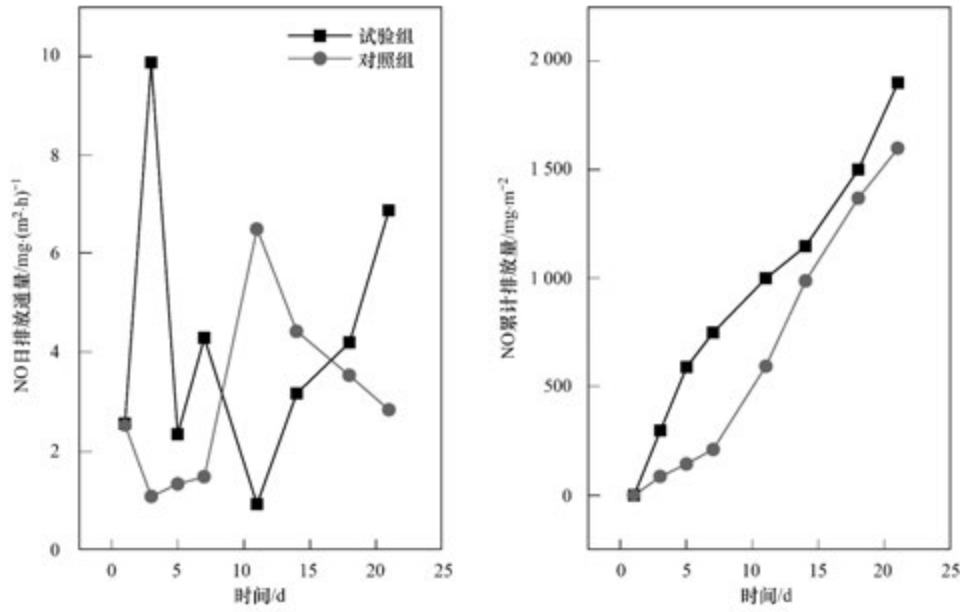


图 7 污泥生物干化过程中 NO 排放变化

Fig. 7 Changes of fluxes and accumulative emissions of NO during sludge bio-drying process

氨气排放情况如图 8 所示,氨气的排放与堆体的温度以及通风量有关^[26]. 试验组与对照组的氨气累积排放量均随着时间的推移而增加,试验组的

氨气排放通量峰值出现在堆肥第 1 d [1.68 mg·(m²·h)⁻¹],且随着生物干化的进行逐渐下降;对照组的排放通量起初有小幅升高,峰值出现在堆

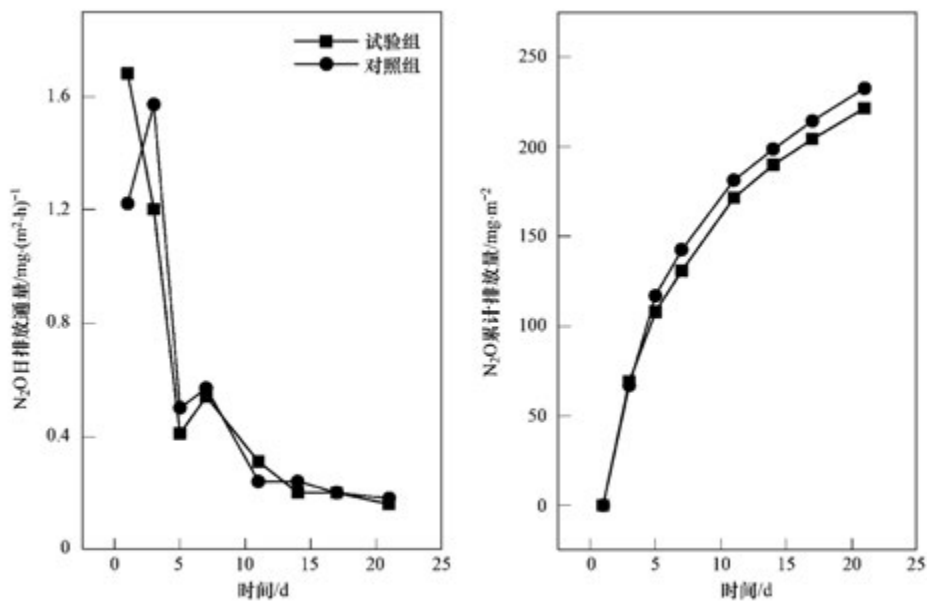


图 8 污泥生物干化过程中 NH₃ 排放变化

Fig. 8 Changes of fluxes and accumulative emissions of NH₃ during sludge bio-drying process

肥第 3 d [$1.57 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$] 在为期 21 d 的生物干化周期中, 氨气的排放主要集中于前 11 d, 分别占到试验组与对照组氨气总累积排放量的 72.6% 和 73.6%。单位面积氨气累积排放量试验组 ($208.3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$) 比对照组 ($219.7 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$) 低 5.5%, 说明采用试验组的曝气方式可以减少氨气的排放。经过统计学分析, 试验组氨气的排放通量与曝气时间不存在相关性 (Pearson 检验 P 值为 0.176), 对照组存在负

相关性 (P 值为 0.019, $R^2 = -0.792$), 对照组与试验组氨气累积排放未呈显著性差异 ($P = 0.887$)。

基于降低能耗、降低生产成本考虑, 建议干化场 A ~ E 工段采用试验组通风模式, F 工段采用现行曝气模式。

2.3 氮素变化

图 9 表示污泥生物干化过程中试验组、对照组堆料的硝态氮、亚硝态氮、氨氮以及总氮变化情况。

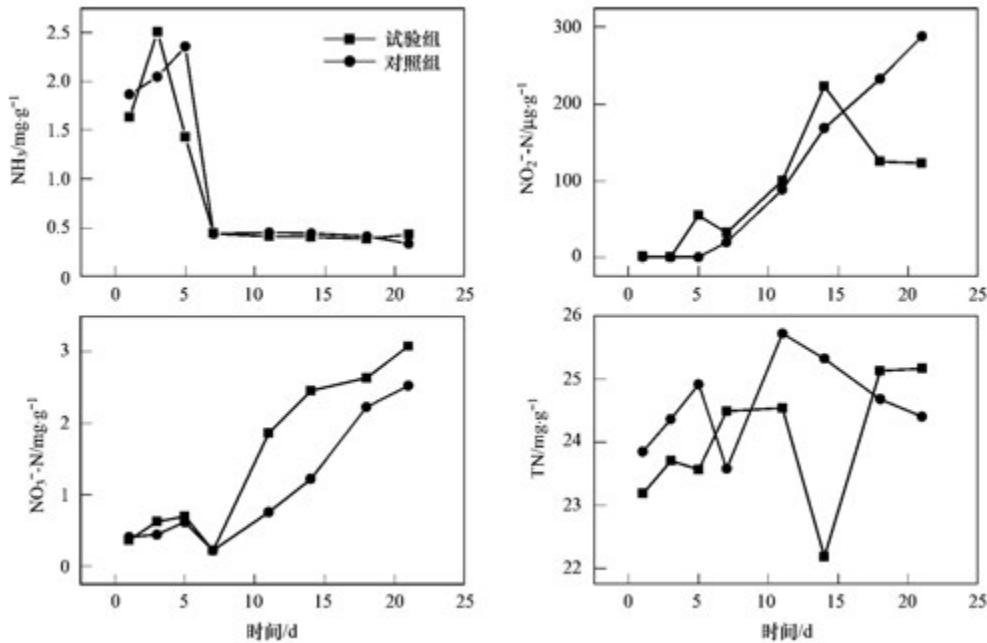


图 9 污泥生物干化过程中氨氮 ($\text{NH}_4^+ \text{-N}$)、亚硝态氮 ($\text{NO}_2^- \text{-N}$)、硝态氮 ($\text{NO}_3^- \text{-N}$)、总氮 (TN) 变化

Fig. 9 Changes of $\text{NH}_4^+ \text{-N}$, $\text{NO}_2^- \text{-N}$, $\text{NO}_3^- \text{-N}$, and total solid (TN) during sludge bio-drying process

硝态氮变化呈逐渐升高的趋势, 前期维持在较低水平, 从第 7 d 开始逐渐升高。干化开始时, 试验组和对照组的硝态氮含量分别为 $0.371 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $0.412 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 结束时分别为 $3.08 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $2.53 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 分别增长了 8.3 倍与 6.1 倍。对照组与试验组的硝态氮含量均与曝气方式显著相关 (Pearson 检验 P 值分别为 0.02、0.002, R^2 值为 0.79、0.899)。试验组的亚硝态氮变化趋势与硝态氮基本一致, 干化开始时试验组与对照组的亚硝态氮含量为 $1.06 \text{ μg} \cdot \text{g}^{-1}$ 及 $0.43 \text{ μg} \cdot \text{g}^{-1}$, 干化结束时分别增加了 116 倍与 668 倍, 达到 $122.9 \text{ μg} \cdot \text{g}^{-1}$ 与 $288.5 \text{ μg} \cdot \text{g}^{-1}$, 与硝态氮一样, 也是从第 7 d 开始, 有明显的上升趋势, Pearson 检验试验组亚硝态氮含量与曝气方式无显著相关性 (P 值 = 0.286, $R^2 = 0.431$), 对照组显著相关 (P 值 = 0.000, $R^2 = 0.952$), t 检验表明试验组的亚硝态氮含量与对照组呈显著性差异 ($P = 0.026$)。氨氮整体呈先增加、再降低的趋势,

试验组在干化的第 3 d 达到峰值, 为 $2.51 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 对照组在第 5 d 达到峰值, 为 $2.36 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 随后均开始降低, 干化结束时试验组与对照组的氨氮分别为 $0.43 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 与 $0.34 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 与初始浓度相比分别降低 74% 与 82%。这是因为在干化前期, 堆体温度比较高, 氨化细菌活性较强, 有机氮在氨化细菌的作用下产生氨气^[27], 过高的堆体温度不利于硝化细菌以及亚硝化细菌作用, 因而硝态氮的含量比较低; 随着堆肥的进行, 硝化作用增强, 氨氮转化为硝态氮, Pearson 检验表明试验组与氨氮含量变化与曝气方式无显著相关性 (P 值为 0.184, $R^2 = -0.523$), 对照组存在负相关性 ($P = 0.011$, $R^2 = -0.829$), 试验组氨氮含量与对照组未呈显著性差异 (t 检验 P 值为 0.837)。试验组的初始总氮含量为 $23.2 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 对照组为 $23.8 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 至堆肥结束时, 它们的总氮含量分别为 $25.2 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 及 $24.4 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 分别增加了 8.5% 及 2.3%。这是因为干化过程中

水分的蒸发以及有机物的矿化会导致堆料体积及质量的减少,即产生了“浓缩效应”^[28],因此,TN的含量数值上会有所增加. 试验组初始容重为 $1.549\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$,对照组初始容重为 $1.574\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$,干化结束后,试验组容重为 $1.252\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$,对照组容重为 $1.279\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$,堆体高度变为 1.7 m ,累计表现减容率分别为 31.3% 及 32.1% . 初始试验组堆体质量为 37.19 t ,对照组为 37.79 t ,堆体氮元素总质量为 0.86 t 和 0.89 t . 干化周期完成后,试验组堆体质量为 25.55 t ,对照组堆体质量为 25.66 t ,堆体氮元素总质量分别为 0.64 t 和 0.62 t . 试验组与对照组氮素损失率分别为 25.6% 及 30.3% . 其中,试验组与对照组氨气挥发造成的氮素损失占各自氮素损失的 62.1% 及 66.4% , N_2O 的排放占氮素损失的 0.88% 及 0.95% , NO 的排放占氮素损失的 0.61% 及 0.49% ,由此可见污泥干化过程中氮素损失的主要因素在于氨气的挥发. Pearson 检验表明试验组与对照组总氮变化与曝气时间均无显著相关性(P 值分别为 0.062 和 0.564).

3 结论

(1) 工况条件下采用前期以供氧为主、中期以温度控制为主、后期以去除水分和散热为主的通风设计可以有效加快干化速率(试验组第 11 d 含水率为 36.6% ,此时对照组为 42%)并具有更好的干化效果(最终试验组含水率为 33.6% ,对照组为 37.6%).

(2) 该通风策略可以降低氨气累积排放量约 5% (试验组氨气累积排放量为 $208\text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$,对照组为 $219.8\text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$),减少 4.7% 的氮素损失,且试验组和对照组排放的二氧化碳当量值的变化相差不大,其中试验组每吨干物料的二氧化碳排放当量(eCO_2)为 $3.605\text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$,对照组为 $3.726\text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$.

参考文献:

- [1] 荀锐,王伟,乔玮. 水热改性污泥的水分布特征与脱水性能研究[J]. 环境科学,2009,30(3): 851-856.
- [2] 姜惠民,朱芬芬,梁远,等. 市政污泥深度脱水药剂优化研究[J]. 环境工程学报,2014,8(2): 697-702.
- [3] 章梦涛,陈振峰. 城市污泥生物干化处理及其在生态治理中的应用[J]. 亚热带水土保持,2008,20(4): 67-70.
- [4] Zhang J Y, Cai X, Qi L, et al. Effects of aeration strategy on the evolution of dissolved organic matter (DOM) and microbial community structure during sludge bio-drying [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2015, 99(17): 7321-7331.
- [5] 郭松林,陈同斌,高定,等. 城市污泥生物干化的研究进展

- 与展望[J]. 中国给水排水,2010,26(15): 102-105.
- [6] Zhao L, Gu W M, He P J, et al. Effect of air-flow rate and turning frequency on bio-drying of dewatered sludge [J]. Water Research, 2010, 44(20): 6144-6152.
- [7] Cai L, Chen T B, Gao D, et al. Influence of forced air volume on water evaporation during sewage sludge bio-drying [J]. Water Research, 2013, 47(13): 4767-4773.
- [8] Velis C A, Longhurst P J, Drew G H, et al. Biodrying for mechanical-biological treatment of wastes: a review of process science and engineering [J]. Bioresource Technology, 2009, 100(11): 2747-2761.
- [9] Winkler M K H, Bennenbroek M H, Horstink F H, et al. The biodrying concept: an innovative technology creating energy from sewage sludge [J]. Bioresource Technology, 2013, 147: 124-129.
- [10] Huiliñir C, Villegas M. Simultaneous effect of initial moisture content and airflow rate on biodrying of sewage sludge [J]. Water Research, 2015, 82: 118-128.
- [11] Sun X P, Lu P, Jiang T, et al. Influence of bulking agents on CH_4 , N_2O , and NH_3 emissions during rapid composting of pig manure from the Chinese Ganqinfen system [J]. Journal of Zhejiang University Science B, 2014, 15(4): 353-364.
- [12] 魏源送,樊耀波,王敏健,等. 堆肥系统的通风设计[J]. 环境污染治理技术与设备,2000,1(3): 1-9.
- [13] 赵晨阳,魏源送,葛振,等. 连续流强制通风槽式污泥堆肥工艺的温室气体和氨气排放特征[J]. 环境科学,2014,35(7): 2798-2806.
- [14] 钟佳,魏源送,赵振凤,等. 污泥堆肥及其土地利用全过程的温室气体与氨气排放特征[J]. 环境科学,2013,34(11): 4186-4194.
- [15] 赵晨阳,李洪枚,魏源送,等. 翻堆频率对猪粪条垛堆肥过程温室气体和氨气排放的影响[J]. 环境科学,2014,35(2): 533-540.
- [16] 万合锋,赵晨阳,钟佳,等. 施用畜禽粪便堆肥品的蔬菜地 CH_4 、 N_2O 和 NH_3 排放特征[J]. 环境科学,2014,35(3): 892-900.
- [17] Zhong J, Wei Y S, Wan H F, et al. Greenhouse gas emission from the total process of swine manure composting and land application of compost [J]. Atmospheric Environment, 2013, 81: 348-355.
- [18] 梅崖. 盐酸萘乙二胺分光光度法测定环境空气中的氮氧化物的适用性检验报告[J]. 轻工科技,2013,2: 92-93.
- [19] Iqbal H, Garcia-Perez M, Flury M. Effect of biochar on leaching of organic carbon, nitrogen, and phosphorus from compost in bioretention systems [J]. Science of the Total Environment, 2015, 521-522: 37-45.
- [20] Wei Y S, Fan Y B, Wang M J, et al. Composting and compost application in China [J]. Resources, Conservation and Recycling, 2000, 30(4): 277-300.
- [21] 张喻,韩融,陆文静,等. 通风强度对市政污泥生物干化中试效果的影响[J]. 环境科学,2015,36(5): 1727-1732.
- [22] He Y W, Inamori Y, Mizuochi M, et al. Measurements of N_2O

- and CH₄ from the aerated composting of food waste[J]. *Science of the Total Environment*, 2000, **254**(1): 65-74.
- [23] DeLong E F. Archaea in coastal marine environments [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 1992, **89**(12): 5685-5689.
- [24] Ahn H K, Mulbry W, White J W, *et al.* Pile mixing increases greenhouse gas emissions during composting of dairy manure [J]. *Bioresource Technology*, 2011, **102**(3): 2904-2909.
- [25] 郑嘉熹, 魏源送, 吴晓凤, 等. 猪粪堆肥过程保氮固磷及温室气体(N₂O)减排研究[J]. *环境科学*, 2011, **32**(7): 2047-2055.
- [26] Jiang T, Schuchardt F, Li G X, *et al.* Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2011, **23**(10): 1754-1760.
- [27] Schlegelmilch M, Streese J, Biedermann W, *et al.* Odour control at biowaste composting facilities [J]. *Waste Management*, 2005, **25**(9): 917-927.
- [28] Szanto G L, Hamelers H V M, Rulkens W H, *et al.* NH₃, N₂O and CH₄ emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure [J]. *Bioresource Technology*, 2007, **98**(14): 2659-2670.