

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2023.22.005

传统无下水道卫生系统温室气体排放研究进展

褚文博^{1,2}, 陈静³, 龙锦云¹, 程世昆¹, 杨朕⁴, 陈聪⁵,
李子富¹, 李天昕¹

(1. 北京大学 能源与环境工程学院, 北京 100083; 2. 吉林建筑大学 艺术设计学院, 吉林 长春 130119; 3. 中国建筑设计研究院有限公司 工程设计研究院, 北京 100044; 4. 南京师范大学 化学与材料科学学院, 江苏 南京 210023; 5. 北京大学 经济管理学院, 北京 100083)

摘要: 通过对国内外传统无下水道卫生系统(如化粪池、坑厕等)温室气体排放研究文献的梳理,以及对国内外官方平台发布的温室气体排放数据的搜集,介绍了传统无下水道卫生系统温室气体排放概况,辩证分析了温室气体排放规律、影响因素和缓解措施,并总结了温室气体三种测量方法,即实验方法、检测方法和核算方法。分析表明,全球化粪池的CH₄排放量为(731~46 750)×10⁴ tCO₂-eq/a,而坑厕CH₄排放量为(1 072~28 464)×10⁴ tCO₂-eq/a,分别占全球人为CH₄总量的0.09%~5.81%和0.13%~3.53%;无下水道卫生系统温室气体排放量有较明显的季节性和昼夜性变化规律,受环境因素的影响其变化形式略有不同。目前对不同区域温室气体排放的量化还缺少系统的核算方法,应进一步探索其温室气体排放机制,量化分析方法,为无下水道卫生系统的可持续管理提供科学依据。

关键词: 化粪池; 厕所; 温室气体; 无下水道卫生系统

中图分类号: TU99 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2023)22-0028-09

Research Progress of Greenhouse Gas Emissions from Traditional Non-sewered Sanitation System

CHU Wen-bo^{1,2}, CHEN Jing³, LONG Jin-yun¹, CHENG Shi-kun¹, YANG Zhen⁴,
CHEN Cong⁵, LI Zi-fu¹, LI Tian-xin¹

(1. School of Energy and Environmental Engineering, University of Science and Technology Beijing, Beijing 100083, China; 2. College of Art Design, Jilin Jianzhu University, Changchun 130119, China; 3. Engineering Design and Research Institute, China Architecture Design & Research Group, Beijing 100044, China; 4. School of Chemistry and Materials Science, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China; 5. School of Economics & Management, University of Science and Technology Beijing, Beijing 100083, China)

Abstract: Based on extensive research literature and data from official platforms at home and abroad, this study provides an overview of greenhouse gas emissions from traditional non-sewered

基金项目: 国家重点研发计划项目(2019YFC0408700); 国家自然科学基金资助项目(51808036); 中央高校基本科研业务费专项资金资助项目(FRF-IDRY-20-012)

通信作者: 程世昆 E-mail: chengshikun@ustb.edu.cn

sanitation systems (NSSS). The periodic law, influencing factors and mitigation measures of greenhouse gas emissions were dialectically analyzed, and the measuring methods of greenhouse gases, such as common experimental method, detection method and accounting method, were summarized. The analysis results showed that the CH_4 emission from septic tanks is $(731-46\,750) \times 10^4 \text{ tCO}_2\text{-eq/year}$, while the CH_4 emission from pit toilets is $(1\,072-28\,464) \times 10^4 \text{ tCO}_2\text{-eq/year}$, accounting for 0.09%–5.81% and 0.13%–3.53% of the total anthropogenic CH_4 emissions worldwide, respectively. The emission of greenhouse gases from NSSS have obvious seasonal and diurnal variation rules, which are influenced by environmental factors. However, there is a lack of systematic accounting for quantifying greenhouse gas emission fluxes in different regions. Further exploration is necessary to understand the mechanisms behind these emissions and develop robust quantitative analysis methods for the sustainable management of NSSS, which can provide scientific basis for sustainable management of non-sewer sanitation systems.

Key words: septic tank; toilet; greenhouse gas; non-sewered sanitation system

根据联合国发布的《2019世界人口展望》,2019年世界人口约77亿人,预测2030年将增至85亿人。人口的急剧增加也导致了与人类粪便管理相关的环境问题频发。正常人体产生的粪便湿质量为51~796 g/(人·d),干质量为12~81 g/(人·d),故全球人类粪便湿质量达到 $(1.43-22.38) \times 10^{11} \text{ kg/a}$ 。根据世界卫生组织(WHO)的报告,全球有43%的人口产生的厕所污水进入下水道进行集中处理,农村地区仅有15%的人口使用下水道系统,其余则使用无下水道卫生系统(Non-sewered sanitation system, NSSS)或是露天排便,尤其是在中亚、南亚和非洲南部等区域, NSSS的应用更为广泛。一直以来,通过下水道收集污水的集中式污水处理受到了更多关注,然而NSSS与分散式污水处理系统同样不容忽视,它们正在推动不发达国家卫生水平的进步。无论是露天排放,还是通过NSSS收集处理,人类排泄物都将产生庞大的温室气体量。已有研究人员对其温室气体排放量进行估算,如van Eekert等^[1]估计2014年全球坑厕 CH_4 排放量为 $400 \times 10^4 \text{ t}$,占全球总碳排放量的0.3%。NSSS的温室气体排放量虽占比不高,但其对环境和气候的影响以及沼气资源回收潜力均不容忽视。根据WHO的研究结果,2020年全球使用化粪池的人口约17亿人,而使用坑厕的人口超过16亿人,其产生的温室气体量和对气候的影响还不明晰,当前亟需开展定量测算NSSS的温室气体排放量的研究。为此,基于前期对NSSS相关信息的搜集与整理,系统介绍了NSSS的定义及分布情况,对其温室气体排放量、影响因素和计算方法进行了

综合分析,以期估算NSSS对全球温室气体排放的贡献率,同时阐明NSSS温室气体估算的必要性以及目前估算方法的瓶颈,为决策者和研究人员深入研究NSSS温室气体排放水平和排放特征提供参考。

1 无下水道卫生系统

1.1 无下水道卫生系统定义

根据国际标准《无下水道卫生系统 预制集成式处理单元 设计和测试的通用安全和性能要求》(ISO 30500:2018)的定义, NSSS是一个预制的集成处理单元,不连接集成管网的下水道和排水系统,其包括前端(便器)和后端(处理设施)组件,前端指坐便器、蹲便器和小便器等,后端的功能是收集、输送和充分处理系统内输入的粪污,以允许安全再利用或处置产生的固体、液体和气体。例如,化粪池、坑厕、堆肥厕所等通过储粪池收集粪尿,最后原位分解或异位清运处理。无论是哪种处理方式,温室气体的产生与排放都是不可避免的。国内目前颁布了两项行业标准,分别是《可持续无下水道旅游厕所基本要求》(LB/T 071—2019)和《环境标志产品要求 无下水道卫生系统》(HJ 1160—2021), HJ 1160—2021和ISO 30500:2018对NSSS的定义类似,均表示NSSS是可以原位或异位(不通过排水管网)安全处理处置粪污的集成系统。LB/T 071—2019则是在前者的基础上严格定义了可持续的NSSS应满足无害化、资源化、减量化的“三化”原则。具体而言,“可持续”是指经处理后的排放物能够达标排放或无害化且易被资源化利用,不宜消耗过量的水,厕具耗材为可降解材料以及不含过量化学或

生物添加剂等。可持续NSSS的建设、管理和运营成本较普通NSSS更高,目前主要应用于旅游景区、房车和偏僻的郊区等。

1.2 我国传统的无下水道卫生系统类型

我国《农村户厕卫生规范》(GB 19379—2012)推荐了6种无害化卫生厕所类型,包括三格化粪池式、双瓮漏斗式、三联通沼气池式、粪尿分集式、具有完整上下水道水冲式和双坑交替式,除具有完整上下水道水冲式厕所外,其他5种都属于NSSS(见图1)。

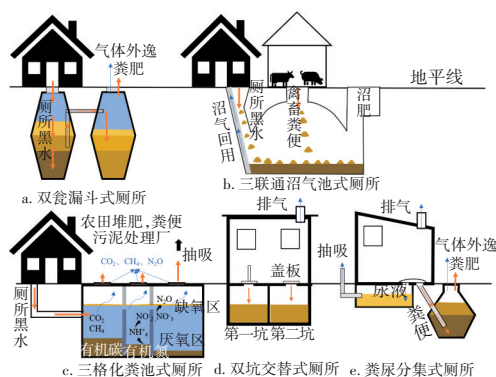


图1 我国农村五种无害化卫生厕所结构

Fig.1 Structures of five types of harmless sanitary toilets in rural China

化粪池可以有多种结构形式,如商品化的预制化粪池(通常为圆柱体)和自建的两格或三格化粪池(通常为长方体)。其原理均是利用沉淀和厌氧发酵去除污水中的有机物,属于初级的过渡性生活处理构筑物,沉积的粪便一般清掏后运输至处理厂集中处理或用于农林种植。国外化粪池系统由化粪池和地下土壤渗滤系统部分组成,沉淀分解的粪污通过土壤扩散系统进一步降解。双瓮漏斗式与化粪池类似,区别在于前者是由两个通过管道相连的不规则圆筒组成。三联通沼气式厕所产生的沼气可以收集利用,在一定程度上可以减少温室气体排放。粪尿分集式厕所将尿液和粪便分开收集,有利于实现资源最大化,其排出的尿液和粪便分流集中处理过程相对于混合处理方式能减少60%的 N_2O 排放量^[2]。双坑交替式厕所由传统的旱厕发展而来,当一个坑被使用时,另外的坑用于储存粪便并加入添加剂进行处理。这5种NSSS在我国农村的应用情况如图2所示,其中化粪池厕所应用占比最大,其使用量达到8 146.4万户^[3]。

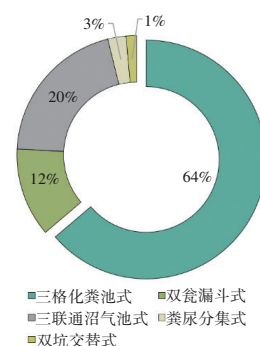


图2 我国农村5种无害化卫生厕所应用占比情况

Fig.2 Application proportion of five types of harmless sanitary toilets in rural China

除此之外,还存在一些常见的NSSS类型。例如,坑式厕所是全球卫生系统中重要的 CH_4 来源,一个简单的坑厕通常由用于储存粪尿的深坑和坑上的平板组成,存在各种各样的改进类型。其中双坑厕所是印度主流的改厕类型,占比44%(除去下水道水冲厕所外的NSSS),但在温室气体排放方面可能是对环境最不友好的。与化粪池类似,坑厕中温室气体的来源主要是厌氧发酵,有机物厌氧分解产生 CO_2 和 CH_4 ,硝酸盐的部分反硝化产生 N_2O ,而硝化作用不完全也会导致 N_2O 产生。干式厕所如堆肥厕所,是一种资源回收型的卫生设施,可以减少粪便体积和水分,消除病菌并稳定有机物,从而产生可安全用于农业的肥料。其主要优点是节约水资源和防止水体污染,相较于普通的水冲厕所具有更好的性能,粪尿分集+堆肥厕所的组合形式甚至可以节约1/3左右的经济成本^[4]。

2 NSSS温室气体排放量

粪便堆肥或厌氧发酵会产生气体,包括 CO_2 、 NH_3 、 CH_4 、 H_2S 、 NO_x 和挥发性有机化合物(VOCs),其中 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 是三种最受关注的温室气体, CO_2 通常被认为是生源性的(即有机物的自然归属), N_2O 排放量相对较小,因而认为 CH_4 是NSSS主要的温室气体排放物。为此,政府间气候变化专门委员会(IPCC)提出全球变暖潜能值(GWP)的概念,以比较一种温室气体相对于另一种气体在大气中蓄热的能力, CH_4 和 N_2O 的全球变暖潜能(以100年计)分别是 CO_2 的25倍和298倍。表1列举了某一年份国内外不同地区主要NSSS的温室气体排放量^[5-10]。在目前NSSS温室气体排放研究不足的情况下,化粪池作为分布广泛的传统卫生设施依然是主要的研

究对象。

表 1 国内外地区 NSSS 温室气体排放总量
Tab.1 Total greenhouse gas emissions from NSSS
at home and abroad $10^4 \text{ tCO}_2\text{-eq}\cdot\text{a}^{-1}$

国家/地区	NSSS 类型	计算年	温室气体排放量
墨西哥莫雷洛斯州	化粪池	2010	11.135 5
约旦	化粪池	2019	3.797
中国	化粪池	2015	2 000~4 000
	坑厕	2015	110
印度	坑厕	2015	32
爱尔兰	化粪池	2011	21
美国	化粪池系统	2018	590

表 1 体现了国家/地区的 NSSS 温室气体总体排放水平,但不能反映人均排放水平。为此,进行了人均换算,结果^[1,9,11-20]见表 2,其中 CH₄是研究人员考虑的主要测量对象。

表 2 国内外 NSSS 温室气体排放研究数据
Tab.2 Data related to greenhouse gas emissions
from NSSS at home and abroad
 $\text{kgCO}_2\text{-eq}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$

废物来源	气体排放量			参考文献和计算依据
	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	
化粪池	28.5			文献[11]
化粪池	33.3	275	1.49	文献[12]
化粪池	150.0	100.0	16.1	文献[13]
化粪池	7.4	4.3		文献[14]
坑厕		6.7~51.6(大部分为 CH ₄)		文献[15]
坑厕		17.5~177.9		$0.36 (\text{LCH}_4/\text{gVS})^{[16]}\times(12\sim81) [\text{g}/(\text{人}\cdot\text{d})]\times(62\%\sim93.6\%)(\text{VS}/\text{TS})^{[11]}\div 22.4 (\text{mol}/\text{L})\times 16 (\text{g}/\text{mol})\times 365 (\text{d}/\text{a})\times 25$
坑厕		12.1~123.5		$0.25 \text{ LCH}_4/\text{gVS}^{[17]}$, 换算同上
粪尿分集厕所		14.5~148.2		$0.3 \text{ LCH}_4/\text{gVS}^{[18]}$, 换算同上
粪尿分集厕所		13.1~133.9		$0.271 \text{ LCH}_4/\text{gVS}^{[19]}$, 换算同上
坑厕		8.6~87.5		$0.177 \text{ LCH}_4/\text{gVS}^{[1]}$, 换算同上
化粪池		14.5~147.8		$0.299 \text{ LCH}_4/\text{gVS}^{[20]}$, 换算同上
化粪池		159.8	0.8	文献[9]

表 2 中, Huynh 等^[14]仅测量了化粪池第一隔间内的温室气体量,而忽略了第二、三隔间存在的温室气体量,因而排放量明显比其他研究小。Kim 等^[16]、Wang 等^[17]、Rajagopal 等^[18]、Riungu 等^[19]和 Chatterjee 等^[20]的研究数据处于相近的范围,而不受厕所类型的影响,他们均是从相应的 NSSS 中获得粪

便样品并在实验室中搭建厌氧环境进行发酵,因而粪便组分含量相似时其排放数据也相似,接近于理想产气量。其他人则采用了实地气体监测的方法, Truhlar 等^[13]和 Dubber 等^[9]的数据结果均在理想产气量的范围内,而 Diaz-Valbuena 等^[12]的数据却远远超出理想产气量范围。可见, NSSS 实际甲烷排放量具有较大的差异性。坑厕作为简易的卫生设施,其 CH₄排放量相较而言更小(见表 2),可能是坑厕并非完全封闭,存在部分好氧区域,抑制了部分 CH₄的产生所致。概算得到化粪池 CH₄排放量为 $4.3\sim 275 \text{ kgCO}_2\text{-eq}/(\text{人}\cdot\text{a})$, 坑厕 CH₄排放量为 $6.7\sim 177.9 \text{ kgCO}_2\text{-eq}/(\text{人}\cdot\text{a})$, 鉴于此,可以估算出全球化粪池的 CH₄排放量为 $(731\sim 46\,750)\times 10^4 \text{ tCO}_2\text{-eq}/\text{a}$, 而坑厕 CH₄排放量为 $(1\,072\sim 28\,464)\times 10^4 \text{ tCO}_2\text{-eq}/\text{a}$, 分别占全球人为 CH₄总量 $(804\,670\times 10^4 \text{ tCO}_2\text{-eq}/\text{a})$ ^[21]的 0.09%~5.81% 和 0.13%~3.53%。尽管化粪池等 NSSS 可以通过实验手段测得其特定条件的温室气体排放量,但其每年产生的温室气体排放量实际上不能像目前的惯例那样使用一个恒定的通量率来计算,即随环境条件的变化,它们也会在某一范围内不断变化。

3 影响 NSSS 温室气体排放的因素及变化规律
3.1 温度

温度是厌氧发酵反应的重要因素,粪尿在其最适温度范围内,产气速率和产气量会随着温度的升高而增加,超过最优温度范围后反而会下降。从理论上讲,厌氧发酵的最佳温度为 30~38℃,在较低的温度下厌氧发酵的速率降低,当温度<12℃时 CH₄的产生量会很小。因而寒冷地区的厕所可能比温暖地区的厕所排放更少的温室气体。目前,对于 NSSS 温室气体排放随温度的变化研究并不多,大多集中在土壤领域,本研究以化粪池系统为例,介绍其温室气体排放量的变化规律及与温度的相关性。

研究表明,化粪池系统的温室气体排放存在昼夜变化和季节性变化。对于季节性变化,即在以月份为单位的时间轴中,可能会出现较明显的波峰和波谷,较温暖的夏季显示较高的 CO₂、N₂O 排放量,而在寒冷的冬季则显示较低的 CO₂、N₂O 排放量,但 CH₄排放量随季节变化的现象不够明显^[22](见图 3)。理论上随着温度的变化其排放量也会有相应的变化,因而理论与实际情况之间可能存在一定程度的

偏差。

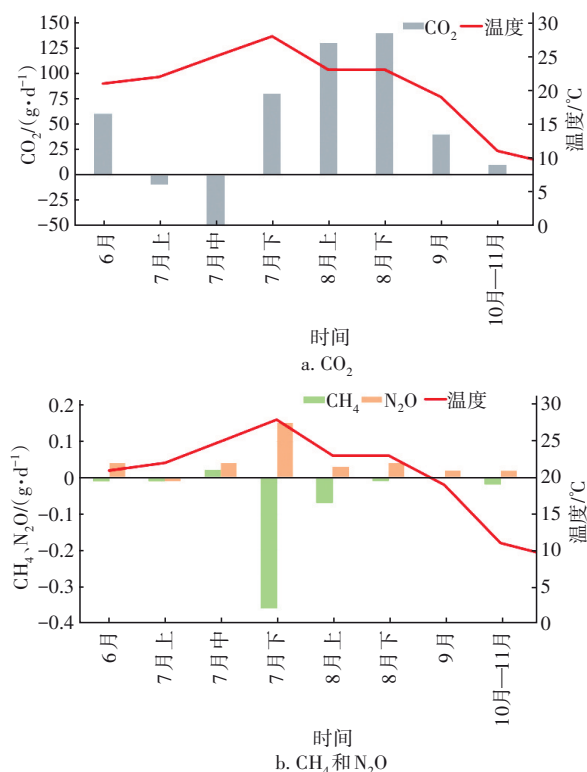


图3 化粪池系统温室气体排放量的季节性变化

Fig.3 Seasonal changes of greenhouse gas emissions of septic tank systems

对于昼夜变化,在相应的化粪池系统研究中,将温室气体一天内的最大值时段和最小值时段以及随一天内时间的变化趋势明显程度进行统计,结果见表3。可以发现,CH₄白天通量低于夜晚,这与理论上甲烷产气量随温度(日常环境温度范围内)升高而增加的规律相悖,说明有着更为关键的因素在影响着CH₄的排放。而CO₂与N₂O正相反,白天通量高而夜晚低,但变化趋势不如N₂O明显,这是因为CO₂是大气主要成分,也是植物、土壤呼吸作用的产物,一定程度上会影响数据的波动幅度。

表3 化粪池系统温室气体排放量昼夜变化情况

Tab.3 Diurnal variation in greenhouse gas emissions from septic tank systems

项目	Truhlar等 ^[22] 研究结果			Somlai-Haase等 ^[23] 研究结果		Somlai-Haase等 ^[11] 研究结果
	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	CO ₂	CH ₄	CO ₂
最大值时段	12:00、01:00	22:00—01:00	12:00—15:00	15:00	07:00、21:00	12:00—14:00
最小值时段	22:00、07:00	12:00、07:00	01:00—04:00	07:00	11:00—14:00	22:00—24:00
变化趋势	略明显	略明显	明显	明显	明显	略明显

综合分析,化粪池内部条件的较大差异确实会造成厌氧发酵处于不同程度的反应状态^[14],使得温室气体排放量的实际变化呈现出差异性的季节和昼夜规律。可以肯定的是,温度与其变化规律存在一定程度的联系,但其相关性在各研究中仍然存在争议。这些研究表明,空气温度和土壤温度与化粪池系统的CO₂、N₂O排放量呈正相关,因为较高温度下有机物的分解速率加快^[11, 22-23]。然而, Diaz-Valbuena等^[12]认为化粪池液体温度与CO₂、N₂O、CH₄通量没有相关性。分析原因可能是化粪池内的温度通常不受控制,它随大气温度以及使用和排放的家庭冷热水量而变化。因而温度可能是化粪池温室气体通量呈现季节性变化和昼夜变化的直接因素,而其他因素造成了其差异化的表现。

3.2 含水率

研究^[12]表明,在人类粪便中加水能够加速粪便的分解,这是温室气体产生的主要驱动因素。除了厌氧发酵受到含水率影响之外,有机废物、畜禽粪便等的堆肥过程同样会出现水分加速温室气体产生的情况。Yuan等^[24]在20℃下对不同含水率的秸秆进行厌氧发酵实验,结果发现总消化时间以及沼气量与含水率存在某种相关性,即存在最优范围(70%左右),超出最优范围消化时间便会增加,沼气量则会减少。在同类研究中,当实验温度为35℃时, Fujishima等^[25]得出含水率最优值为92.9%, Couderc等^[26]研究表明含水率最优为88%,这表明温度依然是主要的影响因素,决定着甲烷最大产量的范围。相同温度下,两组研究的含水率最优值差距不大,通过比较发现形成差距的原因可能是底物COD浓度不同。正常人类粪便的含水率在63%~86%^[27],其COD浓度也在统一的范围内,因而最优含水率受到季节温度变化的影响更大,在不同季节中调整相应的含水率可以实现沼气资源回收最大化。

3.3 其他因素

其他因素包括粪便的含固量(如总固体TS、挥发性固体VS等)、BOD或COD等指标。它们与含水率是相对应的,含水率越高,含固量或有机物浓度就越低,因而其也存在使甲烷产量达到最大的最优范围。总碳和总氮含量也是影响CO₂、N₂O、CH₄排放的因素,加入适量的碳和氮有利于促进微生物的呼吸作用,从而加快有机物降解,提高厌氧发酵产气

量。最终处理的粪污性质还取决于所使用的厕所类型,传统水冲厕所比真空厕所、堆肥厕所和免水冲厕所用水量高,因而收集到的黑水含水量也会更多。

4 缓解温室气体排放的措施

4.1 混合发酵

混合发酵是多种有机废物(如农业废弃物、厨余垃圾等)在同一发酵罐中进行混合发酵。与单一厌氧发酵相比,混合发酵能够改善底物的理化和生化性质,平衡废物的碳氮比和营养成分。厨余垃圾等固体废物通常运到垃圾处理厂进行无害化处理,而NSSS中储存的粪尿则通常是自然降解或清运至粪污处理厂进行处理。研究表明,混合发酵将产生巨大的甲烷回收潜能。Kim等^[16]比较了厨余垃圾和粪便混合发酵时所产生的甲烷量,当厨余垃圾和粪便的物料含固量比为2时,甲烷产量达到1.43~6.07 kg/(人·a),是粪便单独厌氧发酵时的1.4倍。Wang等^[17]研究表明,在厨余垃圾和粪便含固量之比为1时,甲烷产量最高达到0.83~3.51 kg/(人·a),是粪便单独厌氧发酵时的1.3倍。这些结果表明,厨余垃圾与粪便混合发酵确实可以增加甲烷产量,添加比例最优值估计为1~2,具体增益效果区别于底物的有机物含量而有所不同。因而可以考虑将厨余垃圾与粪便集中处理,在最优物料配比范围内进行混合发酵,以回收沼气资源,减少温室气体的排放量。

4.2 粪便堆肥管理

在以资源利用为导向的NSSS中,堆肥一直是源分离粪便的可持续处理方法。堆肥厕所用水量很小,核心是厕所和堆肥箱。例如,真空厕所结合负压抽吸和堆肥,其粪便中能产生CH₄的COD为35%左右,约为厌氧发酵的1/2^[1,28]。通过对不同卫生系统的生命周期评价,发现堆肥厕所的温室气体直接排放量约为26.3 kgCO₂-eq/(人·a),远小于化粪池及坑厕温室气体排放量^[4]。在农村改厕中,应推广缺水地区有条件的农户选用生物堆肥厕所。同时在广泛使用坑厕、旱厕等不安全卫生设施的地区还可以增加粪便清掏次数,采用异位堆肥的方式,可有效减缓温室气体排放。例如,海地一处粪便处理中心为没有安全卫生设施的贫民窟居民提供异位粪便堆肥处理服务,堆肥装置使用了水泥内衬以防

止渗漏,结果显示其GWP较坑厕减少了96%,较化粪池降低了95%,估计为全球贫民窟人口减缓了12 600×10⁴ tCO₂-eq/a的排放量^[29]。建议建立小型堆肥厂,形成厕所清掏-堆肥处理-肥料分销的经营体系,同时实现减缓温室气体排放和资源回收利用的可持续发展。

4.3 使用填充物或添加剂

填充物可以是燕麦壳、麦麸、生物炭、木屑和树皮等干燥的农林废弃物及其加工产物,将其加入粪便中堆肥可减少CH₄产量,适用于没有沼气回收装置的堆肥厕所。其中生物炭根据来源可分为秸秆生物炭、竹子生物炭、木质生物炭等,它们在动物粪便堆肥过程中可以减少15.5%~26.1%的CH₄产生量^[30]。再如,活性炭等功能型的添加剂不仅具有导电性质,且高孔隙率、大比表面积及具有特定表面化学性质的特点赋予其良好的吸附性能。Florentino等^[31]研究显示在水冲量为5 L和9 L的厕所黑水中添加颗粒活性炭进行厌氧发酵,其生化甲烷潜能分别降低了44.4%和80%。负载在沸石表面的氧化铁也是一种具有高吸附能力的添加剂,在粪便厌氧发酵中可减少10.73%~14.26%的CH₄产生量^[32-33]。这类添加剂虽然有明显的减排效果,但成本较高且不如农林废弃物常见,因而不建议使用。对于原位处理的NSSS尤其是三联通沼气式厕所和堆肥厕所,为缓解温室气体排放,农户可以适当在储粪池中添加秸秆、稻谷壳等常见农业废弃物。

5 温室气体测量方法

在量化NSSS产生或排放的温室气体的过程中,逐渐衍生出了三类测量方法:实验方法、检测方法和核算方法。

① 实验方法

实验方法通过采集NSSS储粪池中的粪便或直接收集新鲜粪便作为样品进行厌氧发酵,是目前使用最多的方法,其在较理想的环境下进行厌氧发酵,能获得更为准确的人类粪便产气量,有利于进一步的资源回收潜能分析。如前文对人均温室气体排放分析的论述表明,采用实验方法测量甲烷产气量的结果均类似。但其关键的问题在于实验样品量不大,N₂O的产生难以被捕捉。

② 检测方法

检测方法是 NSSS 现场进行实地的气体采集

和检测,检测环境的气密性是保证数据准确的前提,相较于实验方法,其能够更好地反映卫生系统向环境中释放的碳排放量,因为在实际情况中NSSS可能会出现不同程度的渗漏且粪尿的储存环境并非完全厌氧。图4列举了两种检测方法,第一种是使用静态箱收集,手动采样气体样品经气相色谱仪同时对 CO_2 、 N_2O 、 CH_4 进行浓度检测;或者是连接能

实时监测气体浓度的气体浓度分析仪,避免重复手动取样,节省人力物力,这类分析仪能同时测量 CO_2 、 N_2O 、 CH_4 、 NH_3 、 H_2O 等多种气体,还能快速响应时间和连续测量,具有很高的时间分辨率。第二种是使用流量计连续记录排气管道中的气体流量变化,适用于有独立排气口的NSSS,不需要连续手动采样。

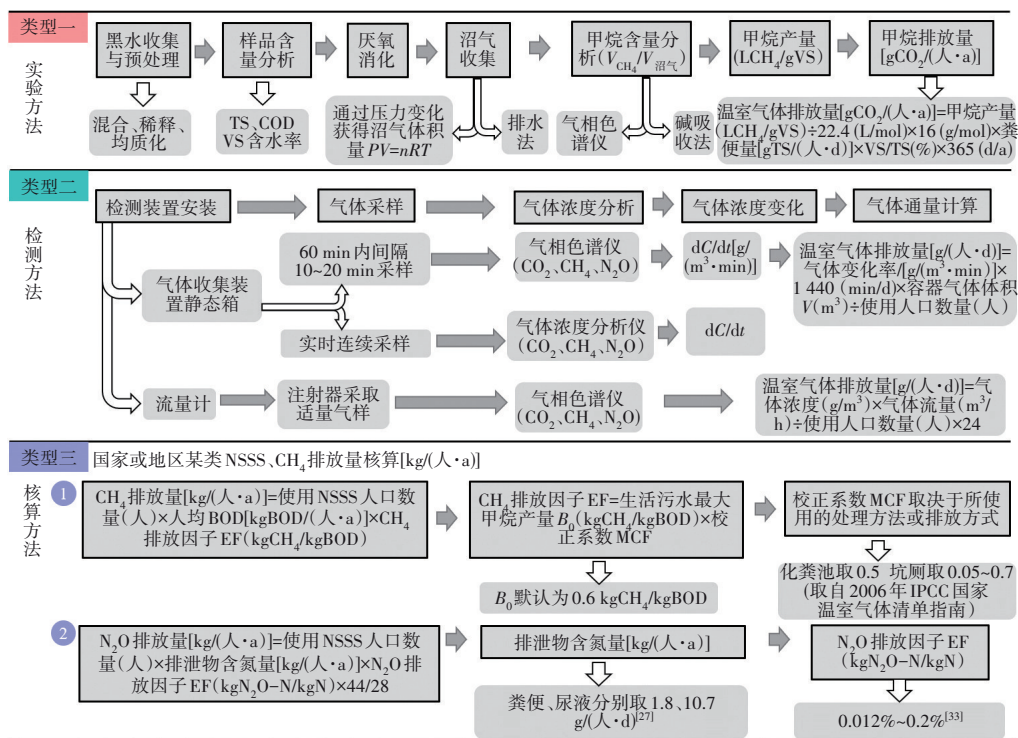


图4 测量 NSSS 温室气体产量或排放量的实验方法、检测方法和核算方法

Fig.4 Experimental methods, detection methods and accounting methods for measuring greenhouse gases production or emission from NSSS

③ 核算方法

核算方法适用于估算国家或地区范围内 NSSS 的总温室气体排放量,目前还没有专门针对 NSSS 温室气体核算的可靠方法学。2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories 目前是国际广泛认可的温室气体清单核算体系,图4中的核算方法是也基于 IPCC 温室气体清单编制指南的演化。由于指南中缺少对 NSSS 的 N_2O 核算的数据信息,可以结合其他对人体排泄物的研究数据进行计算。为了获得更系统的核算数据,当前国家或地区需加快推动温室气体核算体系的编制与完善工作。

6 结论与展望

NSSS 由于分布较为分散且难以系统性管理,其排放的温室气体对环境造成的影响并未受到重视。

但实际上全球化粪池的 CH_4 排放量为 $(731 \sim 46750) \times 10^4 \text{ tCO}_2\text{-eq/a}$,而坑厕 CH_4 排放量为 $(1072 \sim 28464) \times 10^4 \text{ tCO}_2\text{-eq/a}$,分别占全球人为 CH_4 总量的 0.09%~5.81% 和 0.13%~3.53%。温度是影响 NSSS 厌氧发酵过程温室气体排放量的重要因素,掌握其季节性和昼夜性变化规律将有助于确定不同阶段的影响因子,从而提高核算数据的精确度。厕所粪污原位处理可适当添加秸秆、生物炭等填充物,以减少 CH_4 气体的产生量。同时在厕所粪污异位处理时,控制温度和含水率在最优范围内可以最大化回收沼气资源,最优范围应根据处理厂实际测试的数据确定。

对传统 NSSS 排放温室气体通量进行精确测量和计算具有挑战性,主要原因是缺少可靠的核算方

法以及系统的检测手段。为了更全面地了解NSSS的温室气体排放,未来的研究应具体集中在以下几个方面:

① 研发自动化、多点化、一体化、便携化和智能化的NSSS温室气体检测设备;

② 进一步探索其温室气体排放机制,量化分析方法,为NSSS的可持续管理提供科学依据;

③ 建立数据监测程序以便于不同区域管辖区单位定期更新排放数据,从而系统核算NSSS温室气体排放量;

④ 综合利用减排技术和资源回收技术,推广和研究适于不同地区的卫生系统类型和处理技术。

参考文献:

- [1] VAN EEKERT M H A, GIBSON W T, TORONDEL B, *et al.* Anaerobic digestion is the dominant pathway for pit latrine decomposition and is limited by intrinsic factors [J]. *Water Science & Technology*, 2019, 79(12): 2242–2250.
- [2] BESSON M, BERGER S, TIRUTA-BARNA L, *et al.* Environmental assessment of urine, black and grey water separation for resource recovery in a new district compared to centralized wastewater resources recovery plant [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 301: 126868.
- [3] 国家卫生健康委员会. 中国卫生健康统计年鉴2018 [M]. 北京: 中国协和医科大学出版社, 2019: 278–279.
National Health Commission. *China Health Statistical Yearbook (2018)* [M]. Beijing: China Union Medical College Press, 2019: 278–279(in Chinese).
- [4] GAO H, ZHOU C B, LI F, *et al.* Economic and environmental analysis of five Chinese rural toilet technologies based on the economic input-output life cycle assessment [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015, 163(S): S379–S391.
- [5] GONZÁLEZ I N, CISNEROS B J, HERNÁNDEZ N A, *et al.* Adaptation and mitigation synergies to improve sanitation: a case study in Morelos, Mexico [J]. *Journal of Water and Climate Change*, 2019, 10(3): 671–686.
- [6] SAIDAN M N, KHASAWNEH H J, ABOELNGA H T, *et al.* Baseline carbon emission assessment in water utilities in Jordan using ECAM tool [J]. *Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA*, 2019, 68(6): 460–473.
- [7] 郝晓地, 杨文字, 林甲. 不可小觑的化粪池甲烷碳排放量 [J]. *中国给水排水*, 2017, 33(10): 28–33.
HAO Xiaodi, YANG Wenyu, LIN Jia. Non negligible carbon emission with methane from septic tanks [J]. *China Water & Wastewater*, 2017, 33(10): 28–33(in Chinese).
- [8] REID M C, GUAN K, WAGNER F, *et al.* Global methane emissions from pit latrines [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(15): 8727–8734.
- [9] DUBBER D, GILL L. Application of on-site wastewater treatment in Ireland and perspectives on its sustainability [J]. *Sustainability*, 2014, 6(3): 1623–1642.
- [10] US EPA. Inventory of U. S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks [M]. Washington: US EPA, 2020: 72–75.
- [11] SOMLAI-HAASE C, KNAPPE J, GILL L. Carbon dioxide emissions from a septic tank soakaway in a northern maritime climate [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 586: 485–491.
- [12] DIAZ-VALBUENA L R, LEVERENZ H L, CAPPA C D, *et al.* Methane, carbon dioxide, and nitrous oxide emissions from septic tank systems [J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(7): 2741–2747.
- [13] TRUHLAR A M, RAHM B G, BROOKS R A, *et al.* Greenhouse gas emissions from septic systems in New York State [J]. *Journal of Environmental Quality*, 2016, 45(4): 1153–1160.
- [14] HUYNH L T, HARADA H, FUJII S, *et al.* Greenhouse gas emissions from blackwater septic systems [J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55(2): 1209–1217.
- [15] TRIMMER J T, LOHMAN H A C, BYRNE D M, *et al.* Navigating multidimensional social-ecological system trade-offs across sanitation alternatives in an urban informal settlement [J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(19): 12641–12653.
- [16] KIM J, KIM J, LEE C. Anaerobic co-digestion of food waste, human feces, and toilet paper: methane potential and synergistic effect [J]. *Fuel*, 2019, 248: 189–195.
- [17] WANG H H, LI Z F, ZHOU X Q, *et al.* Anaerobic co-digestion of kitchen waste and blackwater for different practical application scenarios in decentralized scale: from wastes to energy recovery [J]. *Water*, 2020, 12(9): 2556.
- [18] RAJAGOPAL R, LIM J W, MAO Y, *et al.* Anaerobic

- co-digestion of source segregated brown water (feces-without-urine) and food waste: for Singapore context [J]. *Science of the Total Environment*, 2013, 443: 877–886.
- [19] RIUNGU J, RONTELTAP M, VAN LIER J B. Anaerobic stabilisation of urine diverting dehydrating toilet faeces (UDDT-F) in urban poor settlements: biochemical energy recovery [J]. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 2019, 9(2): 289–299.
- [20] CHATTERJEE P, GHANGREKAR M M, RAO S. Biogas production from partially digested septic tank sludge and its kinetics [J]. *Waste and Biomass Valorization*, 2019, 10(2): 387–398.
- [21] US EPA. Global Non-CO₂ Greenhouse Gas Emission Projections & Mitigation: 2015–2050 [M]. Washington: US EPA, 2019.
- [22] TRUHLAR A M, ORTEGA K L, WALTER M T. Seasonal and diel variation in greenhouse gas emissions from septic system leach fields [J]. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2019, 16(10): 6043–6052.
- [23] SOMLAI-HAASE C, KNAPPE J, GILL L. Spatial and temporal variation of CO₂ and CH₄ emissions from a septic tank soakaway [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 679: 185–195.
- [24] YUAN H R, LI R P, ZHANG Y T, *et al.* Anaerobic digestion of ammonia-pretreated corn stover [J]. *Biosystems Engineering*, 2015, 129: 142–148.
- [25] FUJISHIMA S, MIYAHARA T, NOIKE T. Effect of moisture content on anaerobic digestion of dewatered sludge: ammonia inhibition to carbohydrate removal and methane production [J]. *Water Science & Technology*, 2000, 41(3): 119–127.
- [26] COUDERC A A L, FOXON K, BUCKLEY C A, *et al.* The effect of moisture content and alkalinity on the anaerobic biodegradation of pit latrine sludge [J]. *Water Science & Technology*, 2008, 58(7): 1461–1466.
- [27] ROSE C, PARKER A, JEFFERSON B, *et al.* The characterization of feces and urine: a review of the literature to inform advanced treatment technology [J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2015, 45(17): 1827–1879.
- [28] GAO M J, ZHANG L, FLORENTINO A P, *et al.* Performance of anaerobic treatment of blackwater collected from different toilet flushing systems: can we achieve both energy recovery and water conservation? [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2019, 365: 44–52.
- [29] MCNICOL G, JELIAZOVSKI J, FRANÇOIS J J, *et al.* Climate change mitigation potential in sanitation via off-site composting of human waste [J]. *Nature Climate Change*, 2020, 10(6): 545–549.
- [30] 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.
- [31] FLORENTINO A P, XU R, ZHANG L, *et al.* Anaerobic digestion of blackwater assisted by granular activated carbon: from digestion inhibition to methanogenesis enhancement [J]. *Chemosphere*, 2019, 233: 462–471.
- [32] LU X F, WANG H D, MA F, *et al.* Effects of an iron oxide-zeolite additive on process performance of anaerobic digestion of swine waste at mesophilic, ambient and psychrophilic temperatures [J]. *Environmental Science-Water Research & Technology*, 2018, 4(7): 1014–1023.
- [33] RAO S M, MALINI R, PRISCILLA A, *et al.* Estimate of N₂O release from pit-toilets [J]. *Environmental Earth Sciences*, 2015, 74(3): 2157–2166.
-
- 作者简介: 褚文博(1999–), 男, 吉林白山人, 硕士研究生, 主要研究方向为环境规划与碳排放。
E-mail: 192476044@qq.com
收稿日期: 2021-09-05
修回日期: 2021-11-13

(编辑: 丁彩娟)