

DOI: 10.16108/j.issn1006-7493.2020107

引用格式: 孙文静, 孔溢, 陈学萍, 刘孝阳. 2021. 垃圾填埋场覆层甲烷生物减排技术综述[J]. 高校地质学报, 27(6): 775-783

垃圾填埋场覆层甲烷生物减排技术综述

孙文静¹, 孔溢^{2,3}, 陈学萍⁴, 刘孝阳⁵

1. 东华大学 环境科学与工程学院, 上海 201620; 2. 上海城建城市运营(集团)有限公司, 上海 200023;
3. 上海大学 力学与工程科学学院, 上海 200444; 4. 上海大学 环境与化学工程学院, 上海 200444;
5. 应急管理部上海消防研究所, 上海 200032

摘要: 垃圾填埋场服役期间会因微生物降解有机物释放大甲量甲烷, 即使有气体收集装置, 仍有甲烷逃逸到大气中。甲烷气体是造成温室效应的重要气体之一。甲烷氧化菌是以甲烷为唯一碳源的微生物, 具有其优良的甲烷氧化效能。在中小型填埋场、老旧填埋场及开启集气装置已不再经济的大型填埋场, 可在填埋场覆层中掺入甲烷氧化菌, 对甲烷进行生物氧化, 减少垃圾填埋场的甲烷释放量, 从而减少温室效应, 达到环保的目的。文章回顾了近些年国内外对甲烷氧化菌及其甲烷氧化效能的相关研究, 对甲烷氧化菌的分类及其甲烷氧化机理, 影响甲烷氧化菌氧化效能的因素以及甲烷氧化菌在垃圾填埋场中的应用等研究成果进行了总结, 并对其今后的研究和应用提出了展望。

关键词: 垃圾填埋场; 甲烷; 甲烷氧化菌; 改性覆盖层; 生物氧化甲烷; 生物炭

中图分类号: P642 **文献标识码:** A **文章编号:** 1006-7493(2021)06-775-09

Research Progress of Methane Bio-mitigation Technology in Landfill Cover

SUN Wenjing¹, KONG Yi^{2,3}, CHEN Xueping⁴, LIU Xiaoyang⁵

1. College of Environmental Science and Engineering, Donghua University, Shanghai 201620, China;
2. Shanghai Urban Construction City Operation (Group) Co., Ltd. Shanghai 200023, China;
3. School of Mechanics and Engineering Science, Shanghai University, Shanghai 200444, China;
4. School of Environmental and Chemical Engineering, Shanghai University, Shanghai 200444, China;
5. Shanghai Fire Research Institute, Ministry of Emergency Management, Shanghai 200032, China

Abstract: During the service life of landfills, large amounts of methane will be released due to the degradation of organic matter by microorganisms. Even with the gas collection devices, methane still escapes into the atmosphere. Methane gas is one of the important gases that cause the greenhouse effect. Methane-oxidizing bacteria is a microorganism that takes methane as the only carbon source, and has an excellent methane oxidation efficiency. In small and medium-sized landfills, old landfills and large landfills where it is no longer economical to turn on gas collecting devices, the landfill final cover soil can be mixed with methane-oxidizing bacteria to oxidize methane gas and reduce the release of methane from landfill, so as to reduce the greenhouse effect and achieve the purpose of environmental protection. The relevant research on methane oxidation efficiency of methane oxidizing bacteria at home and abroad was reviewed. The classification of methane-oxidizing bacteria and its mechanism of methane oxidation, the factors that affect the oxidation efficiency of methane-oxidizing bacteria and the application of methane-oxidizing bacteria in landfill sites are summarized, and the future research and application area of methane-oxidizing bacteria is outlined.

收稿日期: 2020-10-26; **修回日期:** 2021-02-08

基金项目: 国家自然科学基金项目(41977214)资助

作者简介: 孙文静, 女, 博士, 教授, 博士生导师, 主要从事非饱和土力学、环境岩土方面的研究; E-mail: wjsun@dhu.edu.cn

Key words: Landfills; methane; methane oxidizing bacteria; amended cover layer; methane bio-oxidation; biochar

First author: SUN Wenjing, Professor; E-mail: wjsun@dhu.edu.cn

在城市固体废物处理技术方面,目前采用的方法主要有:填埋、焚烧、混合堆肥等。由于填埋能够处理几乎所有的城市固体废物,且所需费用较少,至今在许多国家仍是最普遍使用的处理方法。

垃圾填埋场服役期间会释放出大量垃圾填埋气,垃圾填埋气是由生活垃圾中有机物的厌氧降解产生的,主要由二氧化碳、甲烷和一些挥发性有机化合物组成。其中,甲烷是全球重要的温室气体之一,对温室效应的贡献约为26%(郑思伟等,2013),且甲烷的全球变暖潜力是二氧化碳的28倍(Pachauri and Reisinger, 2014)。垃圾填埋场每年释放的甲烷量约占全球甲烷总释放量的6%~12%(魏素珍,2012)。另外,甲烷还具有易燃、易爆的特点,当空气或土体中甲烷浓度达到一定限值时,很可能发生垃圾填埋场的爆炸、坍塌等事故(付贵,2016)。

当前,大量中小型填埋场及老旧填埋场释放的甲烷都未经收集直接排放到大气中。即使在设置有完备气体收集装置的填埋场,仍有5%~40%的甲烷逃逸到大气中;且当甲烷排放量较小时,启用集气系统运行费用高(Pachauri and Reisinger, 2014)。这种低强度甲烷无组织排放持续时间长,环境污染严重,因此,基于环保与安全因素的考虑,亟需寻求一种经济、持续、高效的填埋场覆层甲烷削减技术,有效减排填埋场逸出的甲烷。

甲烷氧化菌是烃氧化菌群中的一种,是以甲烷作为唯一碳源和能源的甲基营养型微生物,在填埋场覆层中很容易富集。甲烷氧化菌氧化甲烷,一部分碳被同化为甲烷氧化菌细胞内物质,另一部分被氧化为低温室效应潜势的 CO_2 ,在固碳、减排方面均起到十分重要的作用(何品晶等,2006;杨益彪等,2015)。刘秉岳等(2015)研究了粉土以及两种不同生物炭改性土的甲烷氧化能力,认为土体里有甲烷氧化菌菌群可降解甲烷。刘孝阳(2020)从上海老港垃圾填埋场覆盖层获取土样,采用驯化、分离、纯化等方法获得一株甲烷氧化菌,该菌种为I型甲基杆状菌属(*Methylohaecoter*),具有较快的

生长速度和较高的甲烷氧化效能。将甲烷氧化菌掺入到生物炭—黏土混合土中,研究了甲烷氧化菌在散土和压实土中的甲烷去除效能。结果表明,掺入甲烷氧化菌可显著提高甲烷去除率。Boeckx等(1996)指出对于一些中小型的垃圾填埋场及一些服役年限较久的垃圾填埋场,在上覆盖层土体中掺入甲烷氧化菌来氧化甲烷,可有效降低温室气体排放,与启用气体收集系统相比,更加经济且高效。由此可见,在垃圾填埋场上覆层中掺入甲烷氧化菌对甲烷进行生物氧化以降低甲烷无组织排放的方法具有非常广阔的应用前景。

甲烷氧化菌及其氧化作用机理的研究,已成为环境微生物学研究领域的热点之一。本文总结了近年来国内外环境科学、土壤科学、环境岩土工程等领域关于甲烷氧化菌氧化甲烷的研究成果,首先概述了甲烷氧化菌的分类及其氧化甲烷的机理;随后,阐述了培养基环境下及土体中甲烷氧化菌氧化效能随各影响因素的变化规律,如温度、湿度、pH值,以及覆盖层的厚度、土体类型、孔隙度、覆层植被等;最后,对生物炭—甲烷氧化菌改性覆层土削减甲烷排放技术进行了展望,以期今后的相关工作,如温室气体减排、覆土改良施工工艺、掺菌土体工程特性及耐久性等提供参考。

1 甲烷氧化菌的分类及其甲烷氧化机理

1.1 甲烷氧化菌的种类及其特征

根据甲烷氧化菌是否利用环境中的氧气作为电子受体,可将甲烷氧化菌分为好氧甲烷氧化菌和厌氧甲烷氧化菌(蔡朝阳等,2016)。

好氧甲烷氧化菌是一类独特的甲基营养菌群,大多可在20~45℃、中性pH值条件下培养。它们广泛存在于河流、湖泊、泥炭地、稻田、海洋、湿地、泥沼等有氧环境中(Richard and Thomas, 1996)。好氧甲烷氧化菌在一些极端的自然环境或人工环境中也存在,如Dunfield等(2007)在pH值为2.0~2.5的极端酸性环境中发现了属于疣微菌门的极端嗜酸的甲烷氧化菌。

好氧型甲烷氧化菌根据其内部的膜结构和代谢途径的类型可分为 I 型、II 型和 X 型（王晓琳等，2016），其中 I 型和 X 型甲烷氧化菌是在细胞内膜上利用核酮糖单磷酸盐途径进行甲醛同化，II 型甲烷氧化菌是在细胞内膜及周质空间（外膜与细胞壁之间的狭窄空间）利用丝氨酸循环进行甲醛同化。

厌氧的甲烷氧化菌广泛存在于海底沉积物、河底沉积物、地下水和滨海湿地等一些厌氧的环境中，目前对厌氧甲烷氧化菌的研究进展比较缓慢，主要是由于厌氧甲烷氧化菌生长速度缓慢、在实验室条件下对其培养较困难、细胞倍增时间较长这三方面原因（Knittel and Boetius, 2009）。

1.2 甲烷氧化菌的氧化机理

Richard 和 Thomas（1996）分析了甲烷氧化菌生物氧化甲烷的机理。甲烷氧化菌氧化甲烷的方式虽然有所不同，但都能够将 CH_4 经一系列酶促反应氧化成 CO_2 和水，并生成一系列的中间代谢产物，如甲醇、甲醛、甲酸等，其主要反应过程为：



甲烷氧化菌氧化甲烷机理如图 1 所示。第一步甲烷氧化菌将甲烷氧化为甲醇，该步骤需要在甲烷单加氧酶（methane monooxygenase, MMO）的催化下才能完成。到目前为止，一共发现了两种 MMO：一种是可溶性甲烷单加氧酶（sMMO），主要分布于细胞质中；另一种是结合在细胞膜上的颗粒状甲烷单加氧酶（pMMO）。pMMO 除了不存在于 II 型 *Methylococcus* 属的甲烷氧化菌外，存在于目前已知的绝大多数好氧甲烷氧化菌中。

sMMO 有三种组分，分别为羟化酶、调控蛋白 B 和还原酶 C，其中羟化酶在 II 型甲烷氧化菌细胞

中存在。pMMO 为膜结合蛋白，分离纯化困难。

2 培养基环境下甲烷氧化菌氧化甲烷效能的影响因素

2.1 氮源种类和浓度

氮源对甲烷氧化菌的生长繁殖必不可少，在土壤里面一般以铵根离子的形式存在，不同浓度的铵根离子对甲烷氧化菌氧化甲烷效能的影响也不同。

王智平等（2003）认为氮源对甲烷氧化菌甲烷氧化作用的影响取决于输入氮的种类和剂量等因素。Alex 和 Oswald（2003）研究发现，当甲烷浓度不同时， NH_4^+ 对甲烷氧化菌生物氧化甲烷起到的作用也不同，低甲烷浓度时， NH_4^+ 可起到 40% 的抑制作用；高甲烷浓度时， NH_4^+ 则起到促进作用。魏文平等（2015）采用总期望函数法，综合反映了氮源种类和浓度对于 M16 甲烷氧化菌（II 型甲基包囊菌属 *Methylocystis*）的甲烷氧化效能和菌体生长的影响，发现不同氮源条件下甲烷的去除率不同，且随着氮源的浓度增加均呈现先增加后减小的趋势，过低或过高的氮源浓度对甲烷氧化菌的生长起到了抑制作用，由此确定了选择 1.0 g/L 的 NH_4NO_3 作为 M16 甲烷氧化菌 MS 培养基中的氮源物质最为合适。

2.2 温度

温度对甲烷氧化菌氧化甲烷效能的影响主要是通过影响甲烷氧化菌体内单加氧酶的活性来体现。许冰等（2010）指出温度对酶活性有显著影响，过高或过低的温度会使酶的催化作用减弱或停止，在一定温度范围内，温度升高反应速度加快，当上升至某一温度时，酶促反应速度达最大值，此温度称为酶的最适温度。各种酶在其最适温度范围内，活性最强，酶的催化作用反应速度最大。但如果超过

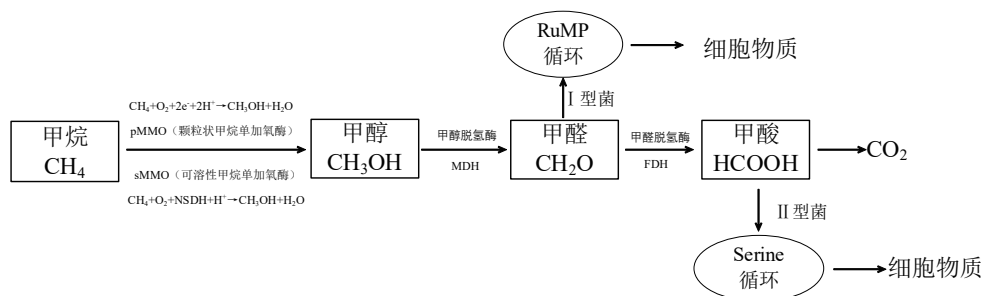


图1 甲烷氧化菌生物氧化甲烷的机理

Fig. 1 Mechanism of methane oxidation by methane-oxidizing bacteria

最适温度继续升温,反应速度反而下降。魏文平等(2015)在培养基条件下测试了不同温度时 M16 甲烷氧化菌的甲烷氧化率,试验结果表明,从 20℃ 开始,随着温度的升高,甲烷去除率显著增加,在 30℃ 时达到最大值,温度达到 40℃,甲烷氧化率迅速降低。顾华兵等(2019)将 MO-01 甲烷氧化菌(I型甲基杆状菌属 *Methylobacter*)接种到无机盐培养基中,发现菌液浓度在 37℃ 时最高,在 37~40℃ 温度范围内,甲烷氧化菌的生长量都比较高,随后随着温度升高而下降。刘晓宁等(2010)对从若尔盖高原采集到的名为 XN1 甲烷氧化菌(I型甲基甲胞菌属 *Methylomonas*)进行了温度试验,试验发现菌株 XN1 在 15~35℃ 范围内生长良好,这与魏文平等(2015)所述的最佳温度有所不同,这可能和菌株的原始生长环境与菌株种类有关。

2.3 pH值

甲烷氧化菌氧化甲烷的效能受 pH 值变化的影响与其受温度变化的影响规律近似,过高或过低的 pH 值均会降低单加氧酶的活性,甚至使单加氧酶失去活性,影响甲烷氧化效能。比如,在强酸环境下影响甲烷氧化菌氧化甲烷效能的主要原因是酶分子结构中的基团发生电离,改变酶分子的构象,导致酶失活(韩桂琪等,2010)。刘晓宁等(2010)得到了 XN1 甲烷氧化菌可以在 pH6.0~9.0 范围内生长,最适宜生长的 pH 值为 6.5,属于喜酸性菌。魏文平等(2015)研究表明 M16 甲烷氧化菌甲烷氧化效能 pH7.0~8.0 时更好。刘孝阳(2020)测试了甲烷氧化菌在不同 pH 值条件下,培养基环境中甲烷气体浓度的变化,发现 pH 值在 7.0 附近甲烷降低量最大,即甲烷氧化效能最大。

以上对不同甲烷氧化菌的甲烷氧化效能随 pH 变化规律的研究都是在培养基环境下,在填埋场覆盖层中甲烷氧化菌生存环境的 pH 值还与填埋覆盖层的材料有关。

2.4 甲烷浓度、氧气浓度

甲烷与氧气是好氧甲烷氧化菌氧化甲烷反应中所必须的原料。Czepiel 等(1996)研究发现氧气浓度对甲烷氧化速率有显著影响,当氧气混合比低于 3% 时,甲烷氧化速率基本为零。Małgorzata 和 Witold(2005)研究发现当空间内甲烷浓度从 2% 增加到 16%,甲烷氧化活性增加了 1.1~2.5 倍。刘晓

宁等(2010)发现,随着甲烷气体含量的增加,菌体生物量(OD_{560})呈现先增加后下降的趋势,当甲烷气体含量约为 40% 时,菌含量最高。陈亮(2011)研究发现,反应体系中甲烷气体初始体积的增加可以提高甲烷氧化菌甲烷代谢活性,但是由于体系中氧气含量是有限的,随着氧气逐渐消耗,甲烷氧化菌氧化甲烷的效能逐渐降低。Li 等(2014)研究表明,氧气与甲烷浓度比 O_2/CH_4 影响甲烷氧化菌的多样性,从而影响氧化甲烷的效能。当 O_2/CH_4 在 5~10 的范围时,土体中存在多样性甲烷氧化菌,并且进行的反应被认为是好氧化;当 O_2/CH_4 为 3~1.7 时,转化为兼性厌氧氧化,即可以进行有氧反应又可以无氧氧化;当 O_2/CH_4 小于 1.7 h,转化为厌氧氧化,不利于甲烷的氧化。所以在合适的 O_2 与 CH_4 浓度比下,甲烷氧化菌的氧化效能提高,进而,对 CH_4 的减排潜力增大。

3 土体中甲烷氧化菌氧化甲烷效能的影响因素

甲烷氧化菌通过好氧作用氧化甲烷,并获取物质和能量。该生物氧化反应包含三个因素:甲烷、氧气和甲烷氧化菌。覆层内甲烷和氧气浓度分布与下层填埋气和外界氧气扩散有关,直接影响甲烷氧化效率,随着封场时间延长,甲烷浓度降低,甲烷氧化菌的繁殖与氧化活性下降(王丹,2012)。甲烷氧化菌氧化效能与土体微气候(如含水率、温度)、土体结构和矿物组成(如颗粒、形状)、物理—化学特性(如土体孔隙率、pH 值、阳离子交换量、盐分含量、养分供给、有机质特性及含量)、气体流动性和覆盖厚度、植被等因素有关(Huber-Humer et al., 2011; 王静, 2011; Gul et al., 2015)。

这里主要介绍土体含盐量、气体流动性、覆层厚度和植被等对甲烷氧化菌甲烷氧化效能的影响。

3.1 土体含盐量

Whalen(2000)指出土体盐含量的增加会抑制甲烷氧化菌对甲烷的氧化效能。Serrano-Silva 等(2014)研究表明,土体中盐分含量的增加根本上是降低了土体中甲烷氧化菌的活性,从而间接地降低了 CH_4 的吸收速率。杨铭德等(2015)通过室内模拟试验,采用实时荧光定量聚合酶链式反应检

测方法 (real-time fluorescent quantitative PCR) 快速检测甲烷氧化菌, 探究了不同含盐量的土体中甲烷氧化菌的活性, 研究发现甲烷氧化菌氧化甲烷的速率随土体含盐量的增高而减小, 并且含盐量越高, 甲烷氧化菌活性越低, 甲烷氧化速率越低。

3.2 土体中气体的流动性

土体中甲烷氧化菌对甲烷的氧化效能受土体中气体流动性的影响。流动性大, 甲烷气体快速通过土体, 未能停留足够时间, 以供给土体中的甲烷氧化菌足够食物, 从而使得甲烷生物氧化速率降低。甲烷生物氧化过程需要氧气的参与, 充足的空气是保证甲烷氧化菌活性的重要因素。但当空气流动性过小, 造成土体中氧气含量较少, 进而降低了甲烷氧化菌氧化甲烷的效能。因此, 良好的空气流动性是保证生物氧化甲烷效能的前提之一。

土体的孔隙率、压实度、含水率等的变化会改变气体在土体中的流动性 (Sun et al., 2018)。Gebert 等 (2011) 通过土柱扩散试验, 研究了充气孔隙率和压实度对甲烷扩散率和生物氧化效率的影响, 建议用作生物覆层的土体应保持至少 14% 的充气孔隙率。土体中矿物组成不同也会引起孔隙率的差异。丁维新和蔡祖聪 (2003) 研究发现, 土体中的甲烷氧化效能与土体性质有关, 粉质黏土的孔隙率较黏土的孔隙率大, 且气体的流动性在粉质黏土中相对较好, 因此甲烷氧化菌在粉质黏土中氧化甲烷的效能比在黏土中强。垃圾填埋场上覆土体的颗粒级配及压实性也是影响土的气体流动性的重要因素。在颗粒级配良好的土体及压实性较好的土体中, 因土体孔隙率较小, 导致气体流动性较差, 进而导致在颗粒级配良好及压实性较好的土体中甲烷氧化率较低。刘孝阳 (2020) 通过对比甲烷氧化菌

在生物炭—黏土混合散土 ($e=2.54\sim3.12$) 和压实土 ($e=0.69\sim1.23$) 中氧化甲烷的效能, 发现甲烷在散土中的去除效果要比压实土中更加明显, 主要是因为干密度较小的生物炭—黏土混合土的孔隙更大, 空气流动性大, 有助于促进甲烷氧化菌的生长和酶的活性, 进而提高了菌的甲烷氧化效能。

除了压实度, 含水率也会影响气体在土体中的流动性。含水率除了通过改变气体的运移影响甲烷氧化之外, 还通过改变微生物的活性影响甲烷氧化菌的氧化效能。填埋场覆盖层含水率在 15%~25% 时, 可满足甲烷氧化菌活性和覆盖层的气体扩散要求, 此时, 土体保持着水气双开敞状态, 如图 2b 所示, 能够保证氧气和甲烷在土体中有足够的滞留时间, 使甲烷氧化菌与水、氧气、甲烷可以充分接触, 达到最大甲烷氧化速率, 此时的含水率为最优含水率。以最优含水率为中心, 甲烷氧化速率向两侧逐渐降低 (Moyano et al., 2013)。如图 2a 土体处于干燥状态及图 2c 土体接近饱和状态。刘秉岳等 (2015) 表示, 含水率太低, 土体过于干燥会导致甲烷氧化菌的活性降低; 含水率太高, 接近饱和状态时, 过多的水份会阻塞土体孔隙, 甲烷和氧气难以传输到土样中, 使得甲烷氧化菌未能获得充足的甲烷和氧气而活性降低, 因此过高的含水率反而会使得甲烷氧化能力下降。

3.3 上覆土层厚度

垃圾填埋场的上覆土层厚度也是影响甲烷氧化菌氧化效能的重要影响因素之一。

何晶晶等 (2006) 研究了杭州天子岭填埋场终场覆盖土中的甲烷氧化活动, 发现氧化活动主要发生在 0~30 cm 深处; 而在 10~20 cm 处, 甲烷氧化菌数量最多, 活性最强, 故甲烷氧化活动在此处最

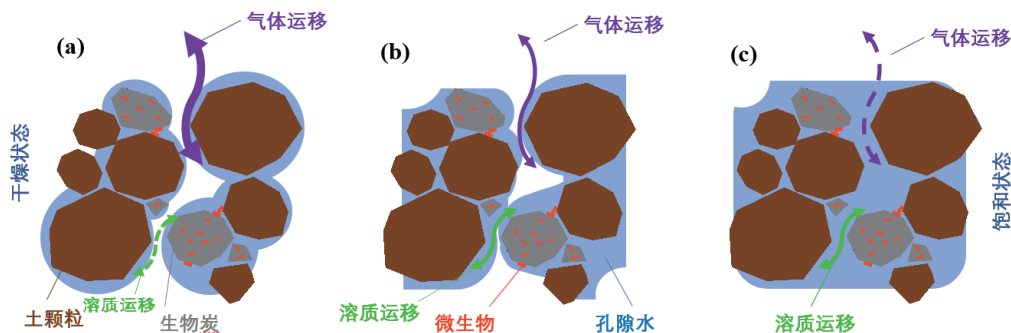


图2 土体中气液流动状态
Fig. 2 State of gas-liquid flow in soil

强烈;大于50 cm的深度会因为 O_2 被上部的甲烷氧化活动消耗殆尽,因此几乎没有甲烷氧化活动。杨文静等(2010)以陶粒和堆肥复合基质生物覆盖层为研究对象,进行实验室模拟土柱试验,结果表明,从经济—生态耦合效益考虑垃圾填埋场覆盖层厚度为30 cm时甲烷氧化效率最佳,这一厚度的覆盖层可以长期达到100%的甲烷氧化率。

3.4 覆盖层植被

垃圾填埋场上覆土层的植被覆盖率和根系发展情况也会影响甲烷氧化菌的活性。Bohn等(2011)通过土柱试验发现,植被提高了土壤中空气的扩散率,增加了 O_2 的渗透程度,减少了渗滤液,并通过使用豆科植物,改善了氮供应,从而提高了甲烷氧化效能。王峰等(2012)利用土柱试验模拟填埋场生物覆盖层,发现植物利用其蒸腾作用能明显降低土体的含水率,避免土体孔隙因水堵塞,改善 O_2 和 CH_4 扩散。赵长炜等(2010)发现植物根系可以促进周围覆土中甲烷氧化菌数量的增长,并且使甲烷氧化活性提高38%~45%。提高 CH_4 生物氧化效能。

植物促进甲烷氧化菌氧化活性的原理目前还不十分明确,分析其原因可能是由于种植植被对垃圾填埋场覆土层中的甲烷氧化菌的群落结构产生了较大影响(余婷等,2008),促使甲烷氧化菌数量升高;或者覆土中微生物种群发生了变化,影响甲烷氧化菌的生长及氧化活性(陈中云等,2001);也可能是植物种类及其根系在影响土体的透气性和持水性的同时,还吸收了大量对甲烷氧化菌有害的铵态氮等底物,从而对甲烷氧化菌的氧化活性和生长繁殖产生了间接的影响(赵长炜等,2010)。

4 填埋场覆层改性材料

填埋场生物覆盖层作为甲烷氧化作用的生物反应器,是填埋场甲烷减排的重要途径。覆盖层基质性能对其甲烷氧化能力影响较大,土层中甲烷氧化菌的数量和活性直接决定了土层对甲烷的氧化能力。营造甲烷氧化菌的最佳生存环境,选择和优化填埋场覆层材料,可增强垃圾填埋场覆层对甲烷的削减效能。

4.1 填埋场覆盖层材料

传统的黏土作为填埋场覆层,其pH偏酸性且黏粒含量较高,不适宜甲烷氧化菌的生长。很多学者对不同的改性填埋材料进行了甲烷氧化测试,如

堆肥类混合物、庭院垃圾类混合物、矿化垃圾与矿化污泥混合物,发现改性材料具有较高的甲烷氧化能力。例如,赵由才等(2006)表明,矿化垃圾细料较常规土壤具有优良的理化性质,能提供极好的吸附交换条件和优良的微生物生存环境。张相锋等(2010)发现按照1:1配比的堆肥物+陶粒的复合基质的甲烷氧化效率可高达100%。Mei等(2015)对两种绿色庭院垃圾进行了甲烷氧化效能测试,结果表明新绿色庭院垃圾较老庭院垃圾具有更高的甲烷氧化速率,为 $200\text{ g/m}^2/\text{day}$ 。

然而,这些绿色废物作为覆层材料会因腐熟度不高,抑制了甲烷氧化菌的活性(刘秉岳等,2015),或因充气孔隙率低容易形成厌氧区,导致额外的甲烷产出(Reddy et al., 2015),或因宏观空隙和裂隙导致优先流的形成(Mostafid et al., 2012),可能不适宜于多种气候和填埋条件。

4.2 生物炭—甲烷氧化菌改性覆层

生物炭是一种经济、环境友好的“绿色材料”,在土壤固碳、温室气体减排、土壤改良以及环境修复等方面均具有潜在功效(王宏胜等,2018)。近年来,将生物炭混合土作为覆层改性材料削减填埋场逸出甲烷的方法成为研究热点。

生物炭具有多孔结构、高比表面积、高离子交换能力(李明玉和孙文静,2019)。生物炭可以成为甲烷氧化菌存活的载体,为甲烷氧化菌提供了良好的栖息环境(Jaafar et al., 2014)。

生物炭加入土体后可改善土体微气候及物理—化学性质,如土体孔隙率、阳离子交换量、pH值、养分供给等,有益于促进菌的生长及酶的活性,提高甲烷氧化菌的氧化效能。Reddy等(2015)研究表明,生物炭可以增加覆土中甲烷氧化菌菌群,比原土具有更大的甲烷氧化能力。

微生物活动反过来改变混合土的性质(何嫁等,2016),如甲烷生物氧化产生的弱酸环境造成生物炭pH值及表面官能团的改变(Gul et al., 2015),影响覆层土的甲烷削减效能。Yaghoubi(2011)对比了加菌生物炭改性土通甲烷1个月与4个月的微观结构,后者表现出的土与生物炭间的相互作用(如胶结、填充等)比掺入之初更明显,且可以看到更多的矿化和微生物残留物。

生物炭还可以对甲烷进行吸附削减。Yahoubi

(2011) 研究表明, 生物炭增加了土体对甲烷的吸附能力, 而当生物炭达到饱和电位, 对甲烷不再有吸附能力。Sadasivam 和 Reddy (2015) 研究表明干生物炭改性土对甲烷的最大吸附能力比原土有显著提高, 改性土的甲烷吸附能力随含水率的增加而降低。江超等 (2017) 研究表明, 生物炭掺量 20% 改性土的最大气体吸附量较原土提高了 10 倍。Suliman 等 (2017) 发现, 生物炭表面的官能团会引起生物炭表面的负电荷和吸附电位增多, 提高土体的吸附性能。

由此可见, 向生物炭载体中接种高效甲烷氧化菌, 形成生物炭—甲烷氧化菌改性覆层 (Biochar-Methanotroph Amended Cover, BMAC), 如图 3 所示, 可进一步提高覆层的甲烷氧化速率。甲烷经过生物炭—甲烷氧化菌改性覆层, 覆层土会吸附甲烷, 赋存于生物炭内的甲烷氧化菌会氧化甲烷, 从而实现甲烷减排。

生物炭的加入又可改善土体结构, 进而改变土体的工程特性, 如变形、持水、渗透特性和抗侵蚀能力 (Jien and Wang, 2013)。生物炭的多孔结构和表面含氧官能团可促进土体团聚, 由于生物炭与土颗粒间相互作用, 生物炭周边的土颗粒微团聚体结合成稳定的大团聚体, 形成更大的孔隙, 促使土体中大、中孔隙数量增加。田丹 (2013) 研究表明, 在砂土中分别添加 5%、10%、15% 的花生壳生物炭后, 孔隙度分别增大了 13.28%、13.47%

和 33.65%; 在砂土中分别添加 5%、10%、15% 秸秆生物炭后, 孔隙度分别提高了 9.23%、10.07%、12.88%。Karhu 等 (2011) 研究表明, 加入生物炭后覆层的保水性能显著提高, 推测与土体孔隙量变化有关。Suliman 等 (2017) 发现, 生物炭加入土体后的前几周和几个月内被氧化, 氧化生物炭的酸性官能团总量高于未氧化生物炭, 使氧化生物炭的持水性能显著提高。Haque 等 (2014) 研究了生物炭混合土体无侧限抗压强度随时间的变化规律。结果表明, 添加生物炭初期土体强度低于后期土体的强度, 由微观测试结果可见, 生物炭和土体间发生了包括界面胶结、沉淀作用和孔隙矿物充填作用, 促使土体强度升高。Zong 等 (2014) 发现, 在黏土中加入生物炭, 可以降低土体开裂程度。文曼和郑纪勇 (2012) 发现, 向土壤中添加生物炭能有效降低土体干燥过程中的收缩程度, 改善土体结构, 提高土壤持水性能。

5 展望

甲烷氧化菌在减少甲烷气体排放方面得到了日益广泛的应用, 垃圾填埋领域的甲烷氧化研究也正在受到越来越广泛的关注。目前对于甲烷氧化菌的研究较多集中于实验室中的菌种筛选以及培养基条件下甲烷氧化菌甲烷氧化效能、氧化机理及其影响因素等方面的研究, 而真正将甲烷氧化菌应用于垃

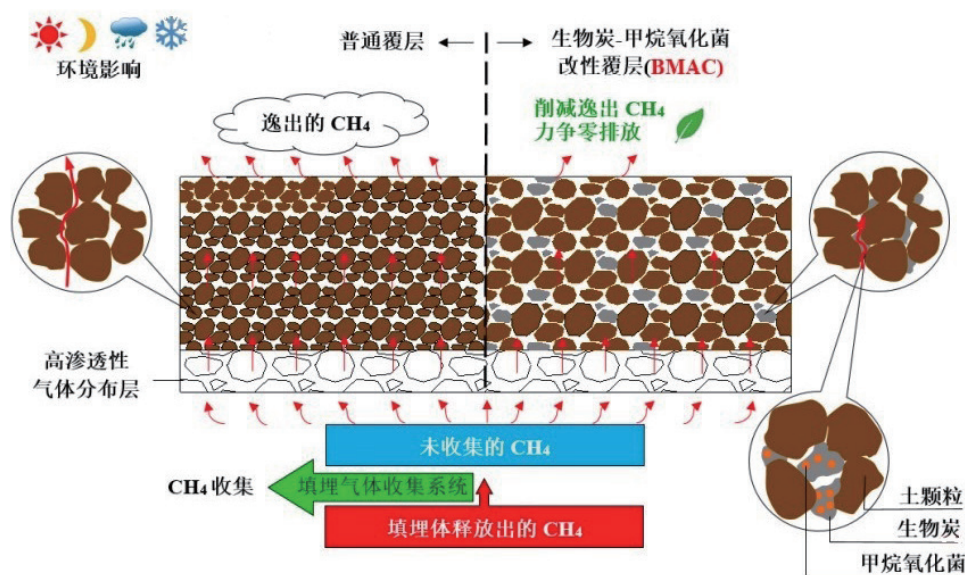


图3 生物炭—甲烷氧化菌改性覆层示意图

Fig. 3 Schematic diagram of biochar-methane oxidizing bacteria amended cover layer

圾填埋场工程中的应用研究并不多见。

填埋场改性覆层首先需满足工程技术要求,如强度、渗透性、保水性、抗开裂性、抗侵蚀性能和覆盖厚度,在此基础上,优化覆层设计方案,以期达到高效的甲烷削减能力。生物炭具有多孔结构、高比表面积、高离子交换能力,可改善土体的物理—化学性质,除可对甲烷进行吸附削减外,还可促进甲烷氧化菌的生长及酶的活性,提高对甲烷的生物氧化削减能力。向生物炭载体中接种高效甲烷氧化菌,形成生物炭—甲烷氧化菌改性覆层,可进一步提高覆层的甲烷氧化效能。该改性覆层的制备工艺、施工工艺的确定,如菌、土、生物炭三者的配比、拌合顺序、菌液浓度、菌剂的接种方式、混合土压实度和含水率等,需综合考量是否满足覆层的工程技术要求和高效削减经填埋场覆层逃逸的甲烷。

生物炭—甲烷氧化菌改性覆层中,因昼夜温差、季节交替带来的温度应力作用和降雨、蒸发导致的干湿循环过程,生物炭—甲烷氧化菌—土体系之间发生了复杂的物理(扩散、吸附)、生化(酶动力学)和生理(渗透调节)过程的相互作用,引起覆层土微观层面孔隙结构、甲烷氧化菌的生存环境、存活率以及酶活性的改变,宏观层面水—力特性(如持水、渗透、变形、强度)及甲烷削减效能的变化。

目前,对生物炭改性土进行的吸附、生物氧化试验以及生物炭改性土水—力特性的研究多是短期测试,较少考虑其随时间的改变。需进一步关注新鲜生物炭与长期置于土中的老化生物炭的理化性质(如pH值、孔隙结构、表面官能团)间的差异,以及由此造成甲烷吸附削减的变化;需要关注赋存于其中甲烷氧化菌的活性、甲烷氧化效能以及甲烷生物氧化削减随时间而发生的变化;需要关注服役时间较长的生物炭—甲烷氧化菌改性覆层土(如6个月以上)水—力特性随时间的变化规律。从而,可以进一步揭示生物炭—甲烷氧化菌—土之间的相互作用及其对覆层土宏观特性的影响机制,对评价覆盖层土掺入生物炭—甲烷氧化菌后,能否既满足工程特性要求又实现有效削减甲烷的功能,具有十分重要的研究价值,可为填埋场改性覆盖层的设计、施工和维护提供参考。

参考文献 (References):

蔡朝阳,何崭飞,胡宝兰. 2016. 甲烷氧化菌分类及代谢途径研究进

- 展[J]. 浙江大学学报(农业与生命科学版), 42(3): 273–281.
- 陈亮. 2011. 甲烷氧化菌甲烷氧化活性的影响因素和甲醇含量测定方法的研究[D]. 太原: 山西大学.
- 陈中云, 闵航, 吴伟祥, 等. 2001. 土壤中甲烷氧化菌种群数量及其与甲烷氧化活性的关系[J]. 浙江大学学报(农业与生命科学版), (5): 77–81.
- 丁维新, 蔡祖聪. 2003. 土壤甲烷氧化菌及水分状况对其活性的影响[J]. 中国生态农业学报, 2003(1): 100–103.
- 付贵. 2016. AE-AN型填埋工艺开发及填埋场安全评价研究[D]. 天津: 天津理工大学.
- 顾华兵, 沈阳, 周淑鑫, 等. 2019. 甲烷氧化菌的分离鉴定及其发酵条件优化[J]. 贵州大学学报(自然科学版), 36(6): 22–25.
- 韩桂琪, 王彬, 徐卫红, 等. 2010. 重金属Cd、Zn、Cu、Pb复合污染对土壤微生物和酶活性的影响[J]. 水土保持学报, 24(5): 238–242.
- 何稼, 楚剑, 刘汉龙, 等. 2016. 微生物岩土技术的研究进展[J]. 岩土工程学报, 38(4): 643–653.
- 何品晶, 瞿贤, 杨琦, 等. 2006. 填埋场终场覆盖层甲烷氧化行为试验室模拟研究[J]. 环境科学学报, (1): 40–44.
- 江超, 赵仲辉, 刘秉岳. 2017. 生物炭改性土的甲烷吸附试验研究[J]. 岩土工程报, 39(S1): 116–120.
- 李明玉, 孙文静. 2019. 黏土掺入生物炭后的持水特性及其影响机制[J]. 岩土力学, 40(12): 4722–4730+4739.
- 刘秉岳, 赵仲辉, 涂欢欢, 等. 2015. 生物炭改性填埋场覆盖粉土的甲烷氧化能力试验研究[J]. 科学技术与工程, 15(36): 99–104.
- 刘晓宁, 李珍, 林国秀, 等. 2010. 一株甲烷氧化菌的分离鉴定与特性[J]. 微生物学通报, 37(9): 1265–1271.
- 刘孝阳. 2020. 甲烷氧化菌的氧化效能及掺入生物炭—黏土混合土的强度特性[D]. 上海: 上海大学.
- 田丹. 2013. 生物炭对不同质地土壤结构及水力特征参数影响试验研究[D]. 呼和浩特市: 内蒙古农业大学.
- 王丹. 2012. 垃圾填埋场生物覆盖材料的筛选及其甲烷减排研究[D]. 广州: 暨南大学.
- 王峰, 张相锋, 董世魁. 2012. 植物建植对垃圾填埋场生物覆盖层甲烷氧化及其微生物群落的影响[J]. 生态学杂志, 31(7): 1718–1723.
- 王宏胜, 唐朝生, 巩学鹏, 等. 2018. 生物炭修复重金属污染土研究进展[J]. 工程地质学报, 26(4): 1064–1077.
- 王静. 2011. 垃圾生物覆盖土对填埋场甲烷减排的机理研究[D]. 杭州: 浙江大学.
- 王晓琳, 曹爱新, 周传斌, 等. 2016. 垃圾填埋场甲烷氧化菌及甲烷减排的研究进展[J]. 生物技术通报, 32(5): 16–25.
- 王智平, 胡春胜, 杨居荣. 2003. 无机氮对土壤甲烷氧化作用的影响[J]. 应用生态学报, (2): 305–309.
- 魏素珍. 2012. 甲烷氧化菌及其在环境治理中的应用[J]. 应用生态学报, 23(8): 2309–2318.
- 魏文平, 邓辉, 李国学, 等. 2015. 一株Ⅱ型甲烷氧化菌的筛选及培养条件[J]. 应用与环境生物学报, 21(3): 455–463.
- 文曼, 郑纪勇. 2012. 生物炭不同粒径及不同添加量对土壤收缩特征的影响[J]. 水土保持研究, 19(1): 46–50+55.
- 许冰, 贾爱芳, 赵文献. 2010. 温度对酶活性的影响[J]. 临床合理用药杂志, 3(7): 28–28.
- 杨铭德, 焦燕, 李新, 等. 2015. 基于实时荧光定量PCR技术对不同盐碱程度土壤甲烷氧化菌比活性的研究[J]. 生态环境学报, 24(5): 797–803.
- 杨文静, 董世魁, 张相锋, 等. 2010. 不同生物覆盖层厚度对甲烷

- 氧化的影响研究[J]. 环境污染与防治, 32(7): 20–24.
- 杨益彪, 詹良通, 陈云敏, 等. 2015. 垃圾填埋场覆盖黄土的甲烷氧化能力及其影响因素研究[J]. 中国环境科学, 35(2): 484–492.
- 余婷, 何晶晶, 吕凡, 等. 2008. 生活垃圾填埋操作方式对覆土中 I 型甲烷氧化菌的影响研究[J]. 环境科学, 29(10): 2987–2992.
- 赵长伟, 梁英梅, 张立秋, 等. 2010. 垃圾填埋场覆土层植物根围甲烷氧化活性研究[J]. 西北林学院学报, 25(6): 59–63.
- 赵由才, 柴晓利, 牛冬杰. 2006. 矿化垃圾基本特性研究[J]. 同济大学学报(自然科学版), 34(10): 1360–1363.
- 张相锋, 杨文静, 董世魁, 等. 2010. 生物覆盖层基质对垃圾填埋场甲烷氧化的影响[J]. 生态环境学报, 19(1): 72–76.
- 郑思伟, 唐伟, 谷雨, 等. 2013. 城市生活垃圾填埋处理甲烷排放估算及控制途径研究[J]. 环境科学与管理, 38(7): 45–49.
- Alex D V and Oswald V C. 2003. Induction of enhanced CH_4 oxidation in soils: NH_4^+ inhibition patterns [J]. Soil Biology and Biochemistry, 35(7): 907–913.
- Boeckx P, Ovan C and Villaralvo I. 1996. Methane emission from a landfill and the methane oxidizing capacity of its covering soil [J]. Soil Biology & Biochemistry, 28 (10–11): 1397–1405.
- Bohn S, Brunke P, Gebert J, et al. 2011. Improving the aeration of critical fine-grained landfill top cover material by vegetation to increase the microbial methane oxidation efficiency [J]. Waste Management, 31(5): 854–863.
- Czepiel P M, Mosher B, Crill P M, et al. 1996. Quantifying the effect of oxidation on landfill methane emissions [J]. Journal of Geophysical Research-Atmospheres, 101(D11): 16721–16729.
- Dunfield P F, Yuryev A and Senin P. 2007. Methane oxidation by an extremely acidophilic bacterium of the phylum Verrucomicrobia [J]. Nature, 450(7171): 879–882.
- Gebert J, Groengroeft A and Pfeiffer E M. 2011. Relevance of soil physical properties for the microbial oxidation of methane in landfill covers [J]. Soil Biology & Biochemistry, 43(9): 1759–1767.
- Gul S, Whalen J K, Thomas B W, et al. 2015. Physico-chemical properties and microbial responses in biochar-amended soils: mechanisms and future directions [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 206: 46–59.
- Haque A, Tang C K, Islam S, et al. 2014. Biochar sequestration in lime-slag treated synthetic soils: A green approach to ground improvement [J]. Journal of Materials in Civil Engineering, 26(12): 06014024.
- Jaafar N M, Clode P L and Abbott L K. 2014. Microscopy observations of habitable space in biochar for colonization by fungal hyphae from soil [J]. Journal of Integrative Agriculture, 13: 483–490.
- Jien S H and Wang C S. 2013. Effects of biochar on soil properties and erosion potential in a highly weathered soil [J]. Catena, 110: 225–233.
- Karhu K, Mattila T and Bergstrom I. 2011. Biochar addition to agricultural soil increased CH_4 uptake and water holding capacity—Results from a short-term pilot field study [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 140(1): 309–313.
- Knittel K and Boetius A. 2009. Anaerobic oxidation of methane: progress with an unknown process [J]. Annual Review of Microbiology, 63: 311–334.
- Li H, Chi Z F, Lu W J, et al. 2014. Sensitivity of methanotrophic community structure, abundance, and gene expression to CH_4 and O_2 in simulated landfill biocover soil [J]. Environmental Pollution, 184: 347–353.
- Małgorzata P and Witold S. 2005. An influence of methane concentration on the methanotrophic activity of a model landfill cover [J]. Ecological Engineering, 26(4): 392–395.
- Mei C, Yazdani R, Han B, et al. 2015. Performance of green waste biocovers for enhancing methane oxidation [J]. Waste Management, 39: 205–215.
- Mostafid M E, Shank C, Imhoff P T, et al. 2012. Gas transport properties of compost-woodchip and green waste for landfill biocovers and biofilters [J]. Chemical Engineering Journal, 191: 314–325.
- Moyano F E, Manzoni S and Chenu C. 2013. Responses of soil heterotrophic respiration to moisture availability: An exploration of processes and models [J]. Soil Biology and Biochemistry, 59: 72–85.
- Pachauri R and Reisinger A. 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [J]. Journal of Romance Studies, 4(2): 85–88.
- Reddy K R, Yargicoglu E N, Yue D, et al. 2015. Enhanced microbial methane oxidation in landfill cover soil amended with biochar [J]. Journal of Geotechnical & Geoenvironmental Engineering, 140(9): 194–198.
- Richard S H and Thomas E H. 1996. Methanotrophic bacteria [J]. Microbiology Reviews, 60(2): 439–471.
- Sadasivam B Y and Reddy K R. 2015. Adsorption and transport of methane in landfill cover soil amended with waste-wood biochars [J]. Journal of Environmental Management, 158: 11–23.
- Serrano-Silva N, Valenzuela-Encinas C, Marsch R, et al. 2014. Changes in methane oxidation activity and methanotrophic community composition in saline alkaline soils [J]. Extremophiles, 18(3): 561–71.
- Suliman W, Harsh J B, Abu-Lail N I, et al. 2017. The role of biochar porosity and surface functionality in augmenting hydrologic properties of a sandy soil [J]. Science of the Total Environment, 574: 139–147.
- Sun W J, Liu X Y and Chen X P. 2018. Methane oxidizing bacteria and its potential application of methane emission control in landfills [A]. Proceedings of the 8th International Congress on Environmental Geotechnics Volume 3 “Towards a Sustainable Geoenvironment”. 10.28–11.1. Hangzhou, China: 356–362.
- Whalen S. 2000. Influence of N and non-N salts on atmospheric methane oxidation by upland boreal forest and tundra soils [J]. Biology and Fertility of Soils, 31(3–4): 279–287.
- Yaghoubi P. 2011. Development of biochar-amended landfill cover for landfill gas mitigation [D]. University of Illinois at Chicago.
- Zong Y T, Chen D P and Lu S G. 2014. Impact of biochars on swell-shrinkage behavior, mechanical strength, and surface cracking of clayey soil [J]. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 177(6): 920–926.