

DOI: 10.11779/CJGE201410014

城市生活垃圾降解-压缩特性试验研究

赵燕茹^{1, 2}, 谢强^{1, 2*}, 张永兴^{1, 2}, 张永荐^{1, 2}, 赵呈冉³

(1. 重庆大学土木工程学院, 重庆 400045; 2. 山地城镇建设与新技术教育部重点实验室(重庆大学), 重庆 400045;
3. 兰州铁道设计院有限公司, 甘肃 兰州 730000)

摘要: 为了研究垃圾土在好氧和厌氧阶段因外部温度场的变化对降解特性的影响, 选取重庆市某垃圾场作为研究对象, 进行了两种不同温度控制的降解试验, 同时对渗滤液中可溶解有机碳含量进行了追踪测试, 试验结果表明: ①不同有机物含量垃圾土试样, 当外部温度场小于22℃或者大于45℃时, 温度对有机质降解的影响较小; ②当温度在22℃~45℃时, 根据垃圾土产气量、渗滤液溢出量以及质量损失率得出此温度区间对垃圾中有机质的降解起明显加速作用, 降解反应程度在41℃时最大; ③根据温度-质量损失率关系, 推导了考虑温度效应的分阶段垃圾土降解率计算模型, 并且得出垃圾土的降解率在0~180 d符合自然降解规律, 为时间的函数; 在180~360 d, 降解率为时间和温度的双重函数; 模型验证结果表明, 计算结果与试验结果能够比较好的吻合。

关键词: 垃圾土; 温度; 渗滤液; 降解率; 压缩

中图分类号: TU411 文献标识码: A 文章编号: 1000-4548(2014)10-1863-09

作者简介: 赵燕茹(1983-), 男, 博士研究生, 主要从事岩土力学理论与测试研究工作。E-mail: zhaoyanru54022@163.com。

Experimental study on biodegradation-compression properties of municipal solid waste

ZHAO Yan-ru^{1, 2}, XIE Qiang^{1, 2}, ZHANG Yong-xing^{1, 2}, ZHANG Yong-jian^{1, 2}, ZHAO Cheng-ran³

(1. College of Civil Engineering, Chongqing University, Chongqing 400045, China; 2. Key Laboratory of New Technology for

Construction of Cities in Mountain Areas (Chong Qing University), Ministry of Education, Chongqing 400045, China; 3. Lanzhou Railway Survey and Design Institute Co., Ltd., Lanzhou 730000, China)

Abstract: In order to study the effect of external temperature on the biodegradation properties of municipal solid waste (MSW) at both aerobic and anaerobic phases, two kinds of controlled temperature fields are applied during the biodegradation tests in the laboratory, and the dissolved organic carbon is monitored and recorded using the reconstructed fresh shredded MSW with different organic contents, collected from landfills located in Chongqing. During the experimental process of 0~360 days, the biodegradation tests result show: (1) When the external temperature field is less than 22℃ or more than 45℃, the effect of temperature on the biodegradation is proved to be limited and the degradation conforms to the natural process. (2) According to the monitored data of biogas, leachate production and losses of quality of MSW when the external temperature varies from 22℃ to 45℃, the effect of temperature on the biodegradation of MSW is gradually obvious. Moreover, the degradation speed of MSW reaches the maximum value when the temperature reaches 41℃. (3) Based on the experimental results of leachate production and settlement, a divided new mode of degradation rate for MSW is proposed which can better consider the temperature effect. From 0~180 days, the biodegradation rate of the model is time-depended, and the rules of biodegradation are fitting to the natural decomposition of 0~180 days. However, the biodegradation of MSW in later biodegradation tests must consider the temperature effect and the degradation is the function of time and temperature from 180~360 days. In the end, the comparison between the model calculations and test data proves that the proposed divided model can fit the experimental data very well.

Key words: municipal solid waste; temperature; leachate; degradation rate; compression

0 引言

随着人口的增多和城市居民生活水平的提高, 垃圾量逐日增加, 垃圾填埋将占用越来越多的土地资源

基金项目: “十二五”国家科技支撑计划项目(2012BAJ22B06)

收稿日期: 2014-02-18

*通讯作者

而导致大多数城市均面临“地荒”的尴尬境地。作为最经济的垃圾处理方式之一，卫生填埋技术仍然被大多数发达国家采用^[1-2]，然而填埋场因不均匀沉降引起的填埋设施的破坏将诱发各类环境灾害问题，而此类灾害的发生其中一部分诱因来自垃圾土中大量有机物因降解变形而产生的。根据 Watts 等^[3]对垃圾成份近 65 a 的跟踪调查，得出随着垃圾土中可降解有机物质（厨余垃圾、动植物残骸、叶果等）在总垃圾土成份中所占比例的增加，将引起封场后的填埋在填埋后期发生二次变形；Swati 等^[4]通过室内试验对降解引起的变形问题进行了详细研究，得出因内部可降解有机物和挥发性固体（volatile solid）损失，以及后期生物降解引起的次压缩变形最大可达总变形量的 49%。根据质量守恒定律（不考虑外部因素），填埋体的压缩变形可归结于垃圾中好氧和厌氧阶段可降解有机物因生化反应引起的质量损失即垃圾填埋气的产生以及渗滤液的溢出，而这两者都与垃圾土中有机质的降解程度和规律有着直接的联系。赵燕茹等^[5]通过垃圾土前期的降解变形研究发现，在垃圾土的好氧和厌氧降解过渡区间，填埋气和渗滤液的产出量很小，而垃圾土的累计变形量却在不断增大，而这用现有的土力学理论无法解释。因此对垃圾土降解压缩特性展开研究，不仅将有助于人们完善现有填埋场的设计理论，同时能够为回收利用因降解产生的生物反应气体（biogas），并且对环境有严重危害的渗滤液进行预防和回收处理提供技术支持。

国外 Elagroudy 等^[6-9]从有机物降解规律入手，通过对渗滤液中可溶解有机碳含量（DOC）的测定来监测垃圾体中降解反应的程度，取得了较好的结果。通过对降解与渗滤液、垃圾土力学参数的相互影响关系的研究，指出垃圾土中微生物的活性与填埋体的温度有直接关系。Hanson 等^[10-14]通过对北美 4 个垃圾场现场钻孔所进行的温度测试研究，得出表层填埋体 6~8 m 深度处的温度与季节温度的变化有关，8~20 m 深度处的温度主要由内部生化降解反应产生，并且在 23℃~57℃ 之间；通过对填埋体降解与温度的测试，指出展开温度对垃圾土降解的试验研究将有助于减少填埋场的稳定时间，同时可了解降解过程中可回收气体的产出规律。

国内胡敏云等^[15]通过室内长期观测试验得出垃圾土的压缩从微观上讲是一个复杂的生化反应和降解的长期过程，也是应力和时间的双重函数。施建勇等^[16]、刘东燕等^[17]通过室内试验数据，建立可预测垃圾中有机物的降解规律的指数函数模型；柯瀚等^[18]通过荷载试验得出随着初始压力的增加，垃圾土的主压缩应变越大，然后后期的降解变形就越小，并且指出对垃圾

土降解特性的深入研究将有助于解决因后期厌氧降解引起的填埋场不均匀沉降问题。

通过对现有文献的研读和总结分析，目前对垃圾土降解压缩变形的研究主要分为现场监测试验和室内试验。相比室内试验而言，现场试验的成本过高，且数据的离散性较大，而室内试验由于测试的可操作性和各种因素的可控性更好。对于降解过程中的各种影响因素的控制，特别是试验过程中试样质量损失率，生物反应气和渗滤液的溢出量、渗滤液中可溶解有机碳含量（DOC, dissolved organic carbon）以及气体成份等数据可进行精确监测和定量，因此而备受研究人员的青睐。

垃圾土作为一种非常复杂的非饱和多孔介质，影响其降解及压缩变形的因素较多（有机物含量、温度、含水率、密实度等）。因此本次试验主要选取有机物含量（垃圾土中有机物含量的不同时是引起降解变形差异的主要原因之一）和温度（温度对垃圾土降解的影响主要是通过加速内部生化反应）两个因素进行试验分析。以室内试验作为手段，基于特制的降解压缩观测装置，进行两组不同温度控制的降解-压缩变形试验。试验过程中对试样质量损失率及温度变化等进行详细记录，通过对温度场与降解影响关系的分析，能够为更好的预测垃圾土降解变形、渗滤液和填埋气产出规律提供理论支持。

1 样品收集和试验装置

1.1 样品准备

新鲜垃圾土试样来自重庆市某填埋场，其典型组成成份和含水率见表 1。根据表 1 所示典型垃圾土组份，以及试验容器的大小在室内配置了等体积的有机物含量分别为 10%，20%，35%，50%，65%，100% 的试样，（试样的初始含水率根据典型含水率百分比按照有机物配置比例进行换算得到，对应的初始质量分别为 28.77, 22.13, 19.90, 17.71, 16.82, 11.24 kg），试验过程中所有测试试样均放入特制密封的生物降解反应器中（见图 1），试验过程中观测仪器严格密封，为了消除试验数据的差异性，同一有机物含量的试样共配置 3 组平行样，试验时间为 0~360 d。

1.2 试验装置

降解压缩观测仪为特制试验装置，容器高 500 mm，直径 300 mm，试样高 300 mm，承载板厚 18 mm；渗滤层层厚 20 mm，试验装置如图 1 示。试验前对渗滤层充分饱和压实；碎石层上下表面各垫一层滤纸，容器顶部用密封盖密封，以模拟封场后的厌氧环境；其中：千分表用于观测生活垃圾随时间变化的变形量，渗滤液收集杯用于量测渗滤液溢出量，加压设备用以

表1 研究区域典型垃圾土组成成份和含水率
Table 1 Typical components and waste content of MSW at research areas

类型	垃圾土组成成份			典型含水率 (%)	
	分类	百分比	总百分比	百分比	典型百分比
有机物 (O)	叶果	22.82±5.9	50±9.1	50~80	70±6.7
	杂骨	1.60±0.51		5~20	15±5.22
	纸类	5.39±1.29		4~10	6±2.1
	织物	2.84±1.17		6~15	10±3.3
	橡塑	11.82±2.70		1~4	2±1.0
无机物 (I)	竹木	1.53±0.49	23.52±2.6	15~40	20±4.5
	金属	1.16±0.26		2~4	3±0.7
	砖瓦	3.01±0.35		6~12	8±2.3
	玻璃	2.14±0.39		1~4	2±1.1
其他	砂土渣	17.21±1.5		6~12	6±2.1
	—	30.48±5.86	30.48±6.15	—	—

注: 表1 数据由重庆市环境卫生科研所提供。

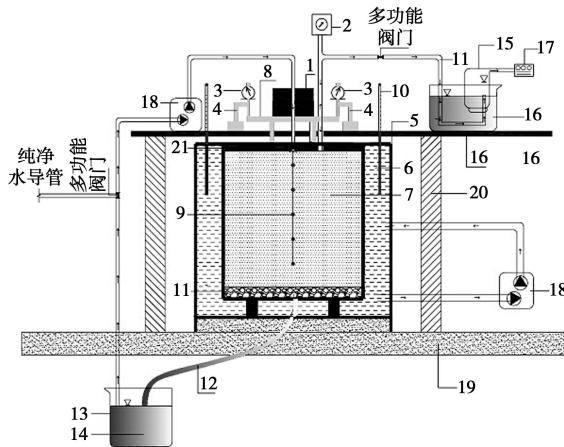


图1 生物降解反应器
Fig. 1 Bioreactor test apparatus

保证荷载的垂直施加, 生物反应气的回收采用专门的反应气收集瓶; 通过电子秤可对质量的变化情况进行跟踪测定。气体流量采用湿式气体流量计方法, 采用长春仪表厂的 LML-1 型仪器; 气体成份及含量采用气相色谱法进行测试, 采用川义九厂生产的 SC-2000-020GC 仪器。整个试验过程持续时间为 360d。在试验开始前, 对有机物含量分别为 10%, 20%, 35%, 50%, 65% 的试样进行 3 kPa 的初始预压(等价于 0.15 m 厚的上覆土层, 垃圾土的重度取 20 kN/m³), 然后放入变形监测仪器中进行观测试验, 开始记录渗滤液和压缩变形量等数据。

1.3 温度控制

由于填埋场在封场后, 外界温度的变化主要是指外部覆盖层以及沿着底部衬里的变化。为了研究外部温度变化对降解的影响, 本次试验中采取以下两种温

度控制方法: 将配置的不同有机物含量的试样, 放置在不断变化的外部温度场 5℃~45℃下, 观测其温度变化对降解的影响(温度模拟数据来自 2011 年 10 月~2012 年 9 月室外空气温度监测数据); 通过对生物反应器外部水箱温度的调节, 来设定不同外部恒温场(20℃, 25℃, 30℃, 35℃, 40℃, 45℃, 50℃), 选取有机物含量为 50% 的试样作为测试对象, 监测试样在不同外部温度场下的降解压缩关系。

2 试验结果与分析

本次降解压缩试验中, 对试样中有机质的质量损失率进行了严格测定(计算垃圾土的降解率), 同时对渗滤液中 DOC、PH 值以及渗滤液产量、填埋气产量等也进行了严格的测定。

试验过程中垃圾土降解率计算公式为^[17]

$$\lambda_m = \frac{m_0 - m_b}{m_0} , \quad (1)$$

$$V_\lambda(t) = \frac{\lambda_i - \lambda_{i-1}}{t_i - t_{i-1}} , \quad (2)$$

式中, m_0 为初始垃圾土中有机物质量, m_b 为因降解在某一时刻有机物质量, λ_m 降解率, $V_\lambda(t)$ 为降解速率, λ_i 为 i 时刻的降解率, λ_{i-1} 为 $i-1$ 时刻降解率, t 为时间。

2.1 垃圾土降解特性分析

试验选取有机物含量为 50% 的试样在不同变化温度场进行的降解压缩试验。试验过程中渗滤液 DOC 浓度、pH 值以及生物反应气体成份的测试结果如图 2 所示; 温度变化曲线、渗滤液产量、变形量测试结果如图 3 所示(其中有机物含量为 100% 的垃圾土试样因内部降解发泡等原因, 导致变形测试数据失败, 图 3(c) 未绘制)。

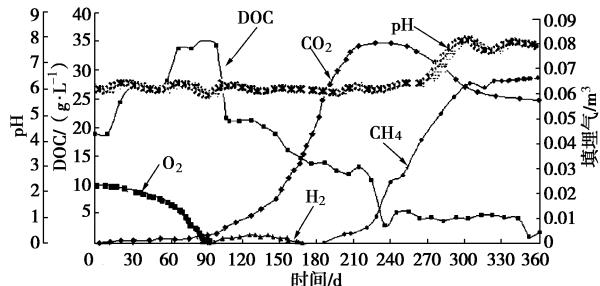
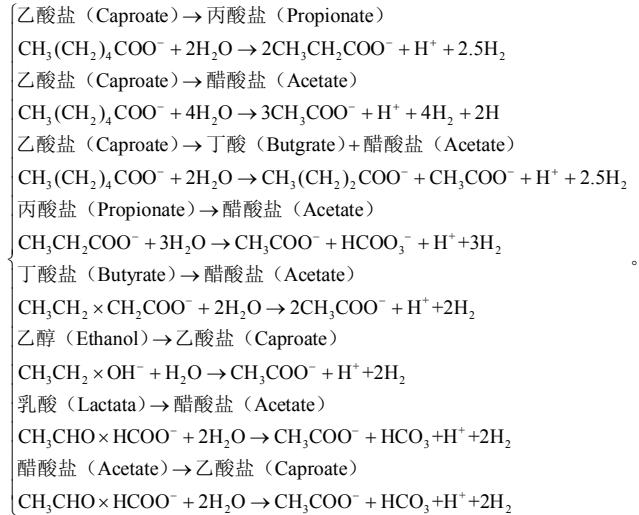


图 2 DOC、pH、填埋气随时间变化曲线

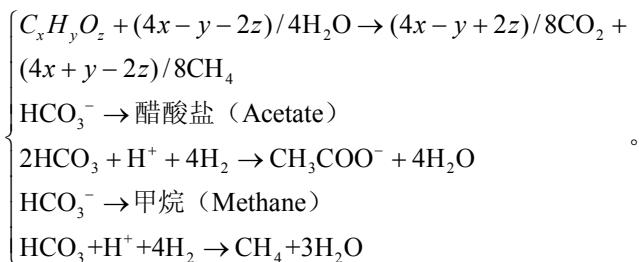
Fig. 2 Variation of DOC, pH and biogas with time of MSW

如图 2 所示, 垃圾土在填埋初期(0~90 d), 经测试因降解产生的渗滤液中 DOC 浓度在 18.88~35.17 g/L, 试样的降解率在 0%~15%, 对应的温度在 5.5℃~17.5℃ (图 3(a))。由于此阶段渗滤液中 DOC 浓度较低, 分析认为此温度区间对降解的影响较小 (垃圾土的降解程度较低, 以自然降解为主), 渗滤液在此阶段溢出量的增加主要由外部荷载和自重作用挤压而引起 (主要是试样内部孔隙水以及有机物中所含有的有机营养液的流失); 同时垃圾土中可快速降解的有机物 (食品垃圾) 以及碳水化合物在好氧降解和水解反应在生成少量 CO₂ 和 H₂O 的同时, 也引起了渗滤液的增加, 此阶段可降解有机物的生化反应可表示为^[19] C_aH_bO_cNa_d+xH₂O=yCO₂+zCH₄+dNH₄⁺+dHCO₃⁻, 式中, $x = \frac{8a - 2b - 4c + 14d}{8}$, $y = \frac{4a - b + 2c - 5d}{8}$, $z = \frac{4a + b - 2c - 3d}{8}$ 。

随着垃圾土内部残留氧气的消耗殆尽 (0~0.02 m³), 内部生化反应逐渐过渡到产酸阶段 (90~180 d)。如图 2 所示, 伴随着降解过程中各种有机酸的不断产生和积累, 垃圾土的生化反应由好氧转向兼性厌氧阶段, 同时生成大量的 CO₂。由于部分 CO₂ 气体溶于孔隙液体中生成较多 HCO₃⁻ 离子, 导致渗滤液中 pH 值逐渐下降 (5.91~5.53); 在产酸过渡阶段, 因厌氧发酵阶段产生的丙酸、丁酸、戊酸、乙酸和醇类 (除基醇外) 等基质, 在内部很好的化学平衡条件下并没有积累, 其中必有转化这些基质的中间群落存在 (产氢菌), 并且在产氢菌的作用下, 产出微量的 H₂。监测数据显示: 此温度区间为 12℃~22℃; 渗滤液中 DOC 浓度从 35.17 g/L 降低为 13.79 g/L, 经计算得到的降解率值也较小 (15%~15.2%)。分析认为此阶段的降解反应有部分是可逆反应, 虽然填埋体内部的生化反应仍然很激烈, 但是对应的垃圾土降解率值变化不大, 该温度区间对降解的加速作用较小。此阶段的生化反应可表示为^[20-21]



随着降解时间的增加, 降解反应进入厌氧阶段 (180~360 d), 对应的温度区间为 22℃~45℃ (图 3(a)), 渗滤液中 DOC 浓度从 20.12 g/L 快速降低为 2.9 g/L, 而降解率上升到 18%。不同有机物配比的垃圾土试样, 其渗滤液日产量呈“M”型且累计产量逐渐增加 (图 3(b))。结合分析上述试验现象, 得出此温度区间刚好有利于厌氧阶段产甲烷菌的产生, 且完全厌氧的产甲烷菌逐渐占据优势, 并将垃圾体中各类脂肪、醇类以及有机酸类进一步分解, 释放出大量的 CO₂ 和 CH₄, 导致此阶段渗滤溶液中 pH 值逐渐升高并在 6.2~8.05 之间; 而在产甲烷菌的作用下, 微量的 H₂ 和 CO₂ 又重新生成 CH₄, 而这导致 CH₄ 在填埋气体中的比例逐渐上升并达到 60%, 从而导致此阶段的降解率和产气速率增速较大, 且伴随有大量渗滤液的溢出, 此阶段的部分生化反应可表示为^[22]



如图 3(c) 所示, 垃圾土试样在降解一压缩试验中在后期 (90~360 d), 其日变形量出现较大变化, 且与渗滤液溢出量呈正相关性; 当温度为 41℃ 时, 对应的渗滤液产量达到最大值; 随着降解时间的增加, 垃圾土的渗滤液日产出量和变形量都开始减小, 填埋气中 CO₂ 在 300 d 后逐渐减小并趋于稳定, 而 CH₄ 在 300 d 后其生长速率也基本趋于稳定, 研究结果与 Elagroudy 等^[6]研究结果基本一致。

2.2 垃圾土降解-压缩变形分析

图 4 为选取的有机物含量为 50% 的测试数据, 其渗滤液日产出量和日变形量呈明显正相关性。根据降解过程中渗滤液产量以及压缩变形特性, 垃圾土的压缩变形按照传统的力学变形可分为 3 个阶段: 瞬时压

缩、主压缩、次压缩阶段。

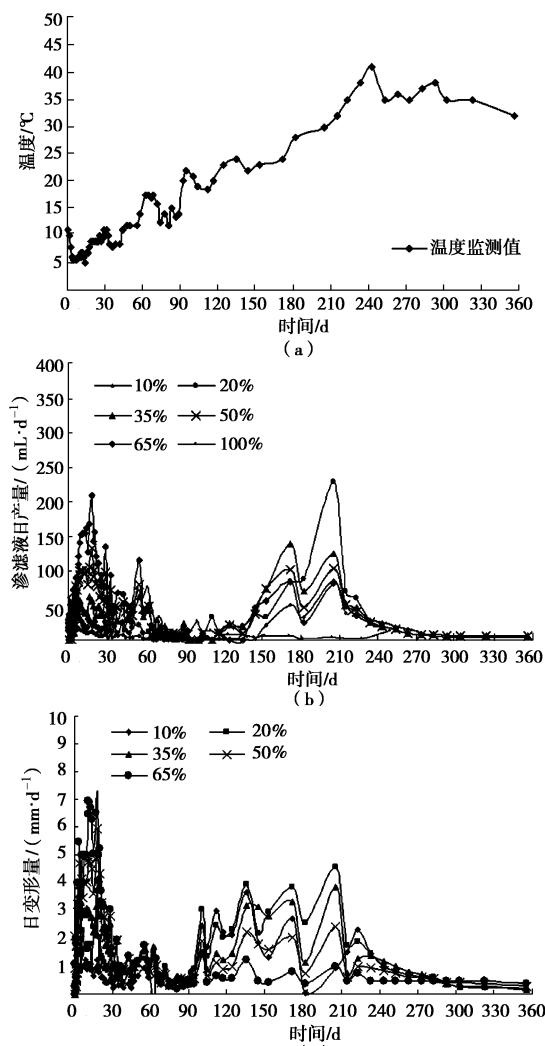


图3 温度、渗滤液和日变形量随时间变化的关系曲线
Fig. 3 Variation of temperature, leachate production and settlement with time

0~30 d (瞬时压缩阶段): 渗滤液的溢出量较大(图4(b)), 虽然期间伴随因少量好氧降解及碳水化合物水解反应产生的少量CO₂和H₂O, 因降解率小于11.6%, 且渗滤液中DOC浓度增幅较小(18.88~25.17 g/L), 因此认为降解反应的程度在此时间段较低, 分析认为此阶段填埋体的初始压缩变形主要由外部荷载以及自重作用引起的压缩引起, 且呈线性特性(如图5所示)。

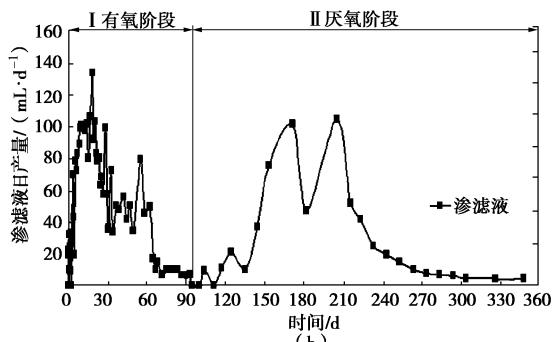
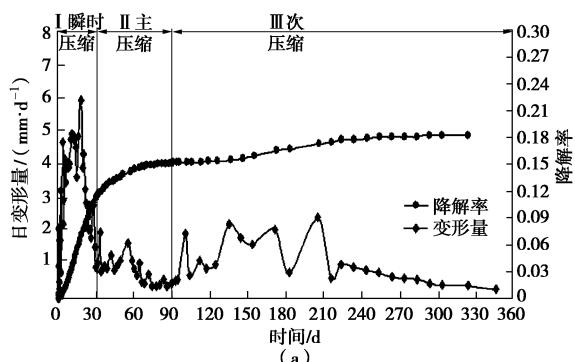


图4 渗滤液日产量、降解率和变形随时间变化的关系曲线

Fig. 4 Variation of leachate production, degradation rate and settlement with time

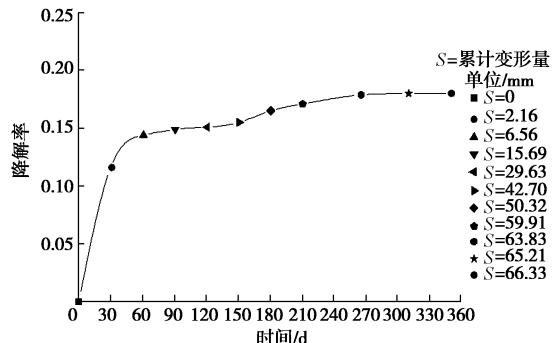


图5 累计变形量和降解率随时间变化的关系曲线

Fig. 5 Variation of cumulative settlement and degradation rate with time

30~90 d (主压缩阶段): 随着填埋时间的增加以及试样内部氧气的消耗殆尽, 渗滤液和变形量日产值呈递减趋势并趋于稳定, 此阶段有机物的降解率在11.6%~15%, DOC浓度在25.17~35.17 g/L。分析认为此阶段填埋体的变形量主要以外部荷载和自重作用引起的压缩变形为主; 在挤压作用下, 垃圾体内部细颗粒物质逐渐向垃圾体内部的大孔隙发生迁移导致孔隙率逐渐减小也引起了部分变形的发生; 垃圾土中易降解的碳水化合物颗粒在水解反应下逐渐消失也引起部分填埋体骨架的坍塌而导致局部变形, 因此此阶段的变形是耦合降解变形的以应力变形为主导的变形过程。

90~360 d (次压缩阶段): 降解率从15%增加到18%, 渗滤液中DOC浓度从35.17 g/L降低为2.9 g/L。在120~240 d, 渗滤液产量出现“M”型峰值。分析认为此峰值的出现是由于温度区间(22℃~45℃)有利于微生物菌类, 特别是厌氧阶段产甲烷菌的生长, 从而导致微生物菌降解活动加速。随着降解过程中液态有机质及营养基质随渗滤液的溢出, 垃圾土因降解引起的蠕变变形也随降解反应的持续进行而增大并逐渐趋于稳定。

2.3 温度-降解率分析

图6为有机物含量为50%的垃圾土试样在不同恒

定外部温度场下(20°C , 25°C , 30°C , 35°C , 40°C , 45°C , 50°C)的降解-降解速率随时间变化曲线(试验起止时间为2012年10月—2013年9月)。

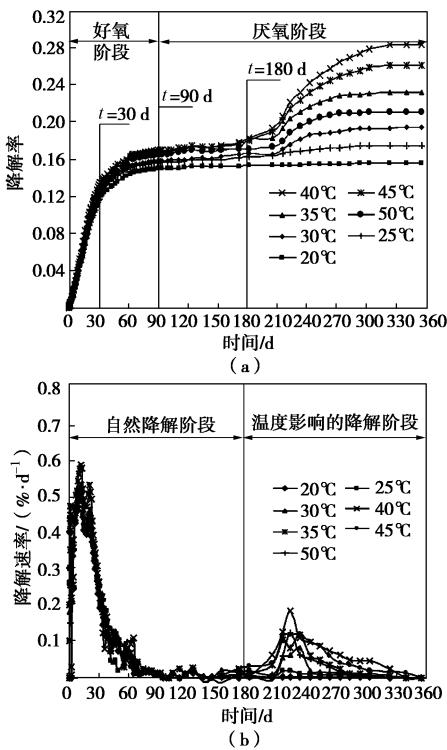


图 6 降解率和降解速率随时间变化的关系曲线

Fig. 6 Variation of degradation rate and degradation ratio with time

如图6所示,垃圾土在瞬时压缩和主压缩阶段($0\sim90\text{ d}$),温度对降解的影响较小,而在次压缩阶段($90\sim360\text{ d}$),温度对垃圾土的降解作用影响明显,且存在一个范围值。图7为温度与 $t=360\text{ d}$ 时对应的降解速率关系曲线,根据测试结果得出当外部温度为 20°C 时,垃圾土在后期厌氧阶段的降解不受温度的影响,其自然降解曲线如图8示,而当温度从 25°C 增加到 40°C 时,温度的升高有利于降解率的加快;当外部温度从 40°C 增加到 50°C 时,降解率随温度的升高反而逐渐降低。分析认为当温度大于 45°C 后,外部温度的升高对垃圾土内部厌氧甲烷菌的产生逐渐起抑制作用,并导致降解速率减小。根据图7所示,当测试外部温度为 40°C ,垃圾土在自然降解过程中 180 d 对应的降解率 $\lambda_m=0.177$,而在 360 d 时对应的降解率 $\lambda_m=0.283$,温度对垃圾土厌氧降解的加速作用明显。根据此次试验分析证明在现代化填埋场的设计中,增加填埋体内部垂直温度控制系统,并将温度调节到有利于厌氧阶段甲烷菌等适宜生长的阶段将有助于加快垃圾土的降解速率,减少填埋场的变形稳定时间。

2.4 降解率计算模型

通过对两组不同温度控制的降解试验的综合分析,得出当温度小于 22°C 或大于 45°C 时,垃圾土的降

解过程以自然降解为主,其降解率是时间的函数(自然降解),垃圾土降解率可用如下式计算^[19](如图8所示)。

$$\lambda_m = ab[(-t/b) \cdot e^{(-t/b)} + (1 - e^{(-t/b)})] \quad (0 \leq t < 360) \quad (3)$$

式中 λ_m 是降解率; t 为时间; a , b 是与降解过程有关的参数^[23]。

对式(3)进行二阶求导,得到降解速率为^[19]

$$V_\lambda(t) = \frac{d\lambda(t)}{dt} = (at/b) \cdot e^{(-t/b)} \quad (0 \leq t < 360) \quad (4)$$

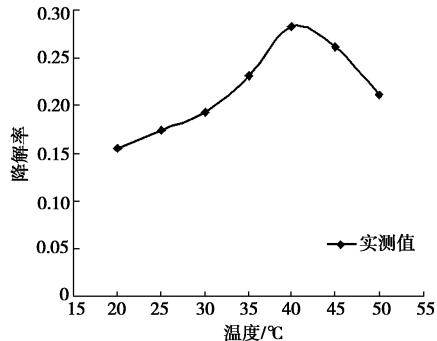


图 7 降解率-温度关系曲线 ($t=360\text{ d}$)

Fig. 7 Variation of degradation rate with temperature ($t=360\text{ days}$)

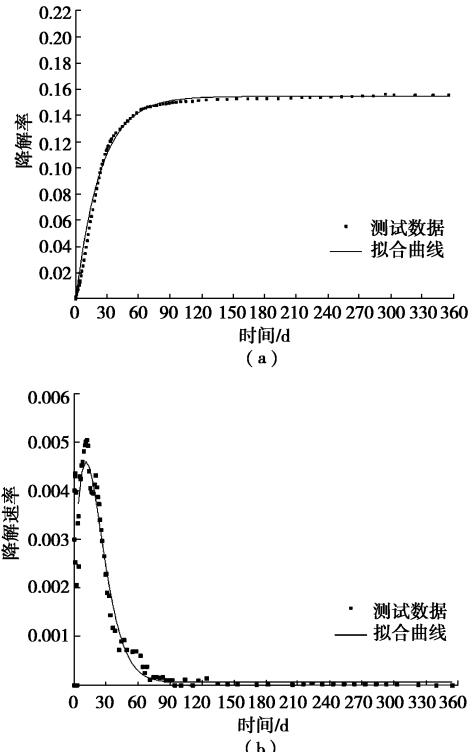


图 8 自然降解过程降解率和降解速率随时间变化的关系曲线

Fig. 8 Variation of degradation ratio and rate with time under natural degradation

当外界温度在 $22^{\circ}\text{C}\sim45^{\circ}\text{C}$ 时,垃圾土的降解需要考虑温度的加速效应。图9所示为外界温度为 45°C 时的降解试验,根据降解率-降解速率试验曲线,可以得出在 $0\sim180\text{ d}$ 垃圾土的降解属于自然降解过程(降

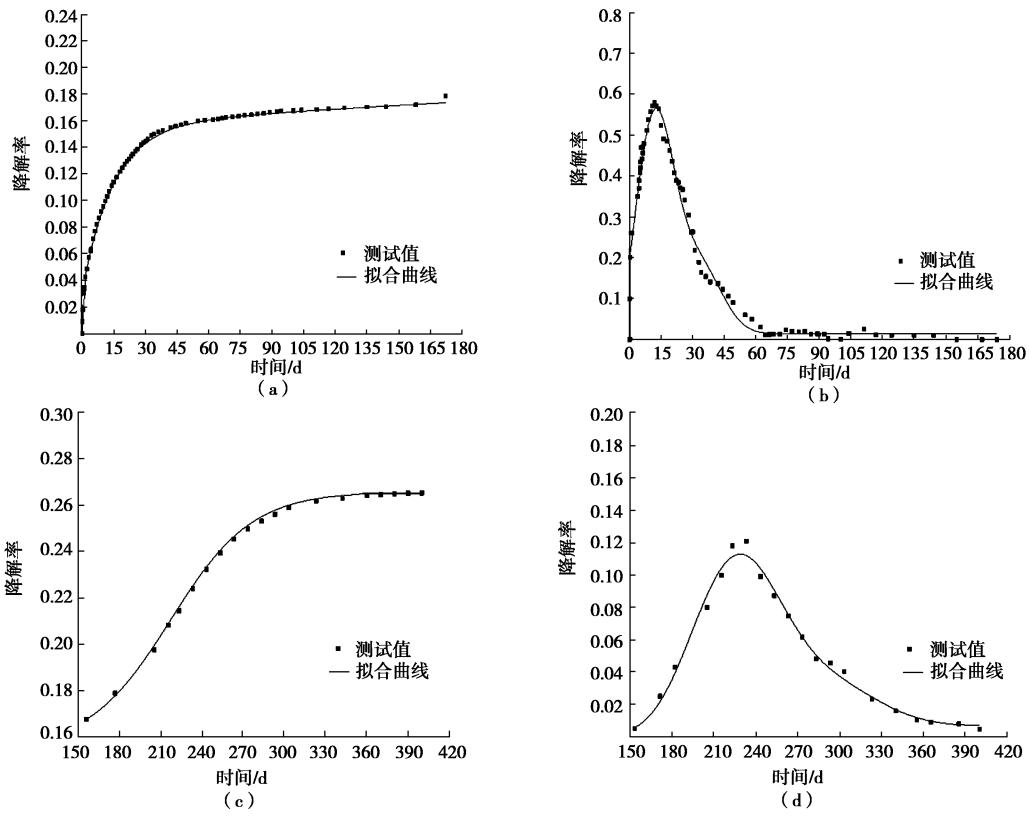


图9 考虑温度效应的降解率和降解速率随时间变化的关系曲线

Fig. 9 Variation of degradation ratio and rate with time (considering temperature effect)

解率和降解速率如图9(a)、9(b)所示), 降解率计算公式可采用式(1)来计算; 在后期180~360 d, 温度值刚好有利于垃圾土内部厌氧生物菌, 特别是厌氧甲烷菌的产生, 因而导致了垃圾土有机物的二次降解(此时的降解是各种菌类和温度耦合作用下两者的累计值), 降解速率在360 d后逐渐减小(降解率和降解速率曲线如图9(c)、9(d)所示), 因此考虑外部温度效应的垃圾土降解率公式可表示为

$$\lambda_m = \lambda_0 + a_1(1 - e^{-(t-t_0)/b_1}) + a_2(1 - e^{-b_2(T-22)/t}), \quad (5)$$

式中, λ_m 为降解率, λ_0 为自然降解 t_0 时刻的降解率, T 为外部环境温度, $t_0=180$ d, $t \geq t_0$, 而22℃为外部温度场是否对降解反应起作用的临界温度; 式(3)和式(5)中 a , b , a_1 , a_2 , b_1 , b_2 是与降解程度有关的经验系数, 具体数值如表2所示。在利用式(3)和式(5)时, 需要注意自然降解和因温度效应引起的二次降解时间分界点 t_0 。

表2 降解试验中拟合经验参数取值

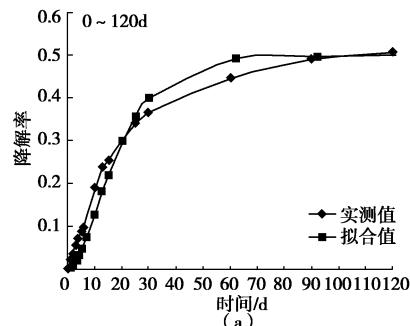
Table 2 Fitting values of parameters during degradation tests

温度/℃	a	b	a_1	b_1	a_2	b_2
40	0.0174	10	0.128	80	0.90	0.16
45	0.0170	10	0.102	74	0.84	0.15
35	0.0167	10	0.075	67	0.80	0.13
50	0.0162	10	0.043	63	0.74	0.11
30	0.0157	10	0.030	60	0.70	0.10
25	0.0155	10	0.015	54	0.66	0.09

3 模型验证

本次试验所推导的分阶段降解率计算模型是按照选取的50%的有机物试样建立的, 其合理性需要进行验证。因此选取刘东燕等^[17]试验结果(a_1 , b_1 曲线)进行对比分析, 对比曲线如图10所示(根据刘东燕等研究结果, 有机物含量为55%, 取对应的温度 $T=32^\circ\text{C}$, 分界点时间 $t_0=120$, 计算参数采用内插值法得到, 其中 $a=0.158$, $b=10$, $a_1=0.039$, $a_2=0.72$, $b_1=60$, $b_2=0.1$)。

根据表2利用内插法求得有机物含量为55%对应的相关经验参数。根据刘东燕等的计算结果, 得到的拟合值与实测值的误差, 在0~120 d对应的误差在0%~7.2%, 在120~180 d对应的误差在2%~8.1%, 分析认为误差来源于有机物含量的差异性, 对比结果证明本文建立的分阶段降解率计算模型是适宜的。



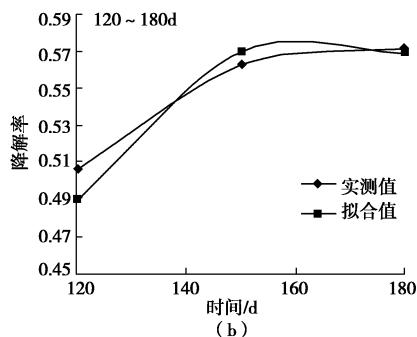


图 10 实测数据与模型计算结果对比
Fig. 10 Comparison between test and calculated results

4 结 论

通过 5 组不同有机物含量的垃圾土, 模拟了封场后垃圾土在内部温度场影响下的压缩变形特性。通过对渗滤液中 DOC 以及填埋气成份以及产量的定量测试, 分析了垃圾土在不同降解阶段的降解率特性, 推导了分阶段垃圾土降解率计算模型, 并得出以下结论:

(1) 在垃圾土生化降解反应过程中, 当外部温度低于 22℃时, 温度的变化对垃圾土中有机物的降解影响较小, 其降解符合自然降解规律, 降解率为时间的函数。

(2) 随着垃圾土降解反应进入厌氧阶段, 外部温度超过 22℃而低于 45℃时, 垃圾土的降解率为时间和温度的双重函数。

(3) 温度监测结果显示, 22℃~45℃是一个可加快内部有机物的降解速率的内部温度区间, 且在 41℃时对降解的作用最大。

(4) 通过对渗滤液中可溶解有机碳含量 (DOC) 的测定, 能够准确掌握填埋体生化反应进行的程度, 为加快后期降解提供可靠的依据。

参 考 文 献:

- [1] United States Environmental Protection Agency. Municipal solid waste in the United States: 2009 facts and figures[M]. Washington D C: United States Environmental Protection Agency, 2010.
- [2] ZHAN TONY L T, CHEN Y M, LING W A. Shear strength characterization of municipal solid waste at the Suzhou landfill, China[J]. Engineering Geology, 2008, 97(3/4): 97 - 111.
- [3] WATTS K S, CHARLES J A, BLAKEN N J R. Settlement of landfills: measurements and their significance. Waste2002, integrated waste management and pollution control: research[J]. Policy and Practice, 2002: 673 - 682.
- [4] SWATI M, JOSEPH K. Settlement analysis of fresh and partially stabilised municipal solid waste in simulated controlled dumps and bioreactor landfills[J]. Waste Management, 2008, 28(8): 1355 - 1363.
- [5] 赵燕茹, 谢强, 张永兴, 等. 垃圾土蠕变-降解沉降特性试验研究[J]. 土木建筑与环境工程学报, 2013, 35(6): 7 - 15. (ZHAO Yan-ru, XIE Qiang, ZHANG Yong-xing, et al. Experiment analysis on the decomposition-creep settlement properties of municipal solid waste[J]. Civil, Architectural & Environment Engineering, 2013, 35(6): 7 - 15. (in Chinese))
- [6] ELAGROUDY S A, ABDEL-RAZIK M H, WARITH M A, et al. Waste settlement in bioreactor landfill models[J]. Waste Management, 2008, 28(11): 2366 - 2374.
- [7] HOSSIAN M S, HAQUE M A. Stability analyses of municipal solid waste landfills with decomposition[J]. Geotechnical and Geological Engineering, 2009, 27(6): 659 - 666.
- [8] HOSSIAN M S, HAQUE M A, HOYOS L R. Dynamic properties of municipall solid waste in bioreactor landfills with degradation[J]. Geotechnical and Geological Engineering, 2010, 28(4): 39 - 403.
- [9] YESILLEP N, HANSON J, LIU W L. Heat generation in municipal solid waste landfills[J]. Geotechnology and Geoenviron.menr Engineering, 2005, 131(11): 1330 - 1344.
- [10] HANSON J L, YEILLER N O, NICOLAS K. Spatial and temporal temperature distributions in municipal solid waste landfills[J]. Environment Engineering, 2009, 136(8): 804 - 814.
- [11] RIGO J M, CAZZUFFI D. Test standards and their classification[M]. RILEM: Taylor & Francis, 1991: 22.
- [12] TOWNSEND T, MILLER W, LEE H, et al. Acceleration of landfill stabilization using leachate recycle[J]. Environment Engineering, 1996, 122(4): 263 - 268.
- [13] BOWDERS J J, MITCHELL M. Waste settlements at the Columbia, Missouri Landfill[J]. Cell, 2005(2): 18.
- [14] YEŞİLLER N, HANSON J L, OETTLE N K, et al. Thermal analysis of cover systems in municipal solid waste landfills[J]. Geotechnical and Geological Engineering, 2008, 134(11): 1655 - 1664.
- [15] 胡敏云, 陈云敏. 城市生活垃圾填埋场沉降分析与计算[J]. 土木工程学报, 2001, 34(6): 88 - 92. (HU Min-yun, CHEN Yun-min. Calculation for the settlement of MSW landfill[J]. China Civil Engineering Journal, 2001, 34(6): 88 - 92. (in Chinese))

- [16] 施建勇, 雷国辉, 艾英钵, 等. 考虑有机物降解的变形试验和计算方法研究[J]. 岩土力学, 2006, 27(10): 1673 - 1677. (SHI Jian-yong, LEI Guo-hui, AI Ying-bo, et al. Settlement calculation method and experimental study of wastes by considering decomposition of organic matter[J]. Rock and Soil Mechanics, 2006, 27(10): 1673 - 1677. (in Chinese))
- [17] 刘东燕, 冯国建, 罗云菊, 等. 考虑降解率下的垃圾土降解压缩量计算模型[J]. 土木建筑与环境工程学报, 2010, 32(2): 14 - 18. (LIU Dong-yan, FENG Guo-jian, LUO Yun-ju, et al. Degradation settlement model of municipal solid waste with the degradation rate[J]. Journal of Civil Architectural & Environmental Engineering, 2010, 32(2): 14 - 18. (in Chinese))
- [18] 柯瀚, 刘骏龙, 陈云敏, 等. 不同压力下垃圾降解压缩试验研究[J]. 岩土工程学报, 2010, 32(10): 1610 - 1615. (KE Han, LIU Jun-long, CHEN Yun-min, et al. Biodegradation-compression tests on municipal solid waste subjected to different vertical pressures[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2010, 32(10): 1610 - 1615. (in Chinese))
- [19] 刘晓东, 施建勇, 胡亚东. 考虑城市固体废弃物 (MSW) 生化降解的力 - 气耦合 - 维沉降模型及计算[J]. 岩土工程学报, 2011, 33(5): 693 - 699. (LIU Xiao-dong, SHI Jian-yong, HU Ya-dong. Coupled mechanical-gas settlement model and calculation for MSW by considering biodegradation[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2011, 33(5): 693 - 699. (in Chinese))
- [20] BOOKTER T J, HAM R K. Stabilization of solid waste in landfills[J]. Journal of Environmental Engineering, ASCE, 1982, 108(6): 1089 - 1100.
- [21] 黄文熙. 垃圾填埋气产生过程与产量预测模型的研究[D]. 重庆: 重庆大学, 2002. (HUANG Wen-xi. Study on MSW landfill gas generation process and its production modeling[D]. Chongqing: Chongqing University, 2002. (in Chinese))
- [22] 彭绪亚. 垃圾填埋气产生及迁移过程模拟研究[D]. 重庆: 重庆大学, 2004. (PENG Xu-ya, Modeling of landfill generation and migration process and its application[D]. Chongqing: Chongqing University, 2004. (in Chinese))
- [23] 刘晓东, 施建勇, 胡亚东. 城市生活垃圾填埋场有机物降解沉降计算[J]. 河海大学学报(自然科学版), 2008, 36(增刊2): 45 - 47. (LIU Xiao-dong, SHI Jian-yong, HU Ya-dong. Settlement calculation of municipal solid waste landfill[J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2008, 36(S2): 45 - 47. (in Chinese))