

文章编号:1673-0062(2017)02-0107-06

MEC/AnMBR 反应器组合处理生活污水

蔡文忠¹,张希晨²,周耀辉²

(1.衡阳市水务投资集团有限公司,湖南 衡阳 421001;2.南华大学 土木工程学院,湖南 衡阳 421001)

摘 要:介绍了微生物电解池与厌氧膜生物(MEC-AnMBR)反应器处理废水的作用机理.在尽量利用原有水处理设施前提下,以衡阳市某污水处理水厂的生活污水为处理对象,运用微生物电解池—厌氧膜生物(MEC-AnMBR)反应器组合工艺对其进行中试试验,规模为 1 m³/h.结果表明,该组合工艺能够明显提高生活污水的处理效率,减少膜污染,经处理后化学需氧量(COD)平均去除率可达 88.8%,NH₄⁺-N 去除率为 88.3%,TN 去除率为 72.1%,出水水质可达到《城镇污水污染物排放标准》一级标准,并能实现处理过程中稳定回收甲烷,减少能耗的目的.

关键词:微生物电解;厌氧膜生物反应;生活污水;甲烷回收

中图分类号:TU991.2;U268.5⁺2

文献标志码:A

Combination of MAC/MBR Reactor for Domestic Sewage Treatment

CAI Wen-zhong¹,ZHANG Xi-chen²,ZHOU Yao-hui²

(1.Hengyang Water Investment Group Co.,Ltd,Hengyang,Hunan 421001,China;

2.School of Civil Engineering,University of South China,Hengyang,Hunan 421001,China)

Abstract:The mechanism of microbial electrolysis and anaerobic membrane biological (MEC-An-MBR) reactor treatment of wastewater was introduced.Under the premise of making full use of the original water treatment facilities,the wastewater from a sewage treatment plant in Hengyang city was treated with the microbial electrolytic cell-anaerobic membrane biology (MEC-AnMBR) reactor,which scale is 1 m³/h.The experimental results show that the combined process can significantly improve the efficiency of domestic sewage treatment and reduce membrane fouling.The average removal rate of Chemical Oxygen Demand(COD) is 88.8%,the removal rate of NH₄⁺-N is 88.3%,and TN removal rate is 72.1%,the effluent quality could reach the ‘A’ standard of the “urban sewage pollutant discharge standards”,and could achieve the purpose to steadily recover CH₄ among the treatment and reduce energy consumption.

key words:MEC;AnMBR;domestic waste water;methane recovery

收稿日期:2016-10-08

作者简介:蔡文忠(1968-),男,衡阳市水务投资集团有限公司职员,工程师,本科,主要从事水污染控制与治理方面的研究.E-mail:710922586@qq.com

0 引言

随着城市现代化建设的发展,城市化水平逐渐提高,生活污水出现急剧增长.长期以来,城市生活污水的二级生物处理多采用活性污泥法^[1],它是当前应用最广的一种二级生物处理工艺,具有处理能力高,出水水质好等优点.该工艺普遍存在基建、运行费高,能耗大,管理复杂,易出现污泥膨胀、污泥上浮等问题.所以,寻找新的能耗低、处理效果好的污水处理工艺是当前研究的热点.

厌氧膜生物反应器^[2](AnMBR)即在厌氧生物处理的过程中加入膜组件从而实现固液分离,具有出水水质良好、能耗低、高有机负荷等特点^[3-4],但由于厌氧处理过程污泥浓度高,且不能曝气,所以膜污染程度较高,导致 MBR 无法正常出水,所以,本实验从如何缓解膜污染来提高污水处理效果入手进行研究,将微生物电解池(MEC)与 AnMBR 耦合,引入电场构建中试规模的微生物电解池与厌氧膜生物(MEC—AnMBR)反应器组合处理系统^[5],以衡阳市某污水处理厂生活污水为研究对象,探究该处理系统处理城市生活污水的可行性和污染物去除效果.

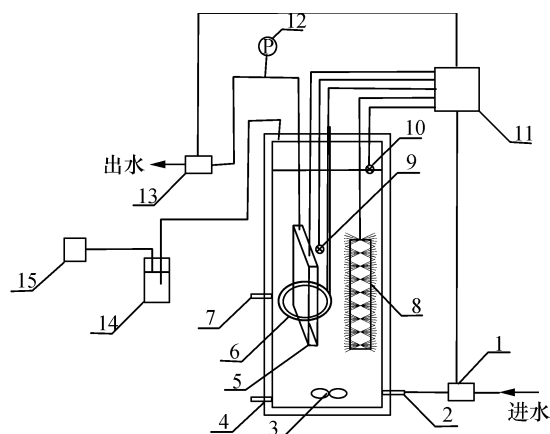
1 试验装置与方法

1.1 试验装置

中试装置用来模拟实际工程中的“微生物电解与厌氧膜生物组合”反应池,该装置主要由反应器主体系统、监测控制系统、气体收集系统组成,反应器主体(见图 1)采用圆柱形有机玻璃加工而成,总体积 12.5 m³,有效体积 12 m³(底面直径 2.5 m,高 2.5 m),反应器内以内置中空纤维膜组件(三菱公司生产的 PE 中空纤维膜)的钛网作为阴极,另外插入碳毡作为阳极,分别从阴极和阳极处引导线到外加电源.

中试装置是在小试装置基础上进行的扩大化设计,小试设备设置内外筒,采用内外筒之间注水

加热的方式来控制温度.在中试装置设计过程中,为了便于精确控制温度,中试设备采用在反应器中部设置环形加热器及温度传感器的方式,通过温度传感器将温度反馈给 PLC 控制系统,以达到对厌氧膜生物反应器温度的精确控制.反应器底部设置均质搅拌桨,根据不同运行要求,设置不同转速,使反应器内部达到均质、均温,也可以依靠溶质的转动冲刷膜组件,减少膜污染.整个 MEC-AnMBR 反应器外部进、出水泵的关停,外加电压、均质搅拌器、环形加热器以及温度传感器的调节都由 PLC 控制系统来实现.其他重要参数的设计,如电极间距、外电路电阻等也进行了改进优化.试验装置的流程图如图 2 所示.试验进水 and 出水采用蠕动泵控制,用蠕动泵将旋流沉砂池流出的生活污水送入组合反应器中.根据前期的试验结果,综合考虑组合反应器处理生活污水的效率和产甲烷效能,选择中试过程的工艺参数如下:温度 35 ℃,阴极和阳极外加电压 0.6 V, pH=7.2,流量 1 m³/h,停留时间 10 h.



1.进水蠕动泵;2.污水进水口;3.均质搅拌桨 4.底部排泥口;
5.阴极(膜组件);6.环形加热器 7.中部取样口;8.阳极(碳毡);
9.温度传感器;10.液位控制器;11.PLC 控制系统;
12.真空压力表;13.出水蠕动泵;14.气体吸收瓶;
15.气体流量计;16.反应罐主体

图 1 MEC-AnMBR 组合反应器

Fig.1 MEC-AnMBR combined reactor

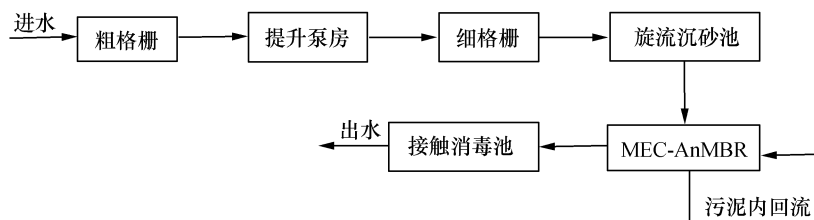


图 2 试验装置流程图

Fig.2 The flow chart of test facility

1.2 试验材料

本试验用生活污水取自衡阳市松亭污水处理厂,接种污泥取自衡阳市松亭污水处理厂的厌氧消化污泥,原水水质如表 1 所示,接种污泥性能参数见表 2 所示。

表 1 试验水质

Table 1 Test water quality

水质指标	COD/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	pH	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	TN
进水水质	245~327	7.0~7.7	31~38	43~72

表 2 接种污泥的性能参数

Table 2 Performance parameters of inoculated sludge

参数	总固体(TS)/%	挥发性固体(VS)/%	pH
接种污泥	7.83	3.59	7.52

1.3 分析项目与方法

AnMBR 装置产生的气体总量由湿式气体流量计监测,使用 SP-6801 气相色谱仪检测产生的气体的组分及含量,而使用 GC-D4890 型气相色谱仪监测反应器出水中挥发酸的组分与含量。

该试验中需要测定的指标及测定方法见表 3 所示^[6]。

表 3 分析项目与分析方法

Table 3 Analysis of projects and analytical methods

项 目	分析方法	备注
化学需氧量(COD _{Cr})	重铬酸钾法	
溶解氧质量浓度	膜电极法/碘滴定法	每天定时取样测定
总氮质量浓度	过硫酸钾—紫外分光光度法	
氨氮质量浓度	纳氏试剂比色法	
pH	pH 计	
污泥质量浓度(MLSS)	重量法	间歇取样测定
生化需氧量(BOD ₅)	稀释接种法	

1.4 装置处理原理

本试验将微生物电解池(MEC)与厌氧膜生物反应器(AnMBR)结合,主要是为了缓解 AnMBR 反应器膜污染严重的问题,从而提高处理效果、降低成本。厌氧膜生物反应器将厌氧生物处理与膜处理系统结合,取代了传统活性污泥法中的沉淀池^[7],膜组件的过滤作用能够很好的截留污染物、大分子有机物以及微生物,很多大程度上实现固液分离;另一方面产甲烷菌^[8]能够将有机

物分解产出甲烷,降低了能源的消耗.影响其处理效果的主要因素是膜的污染^[9],污泥絮体颗粒及胞外多聚物(EPS)中天然有机物的阴性官能团的离子化会导致负电荷的产生,使得污泥絮体颗粒一般带负电荷,将 MFC 与 AnMBR 结合,给膜组件施加一个外加电场,可以使得膜组件上的负电荷累积,增加了膜组件与泥垢之间的静电斥力,并且中和污泥表面电荷,促进污泥团聚,从而减轻膜污染.微生物电解池(MEC)^[10]中,阳极的电化学活性微生物在阳极区将污水中的有机物降解并释放电子到阳极,电子经外电路到达阴极,在阴极室和电子受体结合,发生还原反应,产出氢气^[11],增加了能源的产出量。

2 结果与讨论

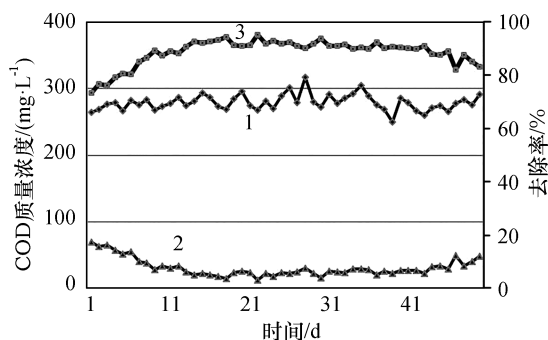
2.1 组合反应器处理生活污水效能的研究

2.1.1 组合反应器对 COD 的去除效果

图 3 所示为微生物电解与厌氧膜生物组合反应器运行期间各阶段进、出水 COD 的质量浓度及去除率变化曲线,从图 3 可以看出:在组合反应器运行期间,尽管进水 COD 质量浓度存在较大幅度的波动,但在运行后期及出水的 COD 相对来说较为稳定,出水中 COD 质量浓度都小于 50.0 mg/L,平均为 31.2 mg/L,满足了《城镇污水处理厂污染物排放标准》的一级标准,说明组合反应器对冲击负荷具有一定的抵抗能力;在试验浓度范围内,装置对 COD 的去除率均能达到 70.0%以上,最高可达 95.3%,平均去除率为 88.8%。该组合反应器对 COD 的去除主要是通过以下过程:在微生物电解系统中,附在阳极的微生物在阳极区将生活污水中的有机物如多糖等进行降解,从而产生 CO₂、质子和电子;在厌氧膜生物反应系统中, COD 中的一部分被产酸菌转化成低分子的有机酸,另一部分在反硝化脱氮过程中作为有机碳源被消耗;通过膜组件的截流也能去除一些.设置膜组件的主要目的是代替二沉池的作用,实现泥水分离,从而降低出水中的污泥浓度,因而通过膜组件的过滤作用也可以实现对有机物较小程度的去除,从而更深度地处理生物污水、提高出水水质。

在组合反应器启动的初始阶段(0~10 d),反应器的出水 COD 浓度较高(>40 mg/L),是由于环境的变化,反应器内的接种污泥正处于适应状态,厌氧微生物活性较低.反应器启动的后期阶段(16~28 d),非产甲烷菌和产甲烷菌逐渐适应了环境的变化,外加电压也刺激了有益微生物群落

的生长,使微生物的群落结构得到优化,从而反应器的 COD 去除率显著提高.



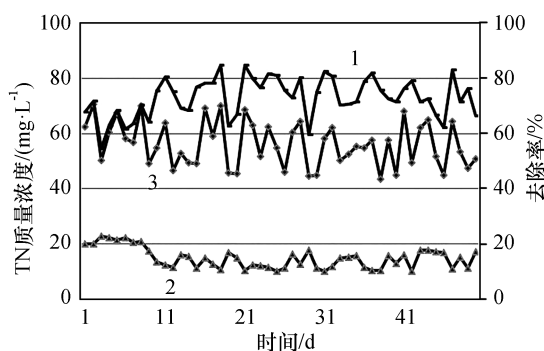
1.进水 COD 浓度;2.出水 COD 浓度;3.去除率

图 3 进出水 COD 质量浓度及去除率变化曲线图

Fig.3 The change curve of concentration and removal rate of COD in and out of water

2.1.2 组合反应器对生活污水的脱氮效果

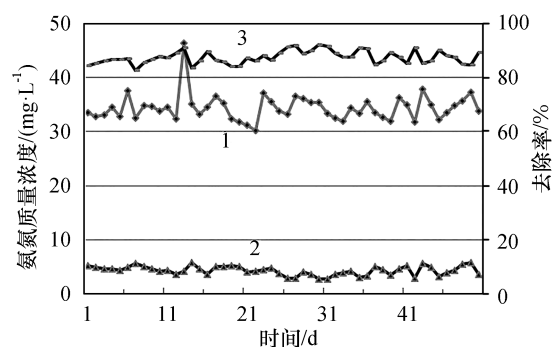
组合反应器对生活污水中总氮与氨氮的去除效果分别如图 4 和图 5 所示.该试验所用生活污水中的总氮质量浓度偏高且变化幅度较大,基本上都在 40.0~70.0 mg/L 范围之间.由图 4 可知:组合反应器在运行一段时间之后,出水中的总氮质量浓度大都维持在 10.0~20.0 mg/L 左右,满足《城镇污水综合排放标准》中的一级 B 的排放标准(20.0 mg/L),其平均去除率为 72.1%.由图 5 可知:组合反应器出水中氨氮的质量浓度基本上能达到小于 5.0 mg/L,对于氨氮的最高去除率可达 92.0%,平均去除率也能达到 87.4%,满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》中的一级 A 标准(8 mg/L).



1.进水 TN 浓度;2.出水 TN 浓度;3.去除率

图 4 进出水 TN 质量浓度及去除率变化曲线

Fig.4 The change curve of concentration and removal rate of TN in and out of water



1.进水氨氮浓度;2.出水氨氮浓度;3.去除率

图 5 进出水氨氮质量浓度及去除率变化曲线

Fig.5 The change curve of concentration and removal rate of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in and out of water

组合反应器对生活污水中氮素的去除主要依靠厌氧反应的反硝化作用^[12],在厌氧膜生物反应系统中,作为优势菌群的异养型兼性反硝化细菌可以利用污水中可降解的有机物作电子供体,以硝酸盐作电子受体,将硝态氮还原成分子氮释放从而达到脱氮目的,而反硝化细菌需要有机碳源作为电子供体完成对硝酸盐的还原.因此,有机碳源在生物脱氮过程中具有很重要的作用.在微生物电解系统中,阳极微生物可降解生活污水中的有机物,生成有机酸和电子等,可为厌氧膜中的反硝化细菌提供可靠的有机碳源以完成反硝化作用,所以该组合反应器对生活污水中的氮素具有很好的去除效果.组合反应器对氨氮的去除率要高于总氮,可能是由于反应器在厌氧环境下运行,有厌氧氨氧化菌^[13]的参与,将氨根离子用硝酸根离子氧化为氮气,但氨氮进水浓度小于总氮且一些有机氮分子不能有效去除造成的.

2.1.3 组合反应器对 BOD_5 的去除效果

由于现在尚无快速有效的 BOD_5 检测方法,现在常用的稀释接种法分析周期长、过程繁琐,所以该试验中对 BOD_5 的分析采用间歇采样测定的方法对 BOD_5 含量进行分析,每 5 d 进行一次采样,该试验进、出水中 BOD_5 的质量浓度和去除率见表 4.

从表 4 可知:该试验所用生活污水进水 BOD_5 质量浓度在 92.0 mg/L~183.0 mg/L 之间变化,平均质量浓度为 130.9 mg/L;而出水中 BOD_5 的质量浓度在约为 9.2 mg/L~23.5 mg/L,达到 23.5 mg/L 出水浓度的只有 1 次,其余 9 次出水浓度分析结果均低于 20.0 mg/L,平均质量浓度仅为 16.1 mg/L,去除率高达 77.62%~92.19%,平均去

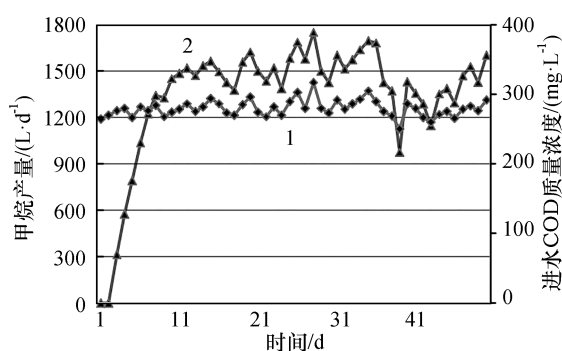
除率也能达到 86.9%。可见该组合反应器对生活污水中的 BOD_5 有较好的去除效果。

表 4 进出水 BOD_5 浓度及去除率
Table4 The concentration and removal rate of BOD_5 in and out of water

分析次数	进水质量浓度 $/(mg \cdot L^{-1})$	出水质量浓度 $/(mg \cdot L^{-1})$	去除率 $\%$
1	92	19.3	79.02
2	105	23.5	77.62
3	121	17.6	85.45
4	108	18.4	82.96
5	156	15.8	89.87
6	183	14.3	92.19
7	146	17.1	88.29
8	139	11.5	91.73
9	98	9.2	90.61
10	161	13.8	91.43
平均值	130.9	16.1	86.9

2.2 组合工艺回收甲烷气体效能的分析

厌氧膜生物反应器处理生活污水的核心理论是厌氧处理的三阶段理论,即生活污水中的有机物质在反应器内发生水解酸化反应、产氢产乙酸反应和产甲烷反应,在厌氧环境下,产甲烷菌分解有机碳源产生甲烷。该试验研究的一个目的便是设计低耗高效的生活污水处理工艺,因此该组合反应器产生能源性气体甲烷的能力也是本试验考察的运行效能之一。在整个试验期间,组合反应器产生的甲烷气体体积由湿式气体流量计计量,每隔 24 h 读出湿式气体流量计读数作为甲烷气体的日产气量。



1. 进水 COD 质量浓度; 2. 甲烷产气量。

图 6 组合反应器甲烷产气量变化曲线

Fig.6 The change curve of methane gas production in the combined reactor

图 6 所示为组合反应器的甲烷产气量情况。由图 6 可以看出,甲烷的产气量随生活污水进水中的 COD 质量浓度的变化而变化,组合反应器运行的前 2~3 d 并无甲烷气体产生,原因应该是反应器启动初期,反应器内微生物尚未适应环境的改变,微生物正处于休眠状态,活性较低,水解酸化细菌不能很好的将进水中的有机物质转化为易被产甲烷菌利用的挥发性脂肪酸,同时由于产甲烷菌本身增殖缓慢,世代时间长的特点也制约了甲烷气体的产生;在 3~10 d 这段时间内,甲烷气体的日产量呈逐渐上升的趋势,10 天后,细菌对外界环境适应性加强,甲烷日产气量趋于稳定,只随进水 COD 质量浓度的变化而呈现波动状态,从第 11 天至试验结束这段时间内,进水 COD 的平均质量浓度为 280.92 mg/L,日平均甲烷产气量为 1479.83 L/d,平均每 L 生活污水可以产生 0.062 L 甲烷,所以该组合反应器产生的甲烷可以在一定程度上对能源消耗进行补充,从而减少运行费用。

3 结 论

1) 在组合反应器启动一周左右,反应器可平稳运行,整个试验阶段,组合反应器对 COD 的平均去除率可以达到 88.8%,对氨氮的去除率可以达到 87.4%,TN 的去除率为 72.1%,对 BOD_5 的平均去除率为 86.9%,出水中总氮、氨氮、COD 和 BOD_5 均能达到《城镇污水污染物排放标准》一级标准,对生活污水有良好的去除效果。

2) 利用 MEC-AnMBR 组合反应器处理生活污水,平均每升生活污水可以产生 0.062 L 的甲烷气体,可以在一定程度上弥补能源的消耗,减少运行费用的投入,具有很大的节约能源潜力。

3) MEC-AnMBR 组合反应器极大地减少了剩余污泥的排放,较低的剩余污泥浓度可以减缓对膜组件的污染。微生物电解系统的外加电压能够增加了膜组件与泥垢之间的静电斥力,中和污泥电性,并且能够刺激有益微生物群落的生长,优化细菌群落结构,提高微生物群落整体的代谢活性;因此,处理效率得到提升,膜组件的污染得到减缓,且在整个试验阶段,膜组件都能维持良好的运行状态。

参考文献:

- [1] 张建丰. 活性污泥法工艺控制[M]. 中国电力出版社, 2011.
- [2] WANG W, YANG Q, ZHENG S, et al. Anaerobic mem-

- brane bioreactor (AnMBR) for bamboo industry wastewater treatment[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 149(12):292-292.Pham
- [3] LIN H, WEI P, ZHANG M, et al. A review of anaerobic membrane bioreactors: applications, membrane fouling and future perspectives[J]. *Desalination*, 2013, 314(4): 169-188.
- [4] 王浩宇. 一体式厌氧膜生物反应器在生活污水处理中的应用研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2014.
- [5] 孙国栋. 新型微生物电解池—厌氧膜生物反应器水处理工艺研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2016.
- [6] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 中国环境科学出版社, 2002.
- [7] 唐鹏飞, 许文杰, 王延飞. 混凝沉淀处理含镉废水的效果及其作用机理初探[J]. *南华大学学报(自然科学版)*, 2014, 28(3): 99-102.
- [8] 周晓. 基于 AnMBR 的城市污水处理工艺及能源回收研究[D]. 北京: 北京建筑大学, 2016.
- [9] 余智勇. 厌氧膜生物反应器的污泥消化和膜污染特性[D]. 北京: 清华大学, 2015.
- [10] LOGAN B E, BERT H, RENE R, et al. Microbial fuel cells: methodology and technology [J]. *Environ. Sci. Technol*, 2006, 40(17): 5181-5192.
- [11] 徐源, 王利勇, 蒋阳月, 等. 微生物电解池处理 PTA 废水及同步产氢的研究[J]. *太阳能学报*, 2014, 35(4): 716-720.
- [12] 王淑莹, 张静蓉, 尚会来, 等. 生物膜同步硝化反硝化脱氮过程中 N_2O 的产生量及机理分析[J]. *北京工业大学学报*, 2011, 37(9): 1400-1406.
- [13] ZHOU C, HUANG Y, LI X. Research progress in high ammonia-nitrogen wastewater treatment by combined technology of partial nitritation-anaerobic ammonium oxidation [J]. *Technology of Water Treatment*, 2014(4): 11-15; 22.

(上接第 101 页)

- [2] 余中, 唐晓雪. 煤矸石填筑路基在安邵高速公路中的应用[J]. *南华大学学报(自然科学版)*, 2013, 27(2): 72-81
- [3] 胡萍, 周晖, 陈文昭, 等. 弱强风化泥质粉砂岩物理改良试验研究[J]. *南华大学学报(自然科学版)*, 2012, 26(4): 81-85.
- [4] 翟婉明. 车辆—轨道耦合动力学[M]. 2版. 北京: 中国铁道出版社, 2001.
- [5] SHENG X, JONES C J C, THOMPSON D J. A Theoretical study on the influence of the track on train-induced ground vibration [J]. *Journal of Sound and Vibration*. 2004, 272(3/4/5): 909-936.
- [6] 沈宇鹏, 杜嘉俊, 汪梨园, 等. 松软土地区高速铁路路涵过渡段动静态试验研究[J]. *土木工程学报*, 2012, 45(8): 158-165
- [7] SONG X L, ZHAI W M. Dynamic stress distribution of high-speed railway non-ballasted track infrastructure [J]. *Journal of Sichuan University*, 2011, 43 (S2): 156-160; 164.
- [8] 田亚护, 陈茂, 沈宇鹏, 杜嘉俊, 蔡小培. 京沪高速铁路路涵过渡段动态响应特征及影响范围研究[J]. *铁道学报*, 2014, 36(11): 86-92.
- [9] 胡萍. 高速铁路无砟轨道过渡段的动力特性研究[D]. 长沙: 中南大学, 2010.