何清明, 邬红东, 石广军, 等. 腐植酸、EDTA、Cr(Ⅵ)调控猪粪尿废水异化 Fe(Ⅲ)还原偶联 VFAs 的转化能力比较[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35 (3): 590–595.

HE Qing-ming, WU Hong-dong, SHI Guang-jun, et al. A comparative study on ability of humic acids, EDTA and Cr(VI) to regulate dissimilatory Fe(III)mediated transformation of VFAs in swine wastewater[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2016, 35(3): 590–595.

腐植酸、EDTA、Cr(Ⅵ)调控猪粪尿废水异化 Fe(Ⅲ) 还原偶联 VFAs 的转化能力比较

何清明^{1,2}, 邬红东², 石广军¹, 罗 颖¹

(1.泰州学院医药与化学化工学院, 江苏 泰州 225300; 2.重庆大学三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400045)

摘 要:以人工合成 Fe(OH)₃作为电子受体,在猪粪尿废水中添加具有铁还原能力的菌株,厌氧恒温培养,通过对猪粪尿废水中添加不同浓度腐植酸、EDTA、Cr(Ⅵ),揭示 3 种典型理化因素调控猪粪尿废水中异化 Fe(Ⅲ)还原偶联挥发性脂肪酸(Volatile fatty acids,VFAs)转化能力。结果表明,电子穿梭体腐植酸促进 Fe(Ⅲ)还原,加速 VFAs 降解,而络合剂 EDTA 和重金属 Cr(Ⅵ)则会阻碍 Fe(Ⅲ)还原,减缓 VFAs 降解。虽然三种影响因子影响机理不同、途径不同,但最终 Fe(Ⅲ)还原和 VFAs 平衡点不变。 关键词:异化 Fe(Ⅲ)还原;EDTA;腐植酸;Cr(Ⅵ);VFAs

中图分类号:X713 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2016)03-0590-06 doi:10.11654/jaes.2015.03.024

A comparative study on ability of humic acids, EDTA and Cr(VI) to regulate dissimilatory Fe(III)-mediated transformation of VFAs in swine wastewater

HE Qing-ming^{1,2}, WU Hong-dong², SHI Guang-jun¹, LUO Ying¹

(1. College of Pharmacy and Chemistry & Chemical Engineering, Taizhou University, Taizhou 225300, China; 2. Key Laboratory of the Three Gorges Reservoir Region's Eco-Environment, Ministry of Education, Chongqing University, Chongqing 400045, China)

Abstract: Research has showed that environmental factors influence dissimilatory Fe(III)-mediated transformation of VFAs in water. Here we examined the effects of humic acids, EDTA and Cr(VI) at different concentrations on the ability of dissimilatory Fe(III) to regulate the degradation of VFAs in swine wastewater at constant temperatures. The reduction of Fe(III) oxides was promoted by addition of humic acid to swine wastewater, and the rate of VFAs degradation was accelerated by increasing amount of humic acid. However, trisodium EDTA and Cr(VI) inhibited the reduction of Fe(III) and slowed down the degradation of VFAs. Although these three factors had different mechanisms and processes influencing Fe(III) reduction, the final reduction of Fe(III) and the balance points of VFAs remained same. **Keywords**: dissimilatory Fe(III) reduction; EDTA; humic acids; Cr(VI); VFAs

畜禽养殖业集约化、规模化发展在为市场提供丰 富畜禽产品的同时,也由于畜禽粪尿产生量大且集 中,且得不到快速处理而极易产生恶臭。与畜禽粪尿 引发的土壤、水体污染相比,恶臭是一种多组分混合

作者简介:何清明(1987—),男,河南新乡人,博士,主要从事有机固体 废物处理和环境微生物方面的研究。 E-mail:123heqingming@163.com 物形成的感官污染,很难量化和评价。研究表明¹¹,恶 臭的强度与其组成物分子浓度的对数成正比,这就意 味着即使恶臭的组成物浓度下降了90%,而人的感觉 却只有50%。恶臭的这些特征增加了其控制的难度和 复杂性。近几十年来,许多研究者尽力阐明畜禽粪尿 恶臭各组分气体之间的关系,试图寻找到恶臭的指示 物。Anja等¹²报道,虽然氨在猪粪尿中浓度较高,但氨 在评估粪尿恶臭强度时却被证明是一个很差的参 数;Zhang等¹³的研究结果显示,相对于其他指标,长 链或具有分支的挥发性脂肪酸(Volatile fatty acids,

收稿日期:2015-03-27

基金项目:泰州市科技支撑计划(社会发展)项目(SSF20150075);江苏 省高校自然科学研究面上项目(15KJD610005);江苏省高 等学校大学生创新创业训练计划项目(201512917009Y)

VFAs)在畜禽废水中作为恶臭的指示性参数更为合适;Zahn等⁴⁴在对 29个养猪场的调查发现 C₂~C₉VFAs的存在与猪场空气质量下降存在着最大相关性。因此,减少 VFAs 的形成或及时对其转化可能在猪场粪尿恶臭污染的控制过程中起到重要作用。

异化 Fe(Ⅲ)还原通常也叫 Fe(Ⅲ)呼吸,是一种 以 Fe(Ⅲ)为终端电子受体的微生物代谢过程,这种 微生物呼吸形式是水中沉积物、淹水土壤及水生植物 中最具地球化学意义的过程之一^[5]。除 Fe(Ⅲ)外,许 多异化 Fe(Ⅲ)还原菌还可利用其他的一种或多种电 子受体^[6],并在这些电子受体还原过程中偶联芳香烃、 卤代芳烃化合物^[7]、染料化合物^[8]以及长链脂肪酸^[9]等 多种有机化合物的降解。异化 Fe(Ⅲ)还原过程的这 些特点可能在畜禽粪尿废水挥发性脂肪酸(VFAs)等 重要恶臭指示物的污染控制中发挥重要作用。

国内外许多学者^[10-11]发现,不仅异化 Fe(Ⅲ)还原 菌在厌氧或兼性厌氧条件下能以 Fe(Ⅲ)为电子受体 氧化 VFAs,Lovley 等^[12]还发现,Fe(Ⅲ)还原在水或土 壤中的有机污染物生物降解过程中也有巨大的潜力。 Coates 等^[13]发现,异化 Fe(Ⅲ)还原可以加速挥发性脂 肪酸的降解。猪粪尿废水成分复杂多样,并且含有油分、 盐分等多种生物抑制性因子。近年来,Sven、Jing和 David 等分别通过研究发现电子穿梭体^[14]、络合物络 合剂^[15]和重金属^[16]等环境理化因子会对异化 Fe(Ⅲ) 还原过程反应产生不同程度的影响。因此,深入探讨 腐植酸、EDTA、Cr(Ⅵ)调控畜禽废水中异化 Fe(Ⅲ) 还原偶联 VFAs 转化能力影响,对于猪粪尿废水中污 染物降解及其特征具有重要的理论和实际意义。

1 材料和方法

1.1 样品采集与铁还原微生物富集

供试猪粪尿样品采自重庆大学北门附近养猪场 化粪池底部废水,该养猪场为规模化养猪场,在附近 具有一定的代表性。将采集的猪粪尿废水样品用丁 基合成橡胶塞快速塞上,加铝盖密封,并用黑色包装 纸包裹使其避光,带回实验室后放入4℃冰箱备用。 猪粪尿样品理化性质:pH 7.67,总铁 226.96 mg·L⁻¹, Fe(Ⅱ)122.33 mg·L⁻¹,Fe(Ⅲ)104.63 mg·L⁻¹,总VFAs 2976 mg·L⁻¹。

试验所用的腐植酸密封保存,其中灰分 10%、含 铁量 0.3%,含水率 8%;试验所用的电子受体 Fe(OH)₃ 参照 Schwertman 等^[17]的方法制备。铁还原菌富集培 养基^[18]成分:NaHCO₃ 2.50 g·L⁻¹,NH₄Cl 0.25 g·L⁻¹,

NaH₂PO₄·H₂O 0.60 g·L⁻¹, KCl 0.10 g·L⁻¹。维生素复合 溶液组成:生物素 2 mg·L⁻¹, 叶酸 2.0 mg·L⁻¹, 维生素 B6 10.0 mg·L⁻¹, 核黄素 10.0 mg·L⁻¹, 硫胺素 5 mg·L⁻¹, 烟酸 5.0 mg·L⁻¹, 泛酸 5.0 mg·L⁻¹, B-12 0.1 mg·L⁻¹, 基苯甲酸 5.0 mg·L⁻¹, 硫辛酸 5.0 mg·L⁻¹。矿物质复合 溶液组成:MgSO₄ 3.0 g·L⁻¹, MnSO₄·H₂O 0.5 g·L⁻¹, NaCl 1.0 g·L⁻¹, FeSO₄·7H₂O 0.1 g·L⁻¹, CaCl₂·2H₂O 0.1g·L⁻¹, CoCl₂·6H₂O 0.1 g·L⁻¹, ZnCl₂ 0.13 g·L⁻¹, CuSO₄·5H₂O 0.01 g·L⁻¹, AlK(SO₄)₂·12H₂O 0.01 g·L⁻¹, H₃BO₃ 0.01 g· L⁻¹。

591

将上述液体培养基成分灭菌后,分装入 100 mL 血清瓶,每瓶加入液体培养基 50 mL,接种加入猪粪 尿废水 10 mL,每个血清瓶通氮气 2 min 后,加塞密 封,塞外用两层封口膜密封。将血清瓶 2 个一组用避光 纸包裹,放于厌氧培养箱中于 30 ℃培养 3 d,当血清瓶 底部均出现白色氢氧化亚铁沉淀时,表明血清瓶中含 有异化铁还原菌。照此方法富集 6 次以上,以便得到富 集程度较高的异化 Fe(Ⅲ)还原微生物。

1.2 试验设计及测定方法

试验以人工合成 Fe(OH)₃ 作为电子受体,在 10 mL 血清瓶中加入 1 mL 人工合成 Fe(OH)₃,加盖后高 压灭菌 30 min;冷却后分别加入液体培养基 1.0 mL, 50 mmol·L⁻¹ 的 K₂HPO₄-KH₂PO₄ 缓冲液 2 mL,控制体 系的 pH 值为 7.0 左右,富集培养菌液 1 mL,猪粪尿 2 mL,分别添加不同浓度影响因子处理:腐植酸浓度分 别为 0、200、300、500 mmol·L⁻¹;重金属 Cr(VI)浓度为 0、0.1、0.05、0.025 mmol·L⁻¹;重金属 Cr(VI)浓度为 0、0.1、0.05、0.025 mmol·L⁻¹;EDTA 浓度为 0、200、300、 500 mmol·L⁻¹。最终溶液体积控制在 7 mL。将已配置 好的血清瓶通氮气 3~5 min 除氧,避光密封,置于恒 温培养箱中 30℃培养。试验时间为 2 个月,分别在第 0、1、3、6、10、15、22、30、40、50、60 d 进行测定。采样 时,每次取出不同处理各 1 瓶,摇匀,测定 pH、VFAs、 Fe(Ⅱ)、Fe(Ⅲ)。

结合实验样品的理化性质及各测定方法的适用 范围选用各指标的测定方法。反应器内料液的 pH 值 采用 PHS-3C 型 pH 计测定,Fe(II)和 Fe(II)分别采用 邻菲罗啉分光光度法和原子吸收分光光度法测定, VFAs 采用挥发性脂肪酸总量的比色测定法测定^[19]。

2 结果与分析

2.1 不同浓度电子穿梭体腐植酸对异化铁还原偶联 VFAs 能力的影响

猪粪尿废水中添加 Fe(OH)3 作为主要电子受体,

研究不同浓度电子穿梭体腐植酸对 Fe(Ⅲ)还原的影 响,结果如图 1 所示。30 ℃厌氧条件下添加不同浓度 的腐植酸可在一定程度上增加 Fe(Ⅲ)还原速率,相对 于未添加腐植酸的空白组可以发现,在1~2 d 内,空 白组 Fe(Ⅱ)值几乎没有变化,而添加腐植酸的猪粪 尿废水中 Fe(Ⅱ)值是指数性增长。但腐植酸浓度 在200~500 mmol·L⁻¹内时,添加腐植酸浓度的大小对 Fe(Ⅲ)还原速率影响不大。Fe(Ⅲ)还原速率依次为 V_{高腐植酸}≈V_{中腐植酸}≈V_{低腐植酸}>V_{空白}。从实验曲线可以看 出,曲线并不是光滑圆弧状,而是呈上下起伏波浪状, 可能是受到猪粪尿废水中一种或多种制约因素影响 所造成。从图 1 还可以明显看出,到第 22 d 后,腐植 酸对 Fe(Ⅲ)还原影响逐渐减少,最终各组的 Fe(Ⅱ) 和 Fe(Ⅲ)值趋于稳定且很接近。

猪粪尿废水中,添加不同浓度腐植酸对异化 Fe(Ⅲ)还原偶联 VFAs 影响的变化曲线如图 2 所示。 反应初期,VFAs 值有较大的上升,到第 6 d 开始有明 显的回落。由图 1 和图 2 可知,在第 10~25 d,Fe(Ⅲ)



- - - - 500 mmol·L⁻¹的腐植酸浓度 - - - 200 mmol·L⁻¹的腐植酸浓度 - - - 300 mmol·L⁻¹的腐植酸浓度 - - 空白组

图 1 厌氧条件下添加不同浓度腐植酸后 Fe(Ⅱ)和 Fe(Ⅲ)变化曲线







迅速被还原过程中 VFAs 值大幅度下降,并且添加腐 植酸浓度越大这种现象越明显。研究发现:添加不同 浓度的腐植酸均可以加快猪粪尿中 VFAs 降解速率, 但与加入腐植酸的浓度大小无关。

2.2 不同浓度 Cr(Ⅵ)对异化铁还原偶联 VFAs 能力 的影响

通过厌氧恒温培养试验添加不同浓度的重金属 离子对异化 Fe(Ⅲ)还原偶联降解 VFAs 过程的影响 如图 3 和图 4 所示。

从图 3 可以看出,在 Fe(OH)₃ 为主要电子受体 情况下,添加不同浓度 Cr(Ⅵ)对猪粪尿废水中异化 Fe(Ⅲ)还原影响与未添加 Cr(Ⅵ)的空白组相比,添 加 Cr(Ⅵ)可以抑制 Fe(Ⅱ)的生成,并且在一定范围 内,随着 Cr(Ⅵ)浓度增加,Fe(Ⅲ)还原受到抑制程度 增大。在初始 1~3 d 中,异化 Fe(Ⅲ)细菌生长并没有 太大的滞后性,相对来说能较快地适应环境。但是 在第 3 d 以后,Cr(Ⅵ)对异化 Fe(Ⅲ)的还原抑制性开 始显现出来,添加 Cr(Ⅵ)的猪粪尿中 Fe(Ⅱ)的产生 明显有相对的滞后性,到第 35 d 以后,Cr(Ⅵ)对 Fe (Ⅲ)还原抑制作用减小,最终 Fe(Ⅱ)累积量接近 1000 mg·L⁻¹。

由图 4 可以看出,在猪粪尿废水中加入 Cr(Ⅵ), VFAs 的降低趋势被抑制,并且随着 Cr(Ⅵ)浓度增加 这种现象越明显。由图 3 和图 4 可知:在 Fe(Ⅱ)浓度呈 指数性增长同时,VFAs 也相应地发生了较大的变化, 并且在第 40 d 左右,猪粪尿废水中各值趋于平稳,到 第 60 d 左右,不同浓度间 Fe(Ⅱ)、Fe(Ⅲ)、VFAs 值已 相差无几。

2.3 络合剂 EDTA 对异化 Fe(Ⅲ)还原偶联 VFAs 能 力的影响

通过厌氧恒温培养试验添加不同浓度 EDTA 对

异化 Fe(Ⅲ)还原的影响如图 5 所示。在 1~10 d 内, Fe(Ⅱ)累计明显被抑制,颜色从浑浊变为清澈,并出 现黄色透明物质。在实验过程中,异化 Fe(Ⅲ)还原过 程中变化曲线出现明显波动现象,可能是由于猪粪尿 废水中存在的一些还原类离子干扰了 Fe(Ⅲ)的还原



图 3 30 ℃厌氧条件下添加不同浓度 Cr(\I)后 Fe(II)和 Fe(II)变化曲线

Figure 3 Effect of adding Cr(VI) at different concentrations on Fe(II) and Fe(III) dynamics under anaerobic conditions



图 4 30 ℃厌氧条件下添加不同浓度 Cr(\I)后 VFAs 变化曲线 Figure 4 Effect of adding Cr(\I) at different concentrations on dynamics of VFA degradation under anaerobic conditions

过程,到10d以后,这种"EDTA抑制效应"开始减弱, 最终各个曲线达到稳定的同一平衡值。

由图 6 可以看出,添加 500 mmol·L⁻¹ EDTA 的试 样 VFAs 降解速率最慢,空白组 VFAs 降解速率最快, VFAs 降解速率与添加 EDTA 浓度大小成反比。由图





Figure 5 Effect of adding EDTA at different concentrations on Fe($\rm I\!I$) and Fe($\rm I\!I$) dynamics under anaerobic conditions



图 6 厌氧条件下添加不同浓度 EDTA 后 VFAs 变化曲线 Figure 6 Effect of adding EDTA at different concentrations on dynamics of VFA degradation under anaerobic conditions

5 和图 6 对比可知, VFAs 的快速降解和 Fe(Ⅲ)还原 都是在 10 d 左右开始有较大幅度的变化,到 40~50 d 左右 VFAs 和 Fe(Ⅱ)值趋于一定值。

3 讨论

腐植酸可促使异化 Fe(Ⅲ)还原细菌快速适应新 的环境,腐植酸能通过螯合、离子交换、吸附等形式 与铁氧化物形成配合物,从微生物膜蛋白接受电 子,然后将电子传递给 Fe(Ⅲ)复合物,从而加速 Fe(Ⅲ)的还原。本实验中添加腐植酸可以加速 Fe(Ⅲ)还原,但还原速率相差不大,是因为腐植酸浓 度相对于 Fe(Ⅲ)还原电子过量,造成 Fe(Ⅲ)还原速 率不受电子穿梭体加入浓度的影响,也可能是由于猪 粪尿废水自身所特有的高抗生素、高氨氮等因素对细 菌活性有抑制作用。到反应后期由于 Fe(Ⅲ)几乎被 还原殆尽,腐植酸作为电子穿梭体的作用逐渐减 少,致使最终反应平衡点一样。实验开始时,由于在厌 氧条件下,粪便中的高分子有机物水解发酵降解产生 大量 VFAs, VFAs 的产生速率大于它的降解速率, 致 使初期 VFAs 值有上升趋势,但是随着蛋白质等高分 子有机物消耗殆尽,VFAs 值明显回落。在 Fe(Ⅲ)迅 速被还原过程中,VFAs 值大幅度下降,并且添加腐植 酸浓度越大这种现象越明显。腐植酸自身具有氧化还 原作用,能够在有机污染物化学降解转化过程中作为 电子传递媒介,添加腐植酸会改变铁表面的活性位 点,从而影响污染物的去除效率[20]。从图2和图3可 以看出,不论是否添加不同浓度腐植酸并不影响最终 的平衡点。这证实了腐植酸起到传递电子的作用不影 响最终平衡点位,对 Fe(Ⅲ)的还原偶联 VFAs 降解有 促进作用。

由于 Cr(Ⅶ)/Cr(Ⅲ) 的氧化还原电位要低于 Fe(Ⅲ)/Fe(Ⅱ),很多异化铁还原菌同时具备还原重 金属 Cr(Ⅵ)的能力。因此,在厌氧反应过程中,可能 以 Fe(Ⅲ)/Fe(Ⅱ)作为电子穿梭体,促进 Cr(Ⅵ)的还 原,从而使得 Fe(Ⅱ)的浓度在反应前期没有发生明 显的变化。另一方面,重金属 Cr(Ⅵ)的存在也在一定 程度上对微生物具有毒害作用,从而抑制微生物的活 性。Cr(Ⅵ)被还原促使异化 Fe(Ⅲ)细菌不能有效地 将 Fe(Ⅲ)作为电子受体,进而降低异化 Fe(Ⅲ)还原 偶联 VFAs 的能力。在猪粪尿废水中本来就存在抗生 素、高盐分等因素抑制异化铁细菌的生长,所以添加 Cr(Ⅵ)虽然可以抑制异化铁细菌生长,浓度高的相对 于浓度低的有微幅的减少,但不同浓度间 Fe(Ⅱ)差

农业环境科学学报 第35卷第3期

异不大。反应后期由于 Cr(Ⅵ)被还原,致使在 Cr(Ⅵ) 影响下的异化铁细菌活性逐渐恢复并最终达到平衡。

基于统计学分析,同时对腐植酸、Cr(VI)、EDTA 进行显著差异性分析发现,在反应波动期(第1~16 d):腐植酸和重金属 Cr(VI)虽然分别可在一定程度 上促进和抑制异化 Fe(Ⅲ)还原,但二者对 VFAs 降解的 差异性不是很显著;添加不同浓度的 EDTA 对猪粪尿 废水中的 VFAs 具有极显著差异性(P=0.002 1<0.05)。 结合不同 Cr(VI)、EDTA 对 VFAs 的影响试验不难发 现,重金属 Cr(Ⅵ)和 EDTA 都可以抑制 Fe(III)还原, 但在一定浓度范围内重金属对异化 Fe(Ⅲ)还原和 VFAs 降解的抑制性明显不如 EDTA。添加络合剂 EDTA 对猪粪尿废水中异化 Fe(Ⅲ)还原有表面上的 "抑制作用"。由于铁离子与 EDTA 形成稳定的黄色络 合物,EDTA 与邻菲罗啉显色剂竞争亚铁离子,促使 造成测定的 Fe(Ⅱ)值比实际的 Fe(Ⅱ)值要低,加入 的 EDTA 浓度越大,这种"抑制"现象越明显。在异化 铁还原过程中出现明显波动现象,可能是由于猪粪尿 废水中存在的一些还原类离子干扰了 Fe(Ⅲ)的还原 过程,到第10d以后,这种"EDTA抑制效应"开始减 弱,原因可能是后期 EDTA 络合能力达到饱和。在一 定浓度范围内,向猪粪尿废水中添加的 EDTA 浓度越 高,VFA 降解速率越慢,EDTA 可以明显抑制 VFAs 的降解。造成这种现象的原因是 EDTA 和金属 Fe 元 素络合,EDTA 与 Fe(Ⅲ)的络合常数几乎是它与 Fe (Ⅱ)的络合常数的2倍,因而降低了EDTA对异化 Fe(Ⅲ)还原偶联 VFAs 的可实现性。后期这种现象有 所减少,可能是 Fe(Ⅲ)离子络合物还原酶作用下,被 还原成 Fe(Ⅱ)离子络合物,然后 Fe²⁺被输送到细胞体 内得以利用, 使得不同浓度 EDTA 影响下最终的 VFAs 值接近。综上可证实:络合剂 EDTA 对异化 Fe (Ⅲ)初期还原偶联 VFAs 有明显的抑制作用,但这种 抑制作用不会改变后期的平衡点。

4 结论

(1)腐植酸不仅可以作为电子穿梭体还可作为螯 合剂,促进异化 Fe(Ⅲ)还原;重金属 Cr(Ⅵ)和 EDTA 可以抑制 Fe(Ⅲ)还原,在一定浓度范围内,重金属对 异化 Fe(Ⅲ)还原和 VFAs 降解的抑制性明显不如 EDTA。

(2)Fe(Ⅲ)还原量与VFAs降解有密切关系。虽然 三种影响因子的影响机理不同、途径不同,但最终都 可以使多数 Fe(Ⅲ)还原并使猪粪尿废水中的 VFAs

降解。

(3)尽管畜禽废水成分复杂多样,含有较多的抑制性因子制约异化铁还原菌代谢,但通过添加铁还原菌株和不同影响因子,异化铁还原和 VFAs 的降解颇为显著。这同时表明,利用异化 Fe(Ⅲ)还原偶联 VFAs 的生物修复过程存在巨大的研究潜力。

参考文献:

[1] 黄 灿, 唐新燕, 彭绪亚, 等. 猪粪尿中添加不同底物对挥发性脂肪酸和本土菌群的影响研究[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(2):388-392.

HUANG Can, TANG Xin-yan, PENG Xu-ya, et al. Effect of adding different substrates to swine waste slurries on volatile fatty acid sand indigenous bacterial genera[J]. *Journal of Agro–Environment Science*, 2009, 28(2):388–392.

- [2] Anja K, Kristina H P, Per H N, et al. Bacterial community structure of a full-scale biofilter treating pig house exhaust air[J]. Systematic and Applied Microbiology, 2011, 34(5): 344–352.
- [3] Zhang Z J, Zhu J. Characteristics of solids, BOD₅ and VFAs in liquid swine manure treated by short-term low-intensity aeration for longterm storage[J]. *Bioresource Technology*, 2006, 97(1):140-149
- [4] Zahn J A, DiSpirito A A, Brooks B E, et al. Correlation of human olfactory responses to airborne concentrations of malodorous volatile organic compounds emitted from swine effluent[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2001, 30(2):624–634.
- [5] Hossain M A, Kevin T Finneran. Ferric iron amendment increases Fe(III): Reducing microbial diversity and carbon oxidation in on-site wastewater systems[J]. *Chemosphere*, 2013, 90(4):1435–1443.
- [6] Cao J Y, Li Y Y, Zhang G J, et al. Effect of Fe(Ⅲ) on the biotreatment of bioleaching solutions using sulfate-reducing bacteria[J]. International Journal of Mineral Processing, 2013, 125(10):27-33.
- [7] Dong X Y, Zhang Y, Zhou J T. Fe(II) EDTA-NO reduction coupled with Fe(II) EDTA oxidation by a nitrate- and Fe(III)-reducing bacterium[J]. Bioresource Technology, 2013, 138(1): 339-344.
- [8] Coates J D, Cole K A, Michaelidou U, et al. Biological control of hog waste odor through stimulated microbial Fe(Ⅲ) reduction[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2005, 71(8):4728-4735

- [9] Nahm K H. Environmental effects of chemical additives used in poultry litter and swine manure[J]. *Critical Reviews in Environmental Science* and Technology, 2005, 35(5):487–513.
- [10] Zhou Z M, Jing G H, Zheng X J. Reduction of Fe(III) EDTA by *Klebsiella* sp. strain FD-3 in NOx scrubber solutions[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 132:210-216.
- [11] Zhang J X, Zhang Y B, Chang J H, et al. Biological sulfate reduction in the acidogenic phase of anaerobic digestion under dissimilatory Fe(Ⅲ) reducing conditions[J]. Water Research, 2013, 47(6):2033–2040.
- [12] Lovley D R, Holmes D E, Nevin K P. Dissimilatory Fe(Ⅲ) and Mn(Ⅳ) reduction[J]. A dvance in Microbiology Physiology, 2004, 49:219–286.
- [13] Coates J D, Lonergan D J, Philips E J, et al. *Desulfuromonas palmitatis* sp. nov., a marine dissimilatory Fe(III) reducer that can oxidize longchain fatty acids [J]. *Arch Microbiol*, 1995, 164(6):406–413.
- [14] Sven N H, Li X Z, Basen M, et al. Humic substance-mediated Fe(III) reduction by a fermenting *Bacillus* strain from the alkaline gut of a humus-feeding scarab beetle larva[J]. *Systematic and Applied Microbiology*, 2012, 35(4):226–232.
- [15] Jing G H, Zhou J, Zhou Z M, et al. Reduction of Fe(III) EDTA in a NOx scrubbing solution by magnetic Fe₃O₄ chitosan microspheres immobilized mixed culture of iron-reducing bacteria[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 108:169–175.
- [16] Iwahori K, Watanabe J I, Tani Y, et al. Removal of heavy metal cations by biogenic magnetite nanoparticles produced in Fe(III)-reducing microbial enrichment cultures[J]. Journal of Bioscience and Bioengineering, 2014, 117(3):333–335.
- [17] Schwertmann U, Cornll R M. Iron oxides in the laboratory[M]. Prepartion and Charcterization, VCH, Weinheim, 1991:69–144.
- [18] Lovley D. Dissimilatory Fe(III)−and Mn(IV)−reducing prokaryotes[J]. Prokaryotes, 2006, 2:635–658.
- [19] 任南琪,王爱杰. 厌氧生物技术原理与应用[M]. 北京:化学工业出版社, 2004:315-317.
 REN Nan-qi, WANG Ai-jie. Anaerobic biological technology principle and application[M]. Beijing; Chemical Industry Press, 2004:315-317.
- [20] Mayumi H, Katsumi S, Motoyuki M. Reduction process of Cr (VI) by Fe (II) and humic acid analyzed using high time resolution XAFS analysis[J]. Journal of Hazardous Materials, 2015, 285(21):140–147.