

# 不同 SRT 条件下厌氧污泥中氮元素的变化规律研究

孙连鹏<sup>1,2</sup>, 唐哲<sup>1</sup>, 黎淑端<sup>3</sup>, 沈瑞芳<sup>1</sup>, 叶斯琴<sup>1</sup>

(1. 中山大学 环境科学与工程学院, 广东, 广州 510275

2. 广东省环境污染控制与修复技术重点实验室, 广东, 广州, 510275

3. 广州市疾病预防控制中心, 广东, 广州, 510090)

**摘要:** 氮素是衡量污泥性能的重要指标之一, 在污泥厌氧消化过程中, 污泥中所含的四种氮素形态之间可相互转化, 研究其过程中的氮素变化规律对于优化厌氧消化工艺具有重要的指导意义。通过对 5 d 和 10 d 两种不同污泥停留时间(SRT)的污泥厌氧消化系统的研究, 分析氮元素的变化规律。研究结果表明, SRT 为 5 d 天和 10 d 的两个系统中, 均无亚硝态氮的累积, 实验前期, 10 d 的系统中硝态氮的产生速率比 5 d 的快, 但系统运行 10 d 后 10 d 系统的硝态氮的含量低于 5 d 系统。在两反应系统中, 氨氮的变化规律十分接近, 10 d 的系统中氨氮含量一直高于 5 d 的系统。总氮含量的变化与氨氮含量变化一致, 四种形态氮素中, 对总氮贡献最大的是氨氮。实验过程中, 两系统中均并无明显产气现象, 在 SRT 小于等于 10 d 的厌氧反应器中, 虽然有发生反硝化反应, 但通过该反应去除的氮素极少。

**关键词:** 厌氧消化; 氮素; 污泥停留时间

中图分类号: X703

文献标识码: A

文章编号: 1006-8759(2012)01-0026-04

## CHANGING RULE OF NITROGEN RELEASED BY ANAEROBIC SLUDGE UNDER DIFFERENT SLUDGE RETENTION TIME

SUN Lian-peng<sup>1,2</sup>, TANG Zhe<sup>1</sup>, LI Shu-duan<sup>3</sup>, SHEN Rui-fang<sup>1</sup>, YE Si-qin<sup>1</sup>

(1. School of Environmental Science and Engineering, Sun Yat-sen University, Guangdong, Guangzhou 510275, China; 2. Guangdong Provincial Key Laboratory of Environmental Pollution Control and Remediation Technology, Guangdong, Guangzhou 510275, China; 3. Guangzhou Center For Disease Control and Prevention, Guangdong, Guangzhou 510090, China)

**Abstract:** Nitrogen is one of the most important indices that shown the properties of sludge. There are a series of reactions among these four forms of nitrogen under anaerobic condition. It is important to optimize the anaerobic digestion that studying the changing of nitrogen. To analyze the changing rules of nitrogen under different anaerobic sludge retention time (SRT), this is 5 days and 10 days. The experimental result shown that there was no the accumulation

of nitrite in the two systems. At the beginning of experiment, the producing rate of nitrate in 10 days of SRT system was faster than that in the 5 days SRT system, but the concentration of nitrate in 10 days SRT system was lower

收稿日期: 2011-10-24

基金项目: 广东省科技计划项目(2010B031700023), 中央高校基本科研业务费专项资金“(2010380003161543), 佛山市禅城区科技计划项目(2010A1004)资助”

作者简介: 孙连鹏, 副教授, 博士, (1973-8), 主要从事水污染控制技术研究。

than that in 5 days SRT system after 10 days operating. The changing rule of ammonia nitrogen was similar in the two systems, the concentration of ammonia nitrogen in the 10 days of SRT system was higher than that in 5 days of SRT. The changing rule of total nitrogen was same in the two system, the ammonia nitrogen was the great contribution to the total nitrogen among the four types of nitrogen. There was no obviously gas produced by the systems during the experiment, that shown nitrogen was rarely removed through Denitrifying reaction, when the SRT was less than 10 days.

**Keywords:** anaerobic digest; nitrogen; sludge retention; time

氮是生物生存和繁殖不可或缺的主要元素,是构成 DNA 和细胞的关键物质,但过量的氮进入环境也会造成危害。活性污泥工艺产生的剩余污泥中存在大量的微生物,污泥处置后随微生物的死亡,将会有大量的氮素进入环境(如土壤、水体等),造成潜在的危害。厌氧消化是污泥处理的主要工艺,研究厌氧条件下剩余污泥中氮素的释放和变化规律对于优化厌氧工艺,减少氮素对环境的污染以及研究氮素的再利用等都具有重要的意义。

在厌氧条件下污泥中氮素变化规律的研究,多注重于探索不同形态氮素间的反应转化规律,如反硝化反应、厌氧氨氧化等<sup>[1-5]</sup>,不同污泥停留时间(SRT)条件下同一类型氮素的变化规律的研究较少。在污泥厌氧消化过程中,SRT 是作为影响工艺处理效果的重要因素之一,因此,研究不同 SRT 条件下培养的厌氧污泥中氮素的变化规律,对于优化厌氧反应相关参数具有重要意义。

## 1 材料和方法

### 1.1 实验模型建立

建立两个完全混合的污泥厌氧反应器,SRT 分别为 5 d 和 10 d,以完全混合的方式运行,每日进/排泥各 1 次,同时测定排出污泥中溶解态的四种形态氮素的含量。实验过程中,室温恒定为 25 ℃,所选用的新鲜污泥取自广州市沥滘污水处理厂二沉池(污水处理工艺为 A/A/O),每周取回新鲜的污泥后置于 4 ℃ 的冰箱中保存待用。实验装置示意图见图 1 所示。实验采用 20 L 的塑料容器作反应器,污泥有效量为 10 L,反应器启动时,通入氮气以保证系统处于严格的厌氧状态。反应装置设三个出泥口,分别位于容器的上中下三个部位,每次从三个出口平均排泥后混合,确保取样的代表性。采用机械搅拌使反应器处于完全混合状

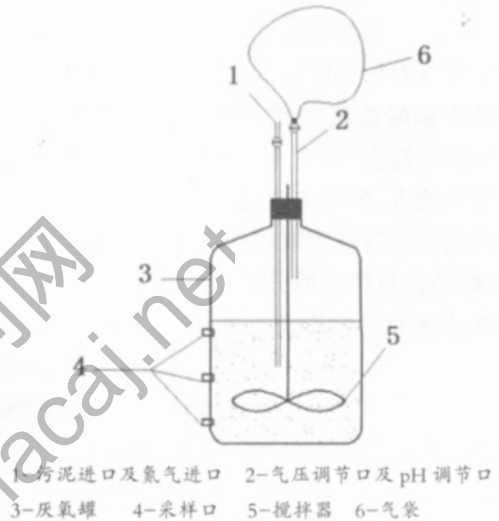


图 1 实验装置示意图

态,反应器顶部连接气袋进行气体的收集。

### 1.2 检测指标及测定方法

厌氧污泥样品的各项溶解性指标,采用如下步骤进行预处理:将反应器中取出的污泥立即进行 12 000 r/min 离心,离心液通过 0.45 μm 微孔滤膜后按照水和废水监测分析方法<sup>[6]</sup>测定滤液的各项指标。主要指标和测定方法见表 1 所示。

表 1 主要指标与测定方法

指标	方法	平行测定次数
硝态氮( $\text{NO}_3^--\text{N}$ )	紫外分光光度法	3
亚硝态氮( $\text{NO}_2^--\text{N}$ )	分光光度法	3
氨氮( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ )	纳氏试剂分光光度法	3
总氮(TN)	碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法	3

便于表述方便,此处定义研究中出现的缩略语:“5D 系统”指 SRT 为 5 天的厌氧污泥系统;“10D 系统”指 SRT 为 10 天的厌氧污泥系统;“D<sub>x</sub>”指实验开始后第 x 天;文中出现的 TN、 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 、 $\text{NO}_2^--\text{N}$  等均为污泥中的可溶性含量。

## 2 结果与分析

实验过程中从污水处理厂取回5次新鲜污泥,新鲜污泥的各项氮元素指标见表2所示。

表2 新泥四项氮素指标数据

实验开始时间	单位 mg/L				有机态氮
	硝酸盐氮	亚硝酸盐氮	氨氮	总氮	
0d	0.2505	0.0098	4.1096	6.6560	2.2861
7d	0.1862	0.0253	4.2777	7.7966	3.3149
14d	0.4397	0.0157	4.6806	8.1080	2.9720
21d	0.1062	0.0175	4.5414	5.9025	1.2374
29d	0.2207	0.0178	3.1272	3.5247	0.1515

## 2.1 硝酸盐氮变化规律

两系统硝酸盐氮的变化情况见图2所示。从图2中可以看出,5D和10D的两个完全混合厌氧反应器中硝酸盐氮浓度的变化总趋势较为相似:先增加到最高点,然后开始降低,曲线下降的过程中有回升的点,但均未超过最初达到浓度最高值,回升的点均出现在刚取回的新泥被应用于系统之后,且硝酸盐氮浓度回升后又开始下降。由于新泥中硝酸盐氮的浓度均未超过0.50 mg/L,且变化较小,远小于厌氧反应器中的浓度,因此新鲜污泥的加入不会造成系统硝态氮的波动。产生这种现象的原因主要是从污水处理厂刚取回的污泥中含有少量的溶解氧,对反应器中的厌氧环境产生了一定的不利影响<sup>[7]</sup>。

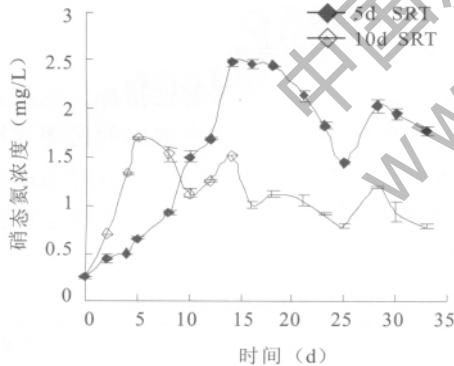


图2 两系统硝态氮含量的变化情况

由图2中还可以看出,10D系统比5D系统率先达到其硝态氮的最高浓度1.70 mg/L(D6),而5天系统则相对缓慢的上升至2.50 mg/L左右(D10)才开始下降。在前六天中,10D系统中的硝态氮含量直线上升,随后进入下降波动的阶段,并且从D11开始,10D系统中的硝态氮含量均低于5D系统。

## 2.2 亚硝酸盐氮变化规律

两系统亚硝酸盐氮的变化情况见图3所示。

从图3可以看出,亚硝酸盐氮的含量不管是数值还是变化趋势都很接近,而且都含量非常低,这主要是在厌氧条件下亚硝酸盐通过反硝化反应转变为氮气<sup>[8]</sup>。

## 2.3 氨氮变化规律

两系统氨氮的变化情况见图4所示。

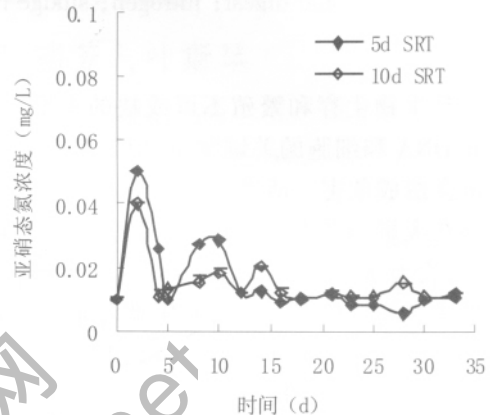


图3 两系统亚硝态氮含量变化情况

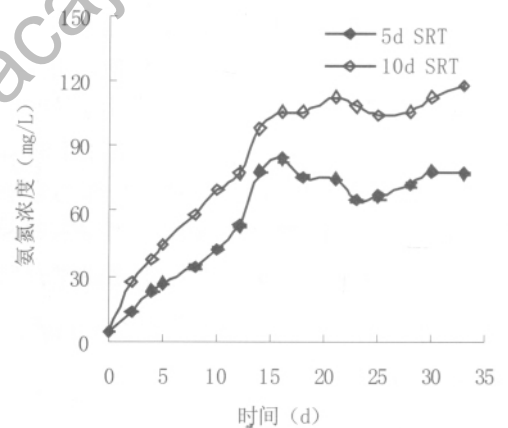


图4 两系统氨氮含量变化情况

从图4中可以看出5D和10D系统的氨氮含量的变化趋势十分相似,均为持续增长到一个范围后,便停留在一定范围内。5D系统中氨氮的含量在持续增长至最高值83.80 mg/L(D15)后,数值减少且在70.00 mg/L左右波动,波动趋势为先减后增再减。10D系统则是连续增加至112.18 mg/L后,氨氮含量减少并波动于110.00 mg/L,趋势与5d相同。氨化反应是指含氮有机物逐渐被微生物分解成较简单的化合物,最后生成无机氨氮的过程,可在有氧或无氧的条件下进行<sup>[9]</sup>。原污泥中好氧微生物由于处于缺氧的环境中而生物活性受到抑制,成为反应器中的劣势菌种,进而死亡释放出有机态氮(如蛋白质、氨基酸等),在

厌氧环境中有机态氮可转化成无机态氮(氨氮)<sup>[10]</sup>。由于无营养物质的加入,反应器中的微生物在消耗完污泥中的营养物质后进行自源生长,在此种限制条件下,即使是兼性厌氧或厌氧微生物,也可能因基质竞争和微生物间的捕食等作用而死亡,释放出的有机态氮再被氨化<sup>[11]</sup>。

完全混合厌氧反应器开始运行后,在环境选择淘汰的作用下,一方面存活下来的氨化细菌分解有机态氮而形成氨氮,另一方面厌氧微生物利用分解形成的氨氮进行必需的生物活动,如合成、代谢、繁殖等<sup>[12]</sup>。但因为微生物死亡量大,释放进入系统中的有机态氮量大,使得氨化得到的氨氮量大于进行生命活动所需的氨氮量,因此实验开始后一段时间内氨氮的含量不断增长。D19 之后,厌氧反应器中环境对微生物的选择作用趋于稳定,氨氮量趋于稳定。

厌氧氨氧化菌能在厌氧条件下,以亚硝酸盐为氧化剂,把氨氧化成氮气和硝酸盐,并从中获得能量而生长,然而厌氧氨氧化菌是世代时间长、生长速度比较慢的细菌,利于其富集的理想初期 SRT 应控制在 22 d 左右<sup>[13]</sup>,且影响厌氧氨氧化菌生长的因素比较多,本反应系统中该菌种存在的可能性很低。从氨氮含量不断增长至平衡,且系统无明显产气现象的情况也能证明此观点。

从图 4 中还可以看出,10 D 系统中氨氮的含量一直高于 5 D 系统。很显然 10 D 系统中微生物的死亡分解高于 5 D 系统。在 SRT 相对较长的厌氧系统中的氨氮含量会较高。

## 2.4 总氮和有机态氮

两系统总氮和有机态氮的变化情况见图 5 和图 6 所示。

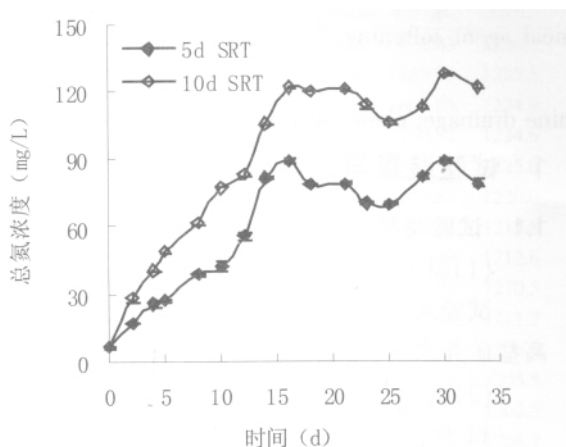


图 5 两系统总氮含量变化情况

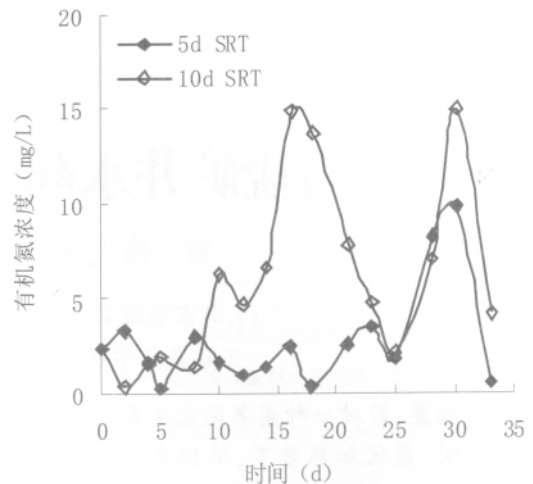


图 6 两系统有机氮含量变化情况

由图 5 可以看出,5 D 和 10 D 系统中总氮含量的变化规律基本相同,同时对比图 4 也可以看出,总氮的变化规律与相同 SRT 系统中氨氮含量的变化十分接近,即持续增长到一个范围内后,便保持基本稳定。

总氮的变化趋势与氨氮极为相似,且总氮和氨氮的数值相差不大,可见在有机态氮、氨氮、硝态氮和亚硝态氮这四种形态的氮素中,对总氮贡献最大的是氨氮。

图 6 是对于反应系统中有机态氮含量变化趋势的体现。无论是 5D 天还是 10D 的系统中,有机态氮的含量波动都很大,且无规律可循,说明在这两个系统的厌氧环境中,微生物对有机态氮释放作用变化较大,这与微生物的死亡情况有关,也与每次加入新泥对系统的不利影响有关。

## 3 结论

由于厌氧条件下的反硝化作用,5D 天和 10D 的两个系统中,均无亚硝态氮的累积。实验前期,10D 的厌氧反应器中硝态氮的产生速率比 5D 的厌氧反应器快,随着运行时间的增加,10 天后 10D 系统的硝态氮的含量低于 5D 系统。在两反应系统中,氨氮含量的变化规律十分接近,但 10D 的反应器中氨氮含量一直高于 5D 的反应器,这与长的 SRT 下微生物的死亡分解有关。总氮含量的变化与氨氮含量变化几乎一致,可认为在有机态氮、硝态氮、亚硝态氮和氨氮这四种形态氮素中,对总氮贡献最大的是氨氮。实验过程中,两系统中均无明显产气现象,在 SRT 小于等于 10 天

(上转第 13 页)

## 6 秸秆发电存在的问题

尽管我国生物质发电具有巨大的资源潜力,部分技术实现了商业化,产品、产业也有了一定的发展,但秸秆发电产业的发展还面临着一些问题和障碍:

### 一、成本高

秸秆发电是一个全新的事物,处于起步阶段,技术不成熟、项目造价高,总投资大,运行成本高,尽管国家给予了电价优惠政策,但盈利水平还是不如常规火电。据测算,在现有的技术水平下,生物质发电成本远高于常规燃煤发电成本,约为煤电的1.5倍。究其原因,一是单位造价高,二是燃料成本高,三是生物质发电企业实际税率太高。

### 二、技术不成熟

目前,我国用来秸秆发电的锅炉及燃料输送系统的技术和设备大部分依靠进口,很可能在技术和设备引进以后造成消化不良,使得机组无法安全、满负荷的运行,同时,由于缺乏核心技术,投产后生物质发电企业很有可能将会长期受制于国外企业。

### 三、秸秆储运组织困难

与国外相比,中国实行的是家庭联产承包责任制,秸秆的收购和组织面对的是千家万户的小农户,没有成熟的模式和经验可循,比较困难。

一是收购难,农民出售秸秆的意识不强,积极性不高。而且秸秆的收购往往在农村收获的大忙季节,收集秸秆的人力不足。二是储存难,秸秆的收购具有很强的季节性,无法均衡收购,再加上秸秆比重轻,体积大,堆入存储占地大,而且还需要一系列的防雨、防潮、防火等配套设备,储存场地的投资建设和维护费用昂贵。

## 7 结论及展望

我国秸秆资源丰富,秸秆发电技术成熟,随着秸秆发电在全国的推广应用,不仅可以解决我国能源危机,改善能源结构,而且控制污染、缓解环境压力,减排温室气体,秸秆发电技术正在形成一个新的朝阳产业。

## 参考文献

- [1] 吴志坚,叶枝全,沈辉. 新能源和可再生能源的利用[M]. 北京:机械工业出版社,2006.
- [2] 梁宇宏,申仲涛,余英,等. (绿色电力)生物质发电及其效益分析[M]. 北京:中国电力出版社,2007.
- [3] 马永贵,钟史明. 秸秆发电技术综述. 沈阳:沈阳工程学院学报(自然科学版本),2007.
- [4] 周凤起. 中国可再生能源发展战略. 能源研究与利用,2004(增刊).
- [5] 刘首元,余英,赵碧光,朱春. 我国秸秆发电产业化发展前景. 北京:水利电力机械,2007.

(下接第29页)

的厌氧反应器中,虽然有发生反硝化反应,但通过该反应去除的氮素极少。

## 参考文献

- [1] 赵剑强. 含氮有机物厌氧消化化学方程式的研究. 中国沼气, 1996,14(1):10~11.
- [2] 毕东苏,郑广宏,陆烽. 剩余污泥厌氧发酵过程中氮的转化规律与计量关系[J]. 生态环境. 2008,17(4):1403~1406.
- [3] Zhou H. B., Qiu G. Z. Inhibitory effect of ammonia nitrogen on specific methanogenic activity of anaerobic granular sludge [J]. Journal of central south university of technology: English edition, 2006, 13(1): 63~67.
- [4] 周少奇,张鸿郭. 垃圾渗滤液厌氧氨氧化与反硝化的协同作用[J]. 华南理工大学学报(自然科学版). 2008, 36(3):73~76.
- [5] 陈碧美,陆文忠,苏蓉,钱建英. 两次进水SBR法处理养猪场废水厌氧消化液[J]. 能源环境保护. 2010, 24(2):19~26.
- [6] 国家环境保护总局水和废水监测分析方法委员会. 水和废水监

- 测分析方法(第四版)[M]. 北京:中国环境科学出版社. 2002.
- [7] 魏琛,钟仁超,盛贵尚. 氨氮污泥负荷及DO对高浓度亚硝化系统的影响[J]. 重庆大学学报. 2011,34(6):65~68.
- [8] 胡述龙,秦毓茜. 剩余污泥厌氧发酵过程中氮、磷的释放及其回收研究[J]. 河南师范大学学报(自然科学版). 2011,39(3):105~107.
- [9] 尚莹,朱少春. 氨氮处理技术及影响因素[J]. 天津化工. 2011,25(3):58~60.
- [10] Gallert C., Winter J. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic wastes: effect of ammonia on glucose degradation and methane production [J]. Applied microbiology and biotechnology, 1997, 48 (3): 405~410.
- [11] 唐林平. 全程自养脱氮及厌氧氨氧化的研究[D]. 湖南: 湖南大学环境科学与工程学院. 2007.
- [12] 贾传兴,彭绪亚,刘国涛. 有机垃圾两相厌氧消化氨氮累积模型的建立及验证[J]. 重庆大学学报. 2011,34(1):121~127.
- [13] 胡勇有,梁辉强,雒怀庆. 厌氧序批式反应器培养厌氧氨氧化污泥[J]. 华南理工大学学报(自然科学版). 2005,33(10):93~97.