第41卷 第4期　　北京工业大学学报　　Vol. 41 No. 4
2015年4月　　JOURNAL OF BEIJING UNIVERSITY OF TECHNOLOGY　　Apr. 2015

# 基于厌氧氨氧化的城市污水处理厂能耗分析

彭永臻[1]，邵和东[1]，杨延栋[2]，张树军[3]，甘一萍[3]，张　亮[3]
（1. 北京工业大学 北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室，北京　100124；
2. 哈尔滨工业大学 城市水资源与水环境国家重点实验室，哈尔滨　150090；
3. 北京城市排水集团有限公司研发中心，北京　100022）

**摘　要**：基于小试和示范工程的试验研究结果,对基于一体化厌氧氨氧化工艺的城市污水处理厂进行了综合分析和评价. 首先针对主要污染物质进行物质平衡分析,结果表明:与传统 $A^2O$ 城市污水处理工艺技术相比,基于厌氧氨氧化工艺的污水处理厂能在保证出水总氮达一级 A 排放标准的同时,有机物回收量增加 1 倍. 进一步考察了厌氧氨氧化工艺对城市污水处理厂能耗的影响. 曝气能耗的降低和厌氧消化工艺中甲烷产量的提高,使得城市污水处理厂的理论能量自给率达到 90%. 物质平衡分析和能耗分析表明:厌氧氨氧化工艺提高污水厂能量自给率的关键在于实现了污水中有机物和氮污染物去除的分离.

**关键词**：厌氧氨氧化；城市污水；物质平衡；节能降耗
**中图分类号**：X 703.1　　**文献标志码**：A　　**文章编号**：0254-0037(2015)04-0621-07
**doi**：10.11936/bjutxb2014070001

# Energy Consumption of the Municipal Wastewater Treatment Plant With Anammox Process

PENG Yong-zhen[1], SHAO He-dong[1], YANG Yan-dong[2], ZHANG Shu-jun[3], GAN Yi-ping[3], ZHANG Liang[3]
(1. Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environmental Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China;
2. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China;
3. Beijing Drainage Group Co. Ltd., Beijing 100022, China)

**Abstract**: Based on the experimental results of the lab-scale reactor and the operational data of the demonstration project, the wastewater treatment plant with one-stage anammox process was comprehensively evaluated and analyzed in this paper. Firstly, the mass balance of the COD and nitrogen was analyzed. The analysis showed that the effluent of wastewater treatment plant based on anammox process could meet one-class A permitted criteria and the recovery of organic matter doubled when comparing to the traditional $A^2O$ wastewater treatment process. We further investigated the effect of anammox process on energy consumption of the wastewater treatment plant. Due to the reduction of aeration energy consumption and the improvement of methane production in anaerobic digestion process, the theory energy self-sufficiency efficiency of 90% could be achieved. The analysis of mass balance and energy consumption indicated that the separate removal of organic matter and nitrogen in the wastewater pollutants was the key to enhance energy self-sufficiency efficiency.

**Key words**: anammox; municipal wastewater; mass balance; energy saving

目前,为应对污水处理水质标准的提高,城市污水处理厂对于能源和资源的投入逐渐提高. 城市污

收稿日期：2014-07-01
基金项目：国家科技重大专项资助项目(2012ZX07302002-06);北京市科技计划资助项目(D13110900390000)
作者简介：彭永臻(1949—),男,教授,主要从事污水处理与过程控制、脱氮除磷方面的研究,E-mail:pyz@bjut.edu.cn

水处理是能源密集型的综合技术. 污水和污泥的提升、生物处理的曝气和混合、污泥的稳定和处理、辅助机械设备的运转等均消耗大量能源,据推测占据全社会能量消耗的 1%[1]. 而我国能源匮乏,经济发展受能源限制明显,因此污水处理的高能耗已经严重制约了城市水污染防治乃至相关行业的发展.

城市污水中的有机物蕴含丰富的能量,通过污泥厌氧消化产生的甲烷驱动发电机,可以降低能量的外部需求,提高污水处理厂的能源自给率. 但是常规的污水处理工艺难以实现较高的能源回收率[2]. 我国的城市污水有机物含量较低,氮磷营养物去除需要利用进水中的有机物,因此进入到产甲烷阶段的有机物较少,这导致我国污水处理厂的能源自给率普遍较低[3]. 除此之外,常规的硝化反硝化工艺的脱氮效果受有机物的影响显著,在低碳氮比条件下脱氮效率普遍不高[4],为提高脱氮效率,往往需要投加外碳源强化[5].

厌氧氨氧化工艺的出现为城市污水处理厂的发展提供了新的思路[6]. 厌氧氨氧化工艺与常规的硝化反硝化工艺有显著区别,该工艺可直接将氨氮和亚硝酸盐转换为氮气. 而且厌氧氨氧化菌为化能自养型,不需要有机碳源为电子供体[7]. 厌氧氨氧化工艺的应用改变了传统的污水处理工艺流程,实现了碳和氮污染物去除的分离. 厌氧氨氧化脱氮与传统 $A^2O$ 工艺相比,可以节省曝气能耗,不需要额外的有机物作为碳源. 因此,可设计工艺流程实现有机物的充分回收,增加厌氧消化工艺的甲烷产量,提高污水处理厂的能源回收效率.

厌氧氨氧化工艺对城市污水处理厂的污染物去除和能耗均产生了深刻影响. 目前国内的城市污水厌氧氨氧化研究在工艺的启动和优化方面取得了显著的成果[8],但是针对厌氧氨氧化工艺对城市污水处理厂的物质平衡和能耗分析报道仍然较少. 本文以试验研究结果为基础,结合实际污水处理厂运行情况,对比分析了传统 $A^2O$ 污水处理厂和基于一体化厌氧氨氧化工艺的污水处理厂在常温条件下(22 ~28 ℃)主要污染物去除途径,并在此基础上以实际污水处理厂为例,讨论了基于厌氧氨氧化工艺的城市污水厂能量自给的可行性.

## 1 基于 $A^2O$ 工艺和基于一体化厌氧氨氧化工艺的城市污水厂物质平衡分析

### 1.1 物质平衡分析方法与计算公式

对污水处理系统中的碳、氮进行物料平衡分析是评价水厂运行状况的有效方法[9],有助于对生物池中能量流向的了解,对提高生物能量的有效利用,特别是对提高低碳源的生活污水的处理效率有指导意义.

碳的平衡一般用 COD 平衡来表示,进水 COD 主要以随出水离开的 COD、随剩余污泥排放走的 COD、生物氧化和反硝化等作用去除的 COD(COD 在缺氧区主要是在反硝化的过程中去除,在厌氧区主要通过厌氧反硝化和厌氧释磷去除)等 3 种形式离开系统.

$$\mathrm{COD}_{进水} = \mathrm{COD}_{出水} + \mathrm{COD}_{污泥} + \mathrm{COD}_{生物氧化、反硝化} \tag{1}$$

进入系统的氮主要以出水总氮、剩余污泥带走的氮量、通过反硝化作用转化为气态氮这 3 种形式离开系统. 为便于比较分析,将污水原水中 COD 与 TN 均归一化为 100%,流入各个节点和流出各个节点的污染物总量相等.

$$\mathrm{TN}_{进水} = \mathrm{TN}_{出水} + \mathrm{TN}_{污泥} + \mathrm{TN}_{反硝化} \tag{2}$$

### 1.2 物质平衡分析数据来源

根据典型的 $A^2O$ 工艺污水处理厂实际运行数据,包括北京城市排水集团高碑店污水处理厂和小红门污水处理厂近两年全年正常运行天数的主流区污水处理数据和北京小红门污水处理厂污泥处理数据,结合参考文献报道的物质平衡分析方法[10-12],对基于 $A^2O$ 工艺污水处理厂的有机物和氮污染物进行物质平衡分析.

基于一体化厌氧氨氧化工艺的城市污水处理厂有机物和氮污染物物质平衡中主流区污水处理数据根据本实验室试验结果计算,旁侧污泥消化液数据来自北京城市排水集团高碑店污水处理厂短程硝化-厌氧氨氧化一体化工艺处理污泥消化液示范工程[13].

### 1.3 基于 $A^2O$ 工艺的城市污水厂物质平衡分析

污水首先通过初沉池预处理,随后进入 $A^2O$ 生物处理池进行进一步的处理,最后通过二沉池处理后,出水进行排放. 初沉污泥和剩余污泥首先进入到污泥浓缩池进行浓缩,随后进入消化池进行厌氧消化产甲烷,最后通过污泥脱水间进行脱水. 同时污泥脱水上清液回流至初沉池.

基于 $A^2O$ 工艺的城市污水处理厂的物质平衡图如图 1 所示. 污水首先通过格栅、沉砂池和初沉池预处理后,污水中的 COD 和 TN 分别下降 18% 和 13%;随后污水进入 $A^2O$ 生物处理池进行进一步的处理,其中在 $A^2O$ 生物处理池中由于异养菌的作用,占原水比例 45% 的 COD 转化为二氧化碳,同时

在硝化-反硝化作用下，占原水比例 47% 的 TN 转化为氮气；污水通过二沉池后，出水含有 COD 和 TN 分别为进水中的 16% 和 30%.

污泥处理系统的初沉污泥和剩余污泥进入到污泥浓缩池进行浓缩. 消化池中有 20% COD 进行厌氧消化产甲烷，浓缩污泥经过消化池处理后，消化污泥含 COD 为 21%，TN 为 33%；消化污泥经污泥脱水后的脱水污泥含有 COD 和 TN 分别为进水中的 19% 和 18%；回流至初沉池的污泥脱水上清液含有 COD 和 TN 分别为进水中的 2% 和 15%.

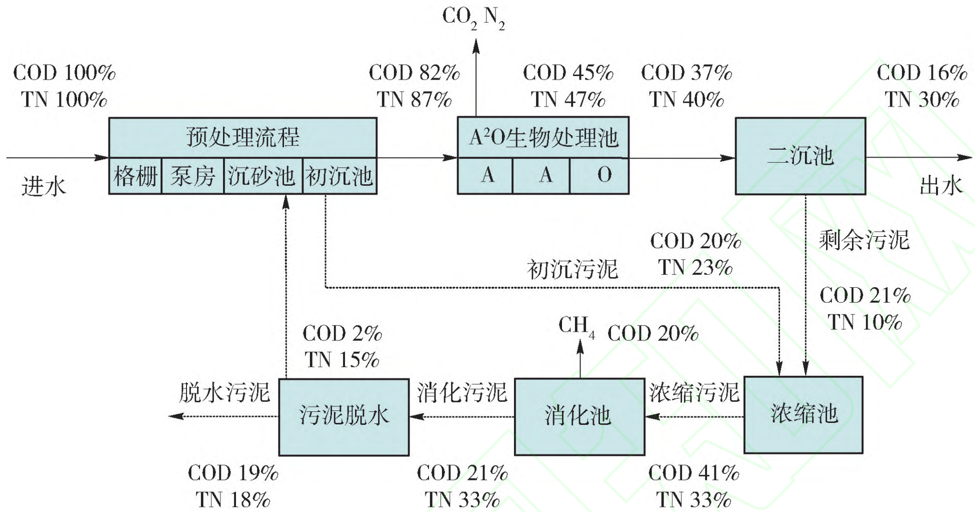


图 1 基于 $A^2O$ 工艺的城市污水处理厂的物质平衡图

Fig. 1 Material balance flow chart of wastewater treatment plant based on $A^2O$ process

## 1.4 基于厌氧氨氧化工艺的城市污水厂物质平衡分析

采用短程硝化-厌氧氨氧化一体化工艺的城市污水厂处理流程如图 2 所示，初沉池出水先是经过 A/O 生物处理池实现有机物去除并转至泥相中，然后 A/O 生物处理池出水经过沉淀池后进入短程硝化-厌氧氨氧化一体化反应器实现氮素的去除. 本实验室试验结果表明：在该运行模式下，污水处理可实现一级 A 排放标准.

污水首先通过格栅、沉砂池和初沉池预处理后，污水中的 COD 和 TN 分别下降 19% 和 13%；随后污水进入 A/O 生物处理池进行处理，其中在 A/O 生物处理池中由于异养菌的作用，占原水比例 9% 的 COD 转化为二氧化碳氧化，同时占原水比例 12% 的

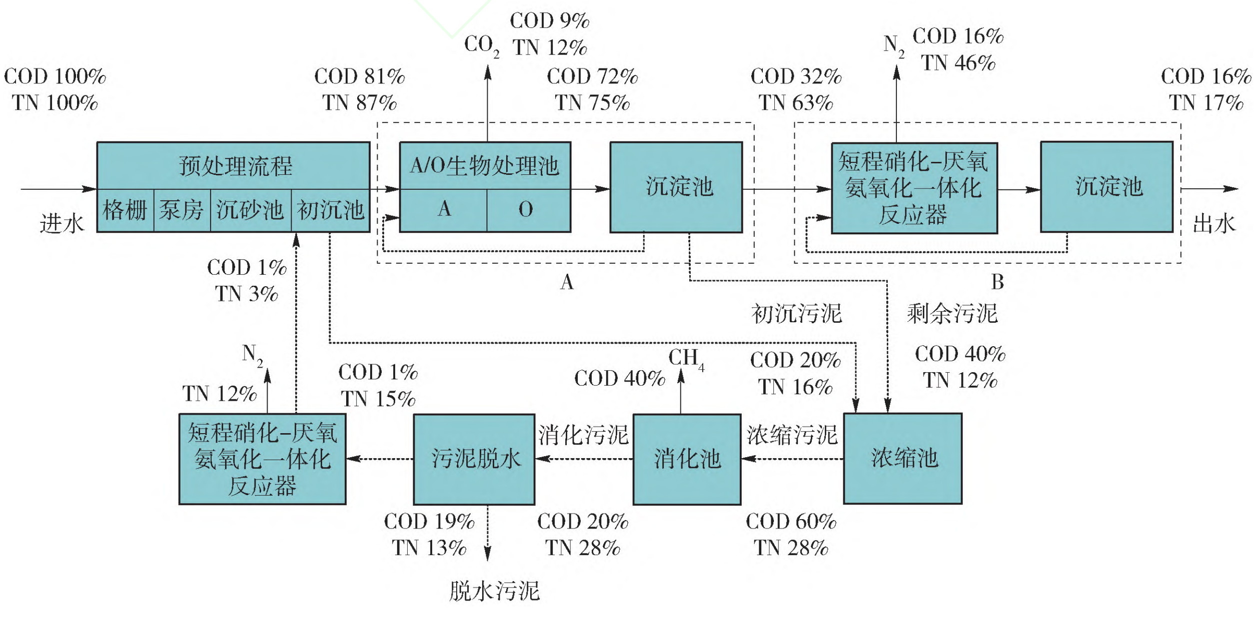


图 2 基于一体化厌氧氨氧化工艺的城市污水处理厂的物质平衡图

Fig. 2 Material balance flow chart of wastewater treatment plant based on one-stage anammox process

TN 转化为氮气;之后污水经过沉淀池出水进入主流区短程硝化-厌氧氨氧化一体化反应器进一步处理,其中由于异养菌的作用,占原水比例 16% 的 COD 转化为二氧化碳氧化,同时在厌氧氨氧化作用下,占原水比例 46% 的 TN 转化为氮气;污水通过沉淀池,出水含有 COD 和 TN 分别为进水中的 16% 和 17%. 污泥处理系统的初沉污泥和剩余污泥进入到污泥浓缩池进行浓缩. 消化池中有 40% COD 进行厌氧消化产甲烷,浓缩污泥经过消化池处理后,消化污泥含 COD 为 20%,TN 为 28%;消化污泥经污泥脱水后的脱水污泥含有 COD 和 TN 分别为进水中的 19% 和 13%;污泥脱水上清液进入旁侧短程硝化-厌氧氨氧化一体化反应器进行旁侧处理,经处理后回流至初沉池的污水含有 COD 和 TN 分别为进水中的 1% 和 3%,同时在旁侧短程硝化-厌氧氨氧化一体化反应器中,由于厌氧氨氧化作用,占原水比例 12% 的 TN 转化为氮气.

目前城市污水厂最广泛应用的是 $A^2O$ 工艺,其中碳源一部分被氧化为二氧化碳,该过程中有机物氧化释放的能量大部分以热量的形式散失,仅有少部分能量转化为反硝化菌的生物质. 因此污水中蕴含的能量(碳源)没有被充分利用,能量回收受限制. 碳源是保证出水总氮达到国家一级 A 标准的瓶颈.

而作为早期应用的 AB 工艺 A 段污泥产量较大,污泥有机物含量极高,可以更有效地回收能量. 但由于 A 段去除了较多的碳源,会造成 B 段流程中碳源不足,难以实现良好的脱氮效果. 为保证出水总氮达到国家一级 A 标准,B 段需要外加碳源,或者整体改造为 $A^2O$ 工艺.

厌氧氨氧化工艺应用到城市污水处理中,可以综合 $A^2O$ 工艺和 AB 工艺的优点,在保证出水总氮达标同时充分回收能量. 基于一体化厌氧氨氧化技术的工艺使得碳氮完全分离,如图 2 所示. 进入到污泥中的碳源增加了 1 倍(达到进水 COD 的 40%). 同时厌氧氨氧化可实现良好的脱氮效果,使出水总氮达标. 而且更多的氮素转化为氮气,而非进入到泥相.

## 2 厌氧氨氧化工艺对污水处理厂能耗的影响

### 2.1 能耗分析方法与计算公式

为便于对比,设 $A^2O$ 工艺各处理单元能耗总和为 100%. 基于厌氧氨氧化工艺的污水处理厂能耗分析,以 $A^2O$ 工艺能耗为基础,分别计算预处理能耗、曝气能耗、污水处理构筑物设备能耗、污泥处理能耗和其他能耗,各部分之和即为基于厌氧氨氧化工艺的城市污水处理厂运行总能耗. 能量自给率为污水厂通过甲烷发电等途径回收的能量占污水厂运行总能耗的百分比. 当能量自给率 >100% 时,污水处理厂为能量输出单位.

$A^2O$ 工艺的能耗分析是以北京市小红门污水处理厂为典型案例,能耗分布由该厂长期运行中各处理单元的实际电耗分析得到. 甲烷能量回收由该厂厌氧消化沼气发电得到的实际电能得到.

基于厌氧氨氧化工艺的污水处理厂预处理单元及照明、锅炉等其他能耗同 $A^2O$ 工艺,曝气、污水处理构筑物设备、污泥处理的能耗及能量回收计算方法如下:

1) 曝气能耗. 假定曝气能耗与供气量成正比. 供气量由工艺需氧量估算. 工艺需氧量由有机物氧化需氧量和硝化需氧量 2 部分组成. 有机物氧化需氧量为被氧化为 $CO_2$ 的 COD 与反硝化所消耗 COD 之差,传统 $A^2O$ 工艺中反硝化所消耗的 COD 为 TN 去除量的 2.86 倍,厌氧氨氧化工艺中反硝化所消耗的 COD 为零. 硝化需氧量为生物脱氮过程中硝化耗氧量. 此外在低 DO 下,混合液中氧转移速率提高,可以进一步节省曝气量. 其他条件相同时,不同 DO($\rho_1$ 和 $\rho_2$)下,曝气量的比值为

$$R_1/R_2=(\rho_s-\rho_2)/(\rho_s-\rho_1) \tag{3}$$

式中 $\rho_s$ 为曝气池内饱和溶解氧质量浓度,此处取 10 mg/L

2) 污水处理构筑物设备能耗. 厌氧氨氧化工艺中设备能耗的计算以 $A^2O$ 工艺各设备的能耗为基础. 其中假设搅拌器的能耗与反应器的体积成正比,处理水量相同时,也与 HRT 成正比;污泥泵的能耗与污泥量成正比.

3) 污泥处理能耗及能量回收. 假定污泥处理能耗与污泥处理量成正比,能量回收与甲烷回收成正比.

### 2.2 基于 $A^2O$ 工艺的城市污水处理厂能耗分布与能源回收

以北京市小红门污水处理厂为例进行能耗分布的比较研究. 该污水厂处理规模为 $60\times10^4$ $m^3/d$,采用 $A^2O$ 处理工艺,污泥处理采用中温厌氧消化方式,通过产生 $CH_4$ 驱动发电机产电,在长期运行时能量自给率在 20% ~40% 波动,平均值为 30% 左右. 出水水质达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级 B 排放标准,该污水处理厂运行总能耗为 $20.3\times10^4$ kW·h/d,各运行单元能耗

分布如图 3 所示[14].

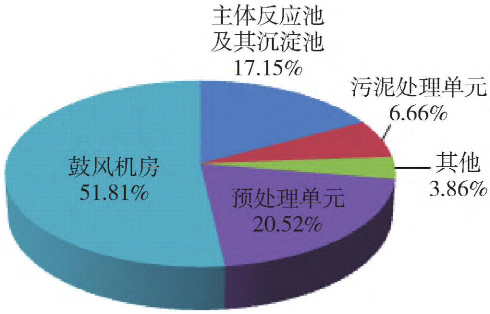


图 3　小红门污水处理厂各单元能耗分布图

Fig. 3　Energy consumption of each unit distribution in Xiaohongmen wastewater treatment plant

## 2.3　基于厌氧氨氧化工艺的污水处理厂能耗与能源回收

以前文中物质平衡分析为基础，结合传统 $A^2O$ 污水处理厂能耗分布情况，对基于厌氧氨氧化的城市污水处理厂能耗和能源回收进行分析. 其中能耗分析包括曝气能耗、污水处理构筑物设备能耗和污泥处理能耗；能源回收分析为污泥厌氧消化产甲烷量.

1）曝气能耗

根据物料衡算结果计算得出，传统 $A^2O$ 污水处理工艺中，曝气池总需氧量为 206.4 mg/L. 其中硝化需氧量为 174.6 mg/L，占总需氧量的 84.6%；被异养菌氧化的有机物约占进水 COD 的 12.74%，需氧量为 31.8 mg/L，占总需氧量的 15.4%.

传统生物脱氮途径为

$$NH_3 + 2O_2 + 5H^+ \longrightarrow 1/2N_2 + H_2O + OH^-$$

短程硝化-厌氧氨氧化途径为

$$NH_3 + 0.85O_2 \longrightarrow 0.11NO_3^- + 0.44H_2 + 0.14H^+ + 1.43H_2O \qquad (5)$$

基于一体化厌氧氨氧化工艺的城市污水处理工艺曝气能耗可显著降低，由式(4)(5)可以得出，脱氮过程理论上可节约 57.5% 的需氧量. 此外，传统 $A^2O$ 污水处理工艺中，为保证硝化效果，曝气池中 DO 质量浓度不宜小于 2 mg/L. 而基于厌氧氨氧化的城市污水处理工艺成功实现了脱氮和除碳的分离，脱氮反应池中 DO 质量浓度可控制在 0.5 mg/L. 低 DO 下，混合液中氧转移速率提高[15]，经计算脱氮过程可以进一步节省约 16% 的曝气量. 因此硝化部分一体化厌氧氨氧化工艺的能耗占传统 $A^2O$ 工艺的比为

$$0.846 \times (1 - 0.575) \times (1 - 0.16) = 30.2\%$$

根据物料衡算，基于厌氧氨氧化工艺的城市污水处理工艺中，被异养菌氧化的有机物仅占进水 COD 的 9%，则相对于传统 $A^2O$ 工艺有机物氧化曝气量可节省 29.3%. 因此有机物氧化部分一体化厌氧氨氧化工艺的能耗占传统 $A^2O$ 工艺能耗的比为

$$0.154 \times (1 - 0.293) = 10.9\%$$

综合硝化和有机物氧化 2 部分节省的曝气量，一体化厌氧氨氧化工艺曝气能耗为 $A^2O$ 工艺曝气能耗的 41.1%（30.2% +10.9%），即基于一体化厌氧氨氧化工艺的城市污水厂鼓风机房能耗占 $A^2O$ 工艺总能耗的 21.29%（51.81% ×41.1%）.

2）污水处理构筑物设备能耗

基于厌氧氨氧化的城市污水处理工艺为双污泥系统，主体反应池包括去除碳、磷的 A/O 反应池和脱氮的一体化厌氧氨氧化反应池. 其中 A/O 反应池按强化生物除磷方式高负荷运行，为进行能耗估算，厌氧 HRT 为 1.0 h，好氧 HRT 为 2.0 h，总 HRT 为 3.0 h. 而传统 $A^2O$ 工艺曝气池 HRT 为 12 h，厌氧 + 缺氧 HRT 取 4 h. 则搅拌器能耗、回流污泥泵能耗均可节省 3/4. 主要耗能设备及能耗见表 1.

**表 1　基于 $A^2O$ 工艺与基于厌氧氨氧化工艺的城市污水厂主体反应池及其沉淀池能耗比较**

**Table 1　Energy comparison of $A^2O$ process and anammox process**

| 耗能设备 | $A^2O$ 工艺/% | anammox 工艺/% | |
|---|---|---|---|
| | | A 段 | B 段 |
| 搅拌器 | 9.40 | 2.35 | |
| 内回流泵 | 1.89 | | |
| 加药泵 | 0.04 | | |
| 回流污泥泵 | 5.10 | 1.28 | 5.38 |
| 二沉刮泥机 | 0.44 | 0.44 | 0.44 |
| 剩余污泥泵 | 0.28 | 0.53 | |
| 总计 | 17.15 | 10.42 | |

注：表中数据均为各设备的能耗占 $A^2O$ 工艺总能耗的百分比.

3）污泥处理能耗及能量回收

污泥处理单元能耗按污泥处理量进行估计. 传统 $A^2O$ 工艺中 41% 进水 COD 储存在污泥中. 而基于厌氧氨氧化的污水处理工艺中 60% 的进水 COD 储存在污泥中，污泥处理量按 $A^2O$ 工艺污泥处理量的 1.5 倍计算，则其污泥处理单元能耗增加 50%，为 $A^2O$ 工艺污泥处理单元的 1.5 倍，即 9.99%. 同时通过厌氧硝化产甲烷回收的有机物占进水 COD

的比例由传统 $A^2O$ 工艺的 20% 增加到 40%,使得回收的能量增加了 1 倍,即表 2 中基于 $A^2O$ 工艺和厌氧氨氧化工艺的城市污水处理厂甲烷能量回收分别占 $A^2O$ 工艺总能耗的 30% 和 60%.

综上所述,得出基于厌氧氨氧化的城市污水处理厂能耗和能源回收情况,如表 2 所示. 可以看到,采用厌氧氨氧化工艺时,城市污水处理厂能源自给率大幅提高. 主要原因在于 2 方面,一是碳氮污染物去除的分离,使得有机物可充分回收,甲烷产量可增加 1 倍,二是污水厂运行能耗尤其是曝气能耗也大幅度削减.

国际上的报道充分肯定了厌氧氨氧化处理城市污水的可行性与优势,认为该工艺有助于实现全球污水处理的能量零消耗乃至产能[6]. 奥地利的 Strass 水厂消化液厌氧氨氧化辅以厨余垃圾,实现了能量自给[16]. 目前主流区的试验也在进一步地进行. 我国配有污泥消化系统的污水处理厂能量自给率约为 30%[17],当进水 COD 较高时能量自给率可进一步提高[18]. 但由于传统 $A^2O$ 工艺中氮磷的去除都需要水中的有机物,用于厌氧消化产甲烷的有机物较少,使得能量自给率很难进一步提高. 而应用厌氧氨氧化技术,城市污水处理厂的能量自给率将有明显提高.

**表 2 基于 $A^2O$ 工艺和厌氧氨氧化工艺的城市污水处理厂能耗对比**

**Table 2 Energy comparison of wastewater treatment plant based on $A^2O$ process and anammox process**

| 单元 | 耗能项目 | $A^2O$ 工艺/% | anammox 工艺/% |
|---|---|---|---|
| 预处理单元 | 格栅、进水泵、沉砂池、初沉池 | 20.52 | 20.52 |
| 鼓风机房 | 鼓风机 | 51.81 | 21.29 |
| 主体反应池及其沉淀池 | 曝气池、污泥泵、沉淀池 | 17.15 | 10.42 |
| 污泥处理单元 | 污泥浓缩、消化与脱水 | 6.66 | 9.99 |
| 其他 | 锅炉、照明等 | 3.86 | 3.86 |
| 运行总能耗 | — | 100.00 | 66.08 |
| 甲烷能量回收 | — | 30.00 | 60.00 |
| 能量自给率 | — | 30.00 | 90.80 |

注:表中数据均为各单元能耗占 $A^2O$ 工艺总能耗的百分比.

## 3 结论

1) 基于一体化厌氧氨氧化技术的工艺实现了污水中有机物和氮污染物去除的分离,提高城市污水处理厂的能量自给率至 90%.

2) 基于一体化厌氧氨氧化工艺的城市污水处理厂能量自给率提高的关键在于曝气能耗的降低和厌氧消化工艺中甲烷产量的提高.

3) 厌氧氨氧化处理城市污水的综合评价,除了包括污染物去除和能耗外,还应该进一步分析资源回收和温室气体排放. 城市污水厌氧氨氧化工艺的开发和完善,虽然理论上可以节省能耗,但是在实际上仍需要进一步的深入研究[19].

**参考文献:**


[1] 赵正权, 徐冬, 张浩, 等. 中国污水处理电耗分析和节能途径[J]. 科技导报, 2010, 28(22): 43-47.
ZHAO Zheng-quan, XU Dong, ZHANG Hao, et al. Power consumption of wastewater treatment and the measures of energy saving[J]. Science & Technology Review, 2010, 28(22): 43-47. (in Chinese)

[2] SHOENER B D, BRADLEY I M, CUSICK R D, et al. Energy positive domestic wastewater treatment: the roles of anaerobic and phototrophic technologies [J]. Environmental Science: Processes & Impacts, 2014, 16(6): 1204-1222.

[3] 杨凌波, 曾思育, 鞠宇平, 等. 我国城市污水处理厂能耗规律的统计分析与定量识别[J]. 给水排水, 2008, 34(10): 42-45.
YANG Ling-bo, ZENG Si-yu, JU Yu-ping, et al. Statistical analysis and quantitative identification of energy consumption in China's municipal wastewater treatment plant[J]. Water & Wastewater Engineering, 2008, 34(10): 42-45. (in Chinese)

[4] de CLIPPELEIR H, YAN X, VERSTRAETE W, et al. OLAND is feasible to treat sewage-like nitrogen concentrations at low hydraulic residence times [J].

Applied Microbiology and Biotechnology, 2011, 90(4): 1537-1545.

[5] KUBA T, van LOOSDRECHT M C M, HEIJNEN J J. Phosphorus and nitrogen removal with minimal COD requirement by integration of denitrifying dephosphatation and nitrification in a two-sludge system[J]. Water Research , 1996, 30(7): 1702-1710.

[6] KARTAL B, KUENEN J G, van LOOSDRECHT M C M. Sewage treatment with anammox[J]. Science, 2010, 328 (5979): 702-703.

[7] SIEGRIST H, SALZGEBER D, EUGSTER J, et al. Anammox brings WWTP closer to energy autarky due to increased biogas production and reduced aeration energy for N-removal[J]. Water Science and Technology, 2008, 57 (3): 383-388.

[8] MA B, ZHANG S J, ZHANG L, et al. The feasibility of using a two-stage autotrophic nitrogen removal process to treat sewage[J]. Bioresource Technology, 2011, 102 (17): 8331-8334.

[9] NOWAK O, FRANZ A, SVARDAL K, et al. Parameter estimation for activated sludge models with the help of mass balances[J]. Water Science and Technology, 1999, 39 (4): 113-120.

[10] 葛士建，彭永臻，张亮，等. 改良 UCT 分段进水脱氮除磷工艺性能及物料平衡[J]. 化工学报，2010，61 (4)：1009-1017.
GE Shi-jian, PENG Yong-zhen, ZHANG Liang, et al. Performance and material balance of modified UCT step feed enhanced biological nitrogen and phosp hate removal process[J]. Journal of Chemical Industry and Engineering, 2010, 61(4): 1009-1017. (in Chinese)

[11] 黄满红，李咏梅，顾国维. $A^2/O$ 系统中碳、氮、磷的物料平衡分析[J]. 中国给水排水，2009，25(13)：41-44.
HUANG Man-hong, LI Yong-mei, GU Guo-wei. Analysis on mass balance of carbon, nitrogen and phosphorus in $A^2/O$ process[J]. China Water & Wastewater, 2009, 25 (13): 41-44. (in Chinese)

[12] 魏政. 某污水厂脱氮工艺过程物料平衡分析[D]. 西安：长安大学市政工程学院，2013.
WEI Zheng. Analysis on the material balance of nitrogen removal in a certain sewage treatment plant[D]. Xi'an: School of Municipal Engineering, Chang'an University, 2013. (in Chinese)

[13] 张亮. 高氨氮污泥消化液生物脱氮工艺与优化控制[D]. 哈尔滨：哈尔滨工业大学市政环境工程学院，2013.
ZHANG Liang. Development and optimazation of the nitrogen removal of high ammonium sludge dewatering water[D]. Harbin: School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, 2013. (in Chinese)

[14] 常江，杨岸明，甘一萍，等. 城市污水处理厂能耗分析及节能途径[J]. 中国给水排水，2011，27(4)：33-36.
CHANG Jiang, YANG An-ming, GAN Yi-ping, et al. Energy consumption analysis and energy saving solutions in WWTP[J]. China Water & Wastewater, 2011, 27 (4): 33-36. (in Chinese)

[15] 彭永臻，郭建华，王淑莹，等. 低溶解氧污泥微膨胀节能理论与方法的发现、提出及理论基础[J]. 环境科学，2008，29(12)：3342-3347.
PENG Yong-zhen, GUO Jian-hua, WANG Shu-ying, et al. Energy saving achieved by limited filamentous bulking under low dissolved oxygen: derivation, originality and theoretical basis[J]. Environmental Science, 2008, 29 (12): 3342-3347. (in Chinese)

[16] WETT B, OMARI A, PODMIRSEG S M, et al. Going for mainstream deammonification from bench to full scale for maximized resource efficiency[J]. Water Science and Technology, 2013, 68(2): 283-289.

[17] 郝晓地，刘然彬，胡沅胜. 污水处理厂"碳中和"评价方法创建与案例分析[J]. 中国给水排水，2014，30 (2)：1-7.
HAO Xiao-di, LIU Ran-bin, HU Yuan-sheng. Creation of evaluation method of "carbon neutral" for WWTPs and analysis of a practical case[J]. China Water &Wastewater, 2014, 30(2): 1-7. (in Chinese)

[18] JIM F. Encouraging energy efficienc in US wastewater treatment[J]. Water 21, 2009, 11(3): 32-34.

[19] NOWAK O, KEIL S, FIMML C. Examples of energy self-sufficient municipal nutrient removal plants[J]. Water Science and Technology, 2011, 64(1): 1-6.

(责任编辑　张　蕾)