

• 水业导航 •

# 城镇污水处理技术升级的挑战与机遇

中国市政工程华北设计研究总院有限公司总工程师 郑兴灿博士

DOI:10.13789/j.cnki.wwe1964.2015.0212

## 0 引言

“九五”期间,我国重点流域水污染防治规划开始实施,城镇污水处理设施的建设和运行开始成为各地落实水污染物减排责任目标的主要途径。“十五”和“十一五”期间,在中央财政资金和相关政策的大力支持下,城镇污水处理设施建设规模快速增大。“十二五”期间,城镇污水处理厂工程建设逐渐延伸到大片的县城和乡镇。与此同时,城镇污水处理厂的出水排放标准大幅度提升,一级 A 标准提标改造、再生水利用和污泥处理处置成为工程建设项目的重要内容,一大批污水处理新工艺、新技术、新设备和新产品得到推广应用。

最新发布的《水污染防治行动计划》更是明确提出,现有城镇污水处理设施,要因地制宜进行改造,2020 年底前达到相应排放标准或再生利用要求;敏感区域(重点湖泊、重点水库、近岸海域汇水区域)城镇污水处理设施应于 2017 年底前全面达到一级 A 排放标准,建成区水体水质达不到地表水 IV 类标准的城市,新建城镇污水处理设施要执行一级 A 排放标准;到 2030 年,力争全国水环境质量总体改善,水生态系统功能初步恢复。

实际上,当前我国城镇污水处理设施的建设和运行,已经不仅仅是全面推行一级 A 排放标准的现实要求,在北方缺水地区和南方敏感水体区域已经开始形成高品质再生水利用和高标准深度除磷脱氮的发展需求。但我国城镇污水具有不同于欧美国家的一些独有特性,普遍存在水质水量变化幅度大、碳氮比偏低、无机悬浮固体含量高、冬季水温低、工业有毒有害污染物冲击、提标改造建设用地受限等突出问题,明显影响污水处理设施的技术复杂度、运行性能、能耗物耗、工程投资和成本费用,城镇污水处理设施的新建、改造和运行面临一系列技术瓶颈,对城镇污水处理的进一步提升形成严峻挑战的同时,也带来了重大技术突破的发展机遇。

## 1 城镇污水处理厂出水水质提升

### 1.1 常规水质指标的提升空间

#### 1.1.1 化学需氧量(COD)

在泥龄较长的污水生物除磷脱氮(BNR)工艺系统中,溶解性快速生物降解 COD( $S_s$ )通常不到 10 min 就全部去除,颗粒性慢速生物降解 COD( $X_s$ )和颗粒性惰性有机物( $X_i$ )可被活性污泥快速絮凝并成为活性污泥组分, $X_s$  随后慢速生物降解。而进水中的溶解性不可生物降解 COD( $S_i$ )基本不变化,随出水排出并决定出水溶解性 COD 浓度的高低。

在居民生活污水、食品加工和酿造类废水中, $S_i$  所占的比例一般不到 5%。在正常进水水质条件下,城镇污水处理厂二级处理出水的 COD 浓度是可以稳定达到一级 A 标准的,超标情况主要源自工业废水溶解性难生物降解有机物的不利影响。

延长生物除磷脱氮系统的运行泥龄,在一定程度上有助于出水溶解性 COD 浓度的降低,但作用十分有限。二级生物处理出水的混凝过滤一般仅能去除 10 mg/L 左右 COD。当出现出水 COD 浓度超标时,应首先分析进水的来源,是否存在化工、制药和印染类工业废水,测定进水 COD 的  $S_i$  组分比例,通过重点监控工业废水的排入来加以解决。

除了进水来源控制之外,如果需要进一步降低出水溶解性 COD 浓度,就需要采用反渗透(RO)、臭氧氧化、活性炭吸附等高级深度处理技术。

#### 1.1.2 五日生化需氧量( $BOD_5$ )

污水生物处理系统能够非常有效地降低  $BOD_5$  浓度。对于出水溶解性  $BOD_5$ ,泥龄 5d 左右的常规生物处理系统低于 10 mg/L,泥龄 15d 左右的除磷脱氮系统低于 5 mg/L;更长泥龄的强化生物除磷脱氮系统为 3 mg/L 左右。出水悬浮性  $BOD_5$  浓度则取决于出水 SS 及其可生物降解有机组分含量。

因此,城镇污水处理厂的出水  $BOD_5$  是可以稳定达标的,除非发生活性污泥中毒、曝气池供氧严重不足、二沉池污泥流失等极为特殊的运行情况。

需要注意的是,二级生物处理出水  $BOD_5$  测定会受到  $NH_3-N$  生物氧化的影响,需要在溶解氧瓶中加入硝化抑制剂(例如烯丙基硫脲),将有机物与  $NH_3-N$  的生物氧化耗氧量区分开。另外,城镇污水  $BOD_5/COD$  比值一般 0.4~0.5,控制  $NH_3-N$  对测定值的影响,出水  $BOD_5/COD$  比值应该在 0.1 左右。

### 1.1.3 悬浮固体(SS)

没有特殊工业废水或建筑工地排水影响的情况下,进入生物处理系统的 SS 能够全部被活性污泥絮凝并成为活性污泥组分,其中可生物降解有机物组分在生物处理过程中氧化分解或转化为活性微生物组分。因此,可以认为二沉池出水中的 SS 来自分散及溢流的活性污泥絮体,其组分与活性污泥相同,并可以根据其有机物含量计算出相应的 COD 值。

在设计合理且运行良好的生物除磷脱氮系统中,二沉池出水 SS 浓度在部分时段可降低到 10 mg/L 以下,但由于实际运行参数和环境条件的不时变动,包括季节变换和温差影响,多数时段在 10~20 mg/L 范围内波动,需要通过混凝沉淀、介质过滤或膜过滤等技术方法来保障稳定达标。介质过滤出水 SS 通常在 5 mg/L 以下,可以达到 2~3 mg/L;膜法过滤可以达到更低的出水 SS 浓度和浊度。

### 1.1.4 氨氮( $NH_3-N$ )与总氮(TN)

在污水生物除磷脱氮系统中,如果实际运行泥龄达到 15 d 左右且非曝气区污泥量比值低于 0.5 时,具备  $NH_3-N$  完全硝化的工艺条件,只要水温、碱度、溶解氧等环境条件比较合适,出水  $NH_3-N$  浓度可以降低到 1.0 mg/L 以下,甚至接近于 0。生物曝气池的水温是影响生物硝化的最主要环境因素,一旦低于 10℃,硝化菌的生长速率与活性就会明显降低。

TN 去除效果受制于进水碳氮比( $BOD_5/TN$ ),其他影响要素包括泥龄、非曝气污泥量比值、碳源构成及质量、水温、污泥回流比与混合液回流比等。我国大部分城镇污水处理厂进水碳氮比偏低,出水 TN 的一级 A 稳定达标是最主要的难题。

除了强化生物脱氮系统对内部碳源的利用和提高反硝化效率,在某些时段通过投加外部碳源来提高反硝化能力,也是必要的稳定达标把关措施。外部碳源投加可以在生物处理段进行,也可以与后续

过滤处理相结合,以同时实现 TN 和 SS 等水质指标的达标,但外加碳源会导致能耗和成本的升高。

国家环境保护部发布的《水质 总氮的测定 碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法》(HJ 636-2012)测定的 TN 浓度值中包含传统凯氏氮(TKN)方法未能包含的部分特殊含氮有机物。这些来自化工、制药类废水的特殊含氮化合物是不可生物氮化的,会影响出水 TN 的达标考核,需要强化源头控制。

在德国城镇污水处理厂排放标准中,明确规定出水 TN 为无机性 TN 组分,也就是  $NO_3^- - N + NH_3 - N$ ,这就排除了含氮有机化合物对达标考核的影响。

### 1.1.5 总磷(TP)

在各种形式的磷酸盐中,水体藻类最容易吸收和利用的是正磷酸盐,属于可生物利用磷;无机磷酸盐沉淀物难以被藻类直接利用,属于难以生物利用磷。多聚磷酸盐在酸性条件或生物除磷环境下可以水解成正磷酸盐,使其易于生物或化学去除。

在正常运行的生物除磷脱氮系统中,多数时段出水 TP 浓度可以达到 1 mg/L 以下,部分时段甚至降低到 0.5 mg/L 以下,但波动较大,不易稳定。对于一级 A 稳定达标,通常还需要采用化学除磷方法作为达标把关措施。化学除磷可以与二级生物处理系统协同进行,但长期连续化学协同除磷是否会对生物除磷功能产生不利的以及影响程度如何,还有待进一步试验研究和生产性运行验证。

总的来说,TP 的一级 A 稳定达标难度不大,只要工艺设计合理,运行管理得当,现有工艺技术能够稳定达到一级 A 标准。如果要将 TP 水质标准进一步提升到 0.2 mg/L 水平,则需要深度化学处理;如果要提升到 0.05 mg/L 水平,常规的生物与化学除磷方法难以稳定达到,需要开发应用新的技术。

## 1.2 影响稳定达标及水质提升的水质因素

### 1.2.1 污水 SS/ $BOD_5$ 比值

污水悬浮固体(SS)中的可沉组分及部分不可沉组分可以通过初沉池加以去除,大部分不可沉分会进入后续的生物处理系统。在可快速沉降的组分中含有较高比例的细微无机泥砂,如果不设置初沉池,SS 中的惰性有机物和无机物就会成为影响活性污泥产率及生物反硝化速率的重要因素。

城镇污水 SS 中的无机组分主要源自泥砂、土壤、固体废弃物和大气沉降物,一般通过城镇地表径

流、厨房清洗水、工业废水、建筑排水和干湿沉降等途径进入污水管网系统,导致我国城镇污水的 SS/BOD<sub>5</sub> 比值普遍偏高,尤其南方地区。全国 36 座重点城市中有 28 座城市的污水 SS/BOD<sub>5</sub> 高于 1.5, 部分城市高于 2.0。图 1 为无锡市 21 座污水处理厂月均 SS/BOD<sub>5</sub>, 最低 1.5, 最大 2.35, 说明 SS 的无机组分含量普遍偏高并具有明显的波动特征。

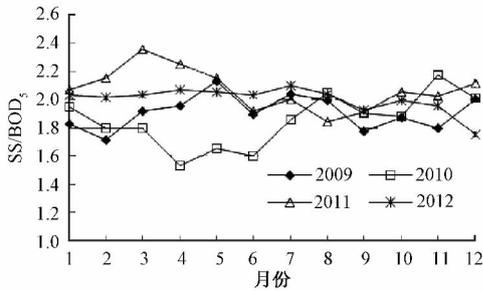


图 1 无锡市城镇污水 SS/BOD<sub>5</sub> 比值的月均变化

如图 2 所示,污水 SS/BOD<sub>5</sub> 对活性污泥产率及活性具有显著的影响,这也是我国城镇污水处理厂运行效率偏低,污泥厌氧消化系统难以稳定运行的重要原因,细微无机泥砂和惰性杂质含量过高。

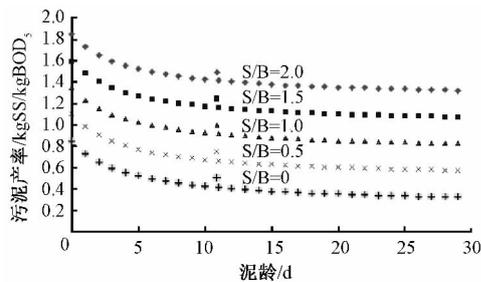


图 2 进水 SS/BOD<sub>5</sub> 对活性污泥产率的影响

### 1.2.2 污水 BOD<sub>5</sub>/TN 比值

污水碳氮比(BOD<sub>5</sub>/TN)是生物脱氮效果的决定性因素,单位硝态氮去除所需的 BOD<sub>5</sub> 消耗量一般为 5.0~5.5 mg BOD<sub>5</sub>/mg N。TN 稳定达标所需的碳源量主要取决于需要反硝化去除的 TN 量。进水 TN 浓度越高,达标所需的 BOD<sub>5</sub>/TN 比值也越高。如果进水 TN 浓度较低,即使 BOD<sub>5</sub>/TN 比值较小,其处理出水的 TN 也能够达标。因此,全国一刀切的出水浓度控制标准具有明显的不合理之处。

如果进水 TN 浓度较高,BOD<sub>5</sub>/TN 比值又较低,就需要外加碳源才能达到期望的生物脱氮效果。只要碳源充足,工艺设施具备相应能力,出水 TN 浓

度就可以稳定达到一级 A 标准,有时甚至 5 mg/L 以下。但我国 60% 以上城镇污水处理厂存在 BOD<sub>5</sub>/TN 比值偏低的问题,图 3 为江苏某污水处理厂进水的 BOD<sub>5</sub>/TN 比值的波动情况,波动幅度大,碳源季节性不足,直接影响生物脱氮能力和运行稳定性。

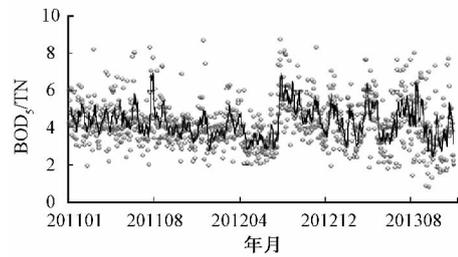


图 3 江苏某污水处理厂进水 BOD<sub>5</sub>/TN 比值

### 1.2.3 冬季低温条件的影响

低温会导致生物降解能力和生长速率的下降,对生物处理系统的 NH<sub>3</sub>-N 硝化能力有非常显著的影响。图 4 为全国城镇污水处理厂出水 NH<sub>3</sub>-N 浓度的月均值变化,呈现明显的季节性交替变化特征,冬季低温时段的 NH<sub>3</sub>-N 去除能力有所降低。

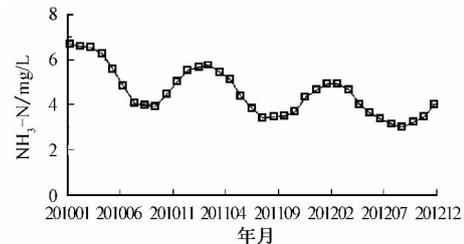


图 4 全国城镇污水处理厂出水 NH<sub>3</sub>-N 月均值变化

不同地域城镇污水的 NH<sub>3</sub>-N 平均浓度差异较大,图 5 为 2012 年我国南北方城镇污水处理厂进出水 NH<sub>3</sub>-N 浓度的总体变化。

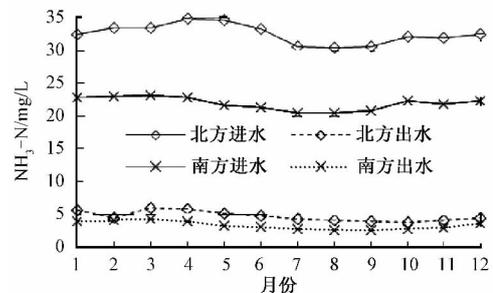


图 5 南北方城镇污水处理厂 NH<sub>3</sub>-N 月均浓度差异

## 2 一级 A 稳定达标的工艺路线及技术设备发展

在城镇污水处理厂一级 A 稳定达标的工艺技

术决策过程中,有必要遵循“先源头控制,后强化处理;先功能定位,后单元比选;先优化运行,后工程措施;先内部碳源,后外加碳源;先生物除磷,后化学除磷”的总体技术原则,确定整体工艺路线及方案。在此基础上,根据“泥龄、电子受体、流态分布、污泥维持、物理实施”等5个组成要素在时间、空间和实施方式上的不同组合,筛选出具有达标优势、技术可行、经济合理的工艺实施方案。

泥龄和电子受体供给方式是生物处理工艺的核心部分,污泥产生量、生物池容积和出水水质的决定性因素。生物池水力流态分布影响物料传递与分布,进而影响运行性能和稳定性。污泥维持方式的不同选择影响运行控制灵活性和污泥浓度,设置二沉池有利于工艺灵活调节和运行稳定,MBR技术的应用可以提高功能微生物的滞留能力和生物量。

工艺设备类别和构筑物形式的物理实施是污水处理工艺流程及设计理念的具体化与实体化,对污水处理设施的日常运行管理、功能调整、能耗物耗和成本费用均有较大的影响,同时需要确保系统的安全和稳定,具备故障诊断和自响应等方面能力。

### 2.1 满足除磷脱氮功能要求的工艺流程示例

根据我国城镇污水水质浓度和排放标准,在此给出如表1所示的污水处理工艺流程及工艺单元组合的示例建议。由于地域自然环境与经济社会发展的明显差异,实际污水处理工艺流程的选择与调整应因地制宜、因时而异,工艺单元组合要充分考虑到运行调整灵活性,以及后续的运行优化与技术升级。

表1 城镇污水处理工艺流程及工艺单元组合示例

浓度	一级 B 标准	一级 A 标准
超低	CEPT 或 BEPT+BF	CEPT 或 BEPT+BF+F
低	PS+BNR <sub>1</sub> +(CPR)	PS/F+BNR <sub>2</sub> (CA)+CPR+F
中	PS+BNR <sub>2</sub> +(CPR)	PS/F+BNR <sub>3</sub> (CA)+CPR+F
高	PS+BNR <sub>2</sub> +(CPR)	PS/F+BNR <sub>3</sub> (CA)+CPR+F
超高	PS+BNR <sub>3</sub> +(CPR)	PS/F+BNR <sub>3</sub> (CA)+CPR+F
注释	PS/F:初沉池或初沉发酵;CEPT:化学强化一级处理 BEPT:生物强化一级处理;BF:生物膜法工艺单元 CPR:单独或协同化学除磷;CA:外部碳源投加 BNR <sub>1</sub> :中短泥龄(6~10d)BNR系统;()代表可选 BNR <sub>2</sub> :中长泥龄(10~15d)BNR或等效工艺系统 BNR <sub>3</sub> :长泥龄(15d以上)BNR或BNR-IFAS系统 F:介质过滤或膜过滤;或者与BNR组合的MBR系统	

对于城镇污水处理厂前端的雨污水管网系统,需要着重考虑水质水量波动的平衡调节、泥砂进入

的有效控制和碳源有机物损耗的尽量避免,以及外部水入渗和SS沉积。预处理工艺单元需要着重解决进水惰性悬浮固体(漂浮物、泥砂)的去除、峰值流量的削减和碳源质量的改善。二级强化处理单元要着重解决有机物和氮磷的高效去除或转化。深度处理单元满足排放标准或再生水的水质要求。

### 2.2 一级 A 稳定达标生物除磷脱氮工艺流程示例

针对我国城镇污水处理厂进水碳氮比过低,生物脱氮不够理想,生物除磷性能不稳定的情况,中国市政工程华北设计研究总院在回流污泥反硝化生物除磷脱氮(改良A<sup>2</sup>/O)工艺和改良Bardenpho工艺工程实践和试验研究的基础上,结合固定膜-活性污泥(IFAS)技术,于2007年提出了如图6所示的改良A<sup>2</sup>/O-IFAS组合工艺流程,2011年提出了如图7所示的回流污泥反硝化改良Bardenpho工艺流程,并开展了实际工程应用与生产性运行测试。

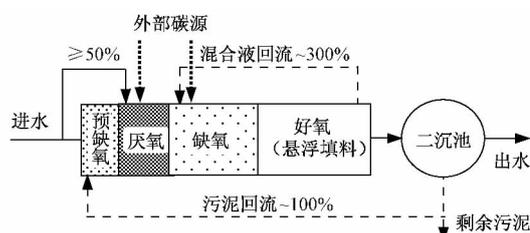


图6 回流污泥反硝化改良A<sup>2</sup>/O-IFAS工艺流程

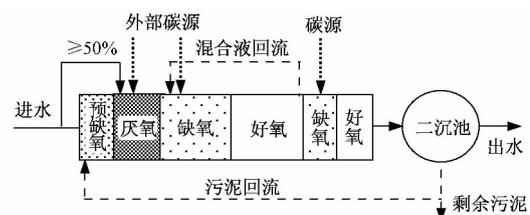


图7 回流污泥反硝化改良Bardenpho工艺流程

改良A<sup>2</sup>/O-IFAS组合工艺流程主要适合于占地受限情况下的提标改造工程,好氧池的部分区段改造为IFAS系统,投加悬浮填料,保障冬季低温条件下的硝化效果,同时可以增加反硝化区的容积比例,提高内部碳源的利用率,增强生物脱氮能力。

回流污泥反硝化改良Bardenpho工艺流程适用于进水TN浓度较高、排放标准一级A以上的新建和改扩建工程,其中位于生物池末端的缺氧区和好氧区停留时间分别控制在0.5h左右,适当投加外部碳源,进行深度反硝化,例如出水TN 5 mg/L。

在进水TN浓度较高、碳氮比偏低,需要投加外部碳源的情况下,对有机酸类快速碳源,建议全部或

部分投加到厌氧区,增强生物除磷的同时,还基本不影响外部碳源所形成的反硝化能力,以获得一碳多用的效果。但由于反硝化除磷具有地域性和运行效果不确定性,实际运行管理中需要通过生产性运行测试来确定投加量和不同投加点的比例。

### 2.3 城镇污水处理技术设备的若干新发展

“十一五”期间,作为太湖流域水污染治理的重点工程,无锡市芦村污水处理厂在前三期工程提标改造和四期工程新建过程中,采用了国内自主开发并吸纳国际先进技术的工艺流程及单元技术,强化了一级预处理功能,优化了除磷脱氮工艺,增加了多种类型的深度处理单元,并引进发达国家的關鍵设备及先进仪器仪表,引领了我国城镇污水处理厂的一级 A 提标改造,并由此催生了我国城镇污水处理若干新技术新设备的快速发展和规模化应用。

#### 2.3.1 新型格栅解决细微缠绕物问题

我国早先常用的格栅多为宽间距、粗放式结构,对细微缠绕物和颗粒物的拦截能力较差,导致大量头发丝、纤维织物、塑胶碎片、植物硬壳、卫生用品等进入生物处理系统,造成膜组件等设备及管道的堵塞、磨损或仪表失灵,影响正常运行和感观。

近年来,国内企业成功研发了不同规格的 0.75~1.5 mm 孔径转鼓式、内进流式和平板式拦污格栅,产品性能达到国际同类产品水平,形成系列化生产能力,并以相对低廉的价格迅速占领国内市场,成为 MBR、反硝化滤池等工艺单元的安全运行保障,在很多一级 A 标准污水处理工程中得到应用。

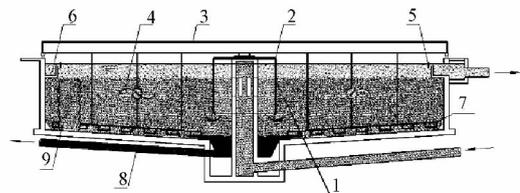
#### 2.3.2 新型初沉发酵池改善碳源和污泥活性

投加甲醇、乙酸、乙酸钠等外部碳源实属大部分高排放标准城镇污水处理厂的无奈之选,内部碳源的开发利用成为近年的重要关注点,初沉发酵池、初沉污泥发酵和剩余污泥破解等技术应需而生。

如图 8 所示,初沉发酵池将悬浮固体沉降与有机物组分解发酵有效融合,水力停留时间可降至传统初沉池的 1/2,通过超低速旋转的悬浮污泥层,形成各种剥离、网捕和生物作用,促进有机物和无机固体的分离,降低进入后续生物处理系统的悬浮固体无机组分含量,同时改善碳源质量,有效提高生物池的活性生物量,节省建设用和处理成本。

#### 2.3.3 悬浮填料 IFAS 系统增强冬季硝化能力

我国许多城镇污水处理厂提标改造面临土地空间短缺和冬季硝化能力差的问题,太湖流域冬季生



1 主体构造 2 进水 3 桥架 4 推进器 5 出水堰板  
6 出水槽 7 刮泥装置 8 底泥排放 9 悬浮污泥层

图 8 初沉发酵池工艺系统示意

物硝化受低温影响最明显,西北、东北、华北等地区也有同样问题,实践表明,在污水生物处理曝气池内投加悬浮填料是解决此问题的有效之道。

如图 9 所示,在生物曝气池局部区域投加可流化的悬浮填料,作为硝化菌富集生长的载体,功能微生物以悬浮态和附着态共存,自养硝化菌与异养反硝化菌的赋存场所相对分离,在明显增强硝化能力的同时,突破现有工艺对非曝气区容积比例的限制,相应提高反硝化能力并缓解生物脱氮与生物除磷的泥龄矛盾,除磷脱氮效果相应得到整体改善。

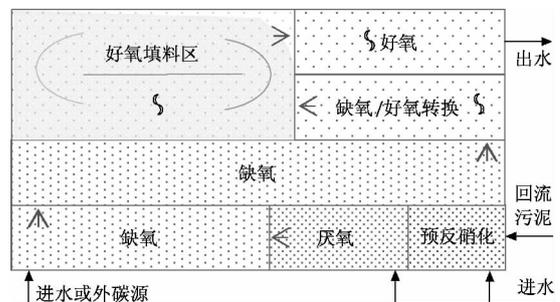


图 9 改良 A<sup>2</sup>/O-IFAS 工艺系统布局示意

#### 2.3.4 机械过滤设备替代传统砂滤池系统

常规混凝—沉淀—过滤具有技术成熟、效果稳定和运行可靠的优势,但占地和水头损失较大,在提标改造工程中往往缺乏应用条件。而机械过滤的占地仅为砂滤的 10%~15%,并节省 80% 以上的能耗。

机械过滤设备主要有纤维转盘滤池和转盘式微过滤器。当二级处理出水 SS 不超过 20 mg/L 且 TP 含量较低,或者对出水 TP 不作要求时,可以直接采用机械过滤,不需要混凝沉淀预处理。目前,纤维转盘过滤设备已经在上百座污水处理厂应用。

### 3 城镇污水的能源化与资源化利用发展方向

#### 3.1 城镇污水能源化资源化的发展理念

随着我国人口的增长和城镇化发展,特别是经济发达、人口密集的东部区域,能源资源消耗总量及

集中度持续升高,资源短缺和环境污染的双重矛盾日益突出,对经济社会可持续发展构成了制约。

立足于经济社会发展对节能减排和低碳模式的追求,从城镇污水等排放物、废弃物中回收有价值的资源与能源,对于污染物减排、能耗物耗的降低以及环境污染控制水平的整体提升,均具有重要的战略意义和显著的社会效益。

因此,如何高效利用有限水资源、减少温室气体排放以及推动废弃资源的回收利用,成为当前必须加以考虑和逐步解决的重大战略问题和科技发展需求,而城镇污水的能源化和资源化利用无疑是最重要且最为可行的发展方向之一。

城镇污水的能源化资源化包括以下途径:

- (1)污水再生利用,通过水量的回收,水质的部分或完全恢复,达到特定用水途径的功能要求;
- (2)能源化利用,通过有机物的沼气和污水源热能利用,减少 CO<sub>2</sub> 排放量,回收热能与电能;
- (3)碳源有机物回收利用,直接回收利用有价值有机物,转化为可降解塑料产品或作为碳源;
- (4)矿物回收利用,例如,磷、氮、硫的回收。

这就需要改变传统的污水处理理念和技术思路,改变当前污水处理消耗大量电能、药剂和碳源的状况,不再以污染物的完全矿化为主导,真正从“必须从污水中去除什么”转变为“能够从污水中回收到什么”的技术发展思路,将城镇污水处理由不得已的被动行为逐步转变为可持续的积极行动。

### 3.2 城镇污水能源化资源化利用的基本途径

污水中蕴含大量有机物(碳能源)、氮磷营养盐和各种矿物组分,从水污染控制角度,这些都是需要加以去除的污染物。然而,从全球生态角度考虑,这些“污染物”又是潜在的资源与能源。污水的能源化资源化利用以水质净化和污染物达标排放为重要前提,同时强调水中有价物质的回收利用,这无疑是具有发展前景且行之有效的节能减排途径。

在构建或提升未来城镇污水处理技术体系的过程中,必须摒弃消耗大量外部能源使污染物完全矿化的模式,着重发展以低能耗、低资源损耗、低碳排放为前提的新型污水处理技术及设备产品。

当前的城镇污水能源化资源化利用技术发展方向包括高品质再生水、污水有机物甲烷化、磷氮硫矿物组分回收、微生物燃料电池等方面,并与厌氧氨氧化等新型生物脱氮工艺相耦合,以同时实现污水稳

定达标处理与资源能源回收利用的目的。

图 10 为国内某大型城市污水与污泥处理工程的能源化资源化工艺路线设计。以城市污水能源化、资源化、氮磷深度控制及稳定达标为共同目标,集成应用深度除磷脱氮、污泥高浓度厌氧消化及沼气热能利用、厌氧消化沼液磷酸盐回收、厌氧消化沼液厌氧氨氧化和双膜法(UF+RO)高品质再生水处理等工艺系统,并利用污水源热泵提供空调能源。

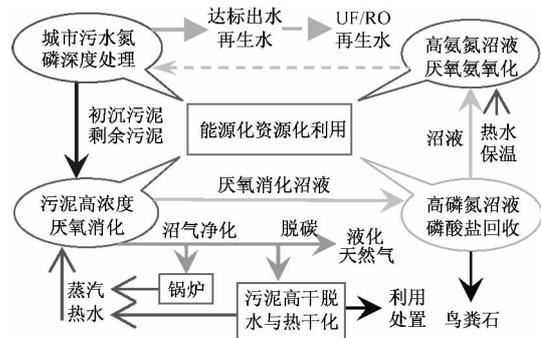


图 10 城镇污水能源化资源化工艺系统设计示例

污泥厌氧消化的主要发展趋势为提高消化池污泥浓度和有机物分解率。例如,消化池污泥浓度由常规 30 g/L 左右提升到 100 g/L 以上,并采用热水解等技术对污泥进行破解,以提高有机物分解率和沼气产量。近年来,还有对厌氧消化污泥再次热水解和重新厌氧消化的研究。由于我国城镇污水处理厂的污泥产率和泥砂含量高,污泥有机质含量低,泥质控制是厌氧消化稳定运行的关键,而且相对于能量回收,厌氧消化的污泥减量作用更具实际意义。

城镇污水的含磷量低,磷回收成本高,目前尚缺乏商业运行吸引力。但随着磷矿逐渐耗竭以及 TP 超高排放标准时代的到来,从污水及污泥中回收磷酸盐将会成为未来的必然选择。欧洲的研究和工程应用还表明,通过回收污泥消化液中的磷酸盐,还可以降低后续污泥脱水的药剂消耗量。污水磷酸盐回收通常采用  $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$  或羟基磷灰石的方式,这种方式需要与污水处理工艺的升级换代相结合,以形成更经济有效并可规模化应用的系统。

## 4 城镇污水主流工艺厌氧氨氧化技术的发展

### 4.1 厌氧氨氧化技术的发展与工程应用

1990 年由荷兰 Delft 技术大学开发的厌氧氨氧化工艺是一种革新的污水脱氮技术。利用厌氧氨氧化菌(Anaerobic ammonium oxidation, Anammox)在厌氧状态下以  $NH_3-N$  为电子供体,亚硝酸氮为

最终电子受体,将  $\text{NH}_3\text{-N}$  和亚硝酸氮转变为氮气 ( $\text{N}_2$ )。厌氧氨氧化属于化能自养过程,其脱氮过程不需要有机碳源。将厌氧氨氧化与前置或同步的亚硝化过程相结合,可以实现含氮污水的低能耗生物脱氮。

经过 20 多年的持续开发与实际应用,包括采用 SBR、MBBR、IFAS 和颗粒化污泥等反应器类型及培养方式,在荷兰、德国、瑞典、丹麦、美国、新加坡、中国等国家开展了大量研究与实践。目前已经开发应用了 DEMON、DeAmmon、AnitaMox、CANON/Anammox、SHARON-Anammox、Anammox 等基于厌氧氨氧化原理的商业化技术,主要应用于污泥厌氧消化液和高含氮工业废水的生物脱氮,低浓度含氮污水的工程应用研究尚处于初始阶段。

#### 4.2 城镇污水主流工艺厌氧氨氧化技术的开发

作为当前的国际研究热点,厌氧氨氧化在城镇污水处理主流工艺中的应用,需要重点攻克低温、低  $\text{NH}_3\text{-N}$  浓度、大流量等条件下厌氧氨氧化工艺的快速启动、稳定运行和工艺控制等工程技术难题,其关键技术在于如何在常温及低温条件下有效抑制 NOB 的增殖及活性,保障 Anammox 菌达到所需的增殖速率并有效截留在工艺系统内,如何在大流量且水质水量明显波动的条件下实现厌氧氨氧化反应器的放大和稳定运行,获得较低的出水水质浓度。

目前奥地利 Strass 厂、美国 DC Water、HRSD、Veolia 等已经开展主流工艺厌氧氨氧化试验研究。图 11 和图 12 为奥地利 Strass 污水处理厂将侧流厌氧氨氧化系统剩余 Anammox 菌补充到 AB 法 B 段进行主流工艺厌氧氨氧化的工艺流程和工程实景。

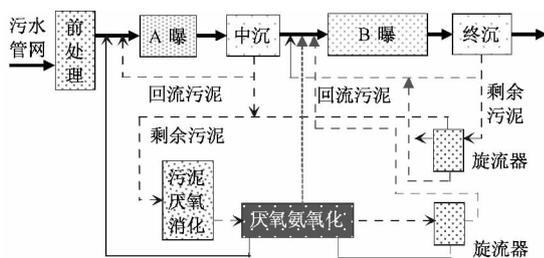


图 11 Strass 厂侧流 Anammox 菌回流主流工艺流程

根据我国城镇污水水质特点和高品质再生水利用需求,在此提出如图 13 所示的城镇污水主流工艺厌氧氨氧化工艺流程构想及工艺单元组合模式,其



图 12 Strass 厂侧流与主流厌氧氨氧化系统

中碳分离措施包括微筛过滤、BEPT (AB 法 A 段)、CEPT 和 CBEPT (化学-生物强化一级处理),具体采用何种方式取决于污水水质特性。采用 CBEPT 时可以直接后续厌氧氨氧化。采用 PS/F 时可以先接续短泥龄 A/O 生物除磷,进行磷酸盐浓缩与回收,然后厌氧氨氧化;还可以接续双膜法 (UF+RO) 回收高品质再生水,再对 RO 浓缩液进行厌氧氨氧化。

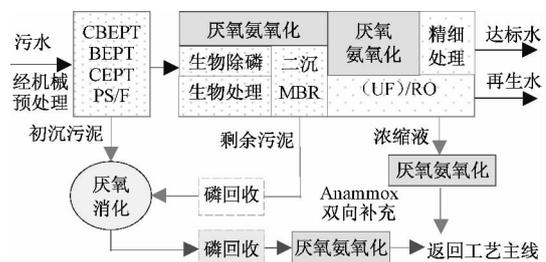


图 13 城镇污水主流工艺厌氧氨氧化系统构建模式

在试验研究和工程应用中,可以尝试不同的单元组合模式。例如,南方低浓度污水: CBEPT+厌氧氨氧化;北方污水: PS/F+A/O+UF/RO+厌氧氨氧化;高含磷污水: PS/F+A/O 除磷+厌氧氨氧化;多数情况下还可以尝试: BEPT 或 CBEPT+厌氧氨氧化。

#### 5 展望

今后城镇污水处理厂将普遍实施一级 A 及更高排放标准,如果继续采用当前的污水处理模式及单元工艺技术,能耗物耗和成本费用必然大幅度上升,稳定达标难度相应增大。寻找更经济、更高效的替代技术和工艺单元组合成为迫切的需求。其中,城镇污水资源化利用将成为最重要的发展方向,是大势所趋;未来 5~10 年,主流工艺厌氧氨氧化的工程化研究有可能取得突破性进展,而针对国内污水水质和需求的实际应用更是值得期待和关注。