

温度阶段性下降对 A²/O 污水处理系统效能的影响

金羽^{1,2}, 李建政¹, 任南琪¹, 赫俊国¹

(1. 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;
2. 东北农业大学 资源与环境学院 哈尔滨 150030)

摘要:我国北方地区污水温度的季节性变化对城镇污水处理工艺的运行效果有很大影响,尤其是冬季低温状态下,严重威胁着系统出水的达标排放.对污水处理系统效能随温度季节性变化规律的了解,将有助于应对措施的制定和实施.以常规厌氧-缺氧-好氧(A²/O)生活污水处理工艺的运行为基础,考查了水温从23℃分阶段下降为18、14、11℃时的处理效能.结果表明,在HRT 10 h,进水COD、NH₃-N、TN和TP平均值分别在275、46、50和5.3 mg/L时,当温度从23℃下降到11℃,A²/O系统出水COD、TP分别从28、0.2 mg/L升高到40和0.3 mg/L,满足GB18918-2002要求的Ⅰ级A排放标准,但NH₃-N和TN残留量高达7.58和16.58 mg/L,不能满足Ⅰ级A的排放标准.因此,在低温条件下对A²/O工艺的管理,重点应放在系统硝化与反硝化功能的强化方面.

关键词:生活污水; A²/O; 温度; 处理效能

中图分类号: X703

文献标识码: A

文章编号: 1672-0946(2014)04-0413-06

Study of influence of temperature decreasing in stages to nutrient removal in A²/O process

JIN Yu^{1,2}, LI Jian-zheng¹, REN Nan-qi¹, HE Jun-guo¹

(1. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China; 2. School of Resources and Environment, Northeast Agricultural University, Harbin 150030, China)

Abstract: The seasonal change of temperature in north China has significant impact on the performance of urban sewage treatment process, especially low temperature in winter make the effluent difficult to meet the Chinese national discharge standards (GB18918-2002). Thus, it is important to understand the performance of sewage treatment system following seasonal temperature variations. Based on the operation of a lab-scale A²/O sewage treatment process, the performance characteristics following the temperature drop from 23℃ to 18℃, 14℃ and 11℃, step by step were investigated. The HRT for the A²/O process was 10 h, with an average influent COD, NH₃-N, TN and TP of 275, 46, 50 and 5.3 mg/L, respectively. The results showed that the average effluent COD and TP could meet the First Grade A of the Chinese national discharge standards (GB18918-2002), even though their concentration raised from 28 and 0.2 mg/L to 40 and 0.3 mg/L, respectively, when the temperature dropped from 23℃ to 11℃. On the contrary, the residual NH₃-N and TN in the effluent was up to 7.58 and 16.58 mg/L at 11℃, respectively, unable to meet the First

收稿日期: 2013-08-12.

基金项目: 黑龙江省教育厅科学技术研究项目(12511059); 黑龙江省青年科学基金项目(QC2009C92); 国家重大科技专项课题(2013ZX07201007).

作者简介: 金羽(1979-),女,博士,研究方向: 废水生物处理.

通讯作者: 李建政(1965-),男,教授,研究方向: 废水生物处理及资源化技术.

Grade A. The results suggested that the regulations and control measures to ensure the effluent quality should focus on the enhancement of nitrification and denitrification in the A^2/O process.

Key words: domestic sewage; A^2/O ; temperature; treatment efficiency

社会经济及城镇化建设的发展,污水集中排放量日益增加,给环境带来了越来越大的压力.如何更好地解决污水处理问题,成为和谐社会与生态文明建设的重要内容.以活性污泥法为主体的各种污水生物处理技术得到广泛研究和应用,但仍有一些问题未能得到很好解决.温度是影响微生物活性的重要因素,低温会显著降低活性污泥的活性,污水生物处理系统的效能和运行稳定性也会因此受到很大影响^[1-2].我国北方地区进入寒冷季节时,水温迅速下降,污水生物处理系统中的活性污泥性能变差,处理效果显著下降,尤其是造成水体富营养化的植物性营养元素 N 和 P 难以达标排放,成为污水处理领域亟待解决的问题^[3-4].

厌氧-缺氧-好氧(A^2/O)工艺具有碳、氮、磷同步去除的功能,在城镇污水处理中得到了越来越多的应用.然而,在我国北方地区寒冷季节,其效能同样受到温度降低的威胁^[5].目前,关于温度对污水生物处理系统运行效果影响的研究,多集中在特定温度下系统运行效能或高温与低温运行效果对比研究方面,对温度阶段性变化与运行效果的相应关系缺乏足够认识^[6-7].本文以 A^2/O 工艺运行为基础,根据我国北方地区城市污水处理系统一年四季水温变化规律设计温度梯度,考查水温从 23 °C 分阶段下降到 11 °C 的过程中系统对生化需氧量(COD)、氨氮(NH_3-N)、总氮(TN)和总磷(TP)的去除效果,以期为北方地区污水处理厂在低温季节的调控运行提供指导.

1 材料与方法

1.1 试验装置

A^2/O 污水处理反应器由有机玻璃制成,包括厌氧池、缺氧池、好氧池和沉淀池,其流程如图 1 所示.反应器有效容积为 40 L,分为 8 个格室,前 2 个格室为厌氧池,中间 2 个格室为缺氧池,后 4 个格室为好氧池,厌氧池、缺氧池、好氧池的体积比为 1:1:3,沉淀池有效容积为 14 L.厌氧池和缺氧池设有搅拌装置,好氧池通过底端曝气头供气,试验进水、回流污泥和硝化液回流均采用蠕动泵控制. A^2/O 反应器安置于恒温水箱中,水箱的水通过恒温循环器(DTY-15B,四川中浪)制冷或加热

并将温度控制在设定温度,温度误差为(± 1) °C.

1.2 试验用水

试验污水取自哈尔滨市某生活小区,其水质主要指标为:COD 160 ~ 330 mg/L, NH_3-N 37 ~ 50 mg/L, $NO_3^- - N$ 0.24 ~ 1.0 mg/L, TN 38 ~ 65 mg/L, TP 4 ~ 6 mg/L.

1.3 接种污泥

用于启动 A^2/O 反应器的种泥取自哈尔滨市某污水处理厂的二沉池.该污泥沉降性良好,絮体密实, SV_{30} 为 80 %, MLSS 为 7.29 g/L.污泥经淘洗后投入到反应器中,接种量 MLSS 约为 3.0 g/L.

1.4 反应器的启动与运行控制

在 A^2/O 反应器正式启动前,进行了为期 3 d 的间歇运行以培养活性污泥,其操作为:污泥接种完成以后,向 A^2/O 反应器泵入生活污水至有效水深,在 23 °C 下曝气 1 d 后静沉 2 h,排出 2/3 上清液,再进水至有效水深,如此循环操作.在间歇运行 3 d 后,好氧池和厌氧池分别表现出了显著的硝化作用和释磷现象,系统转入连续流运行模式,正式启动.在启动运行阶段, A^2/O 系统的运行控制参数如下:进水流量 4.0 L/h,水力停留时间(HRT) 10 h,污泥量 MLSS 2.8 ~ 3.0 g/L,缺氧池溶解氧(DO)控制在 0.5 mg/L 以下,好氧池 DO 控制为 2 ~ 3 mg/L,污泥回流比 50 % ~ 75 %,硝化液回流比 200 % ~ 250 %.

当 A^2/O 反应器在 23 °C 条件下达到运行稳定后,将温度分阶段降低为 18 °C、14 °C 和 11 °C,各温度条件下的运行均达到相对稳定并维系 7 d 后再转入下一温度条件下运行.在改变温度时,控制每天的降温幅度不超过 2 °C,直到下一个设定值.除启动期外, A^2/O 反应器在各温度条件下对 COD、 NH_3-N 、TN 及 TP 的去除效率,均按稳定运行 7 d 的平均值计算.

1.5 分析方法

在 A^2/O 系统运行过程中,每天定时从进水口和厌氧池末端、缺氧池末端及沉淀池出水管采集水样.水样采用高速离心机离心后进行水质分析,主要分析指标包括 COD、 NH_3-N 、 $NO_3^- - N$ 、TN、TP 和 MLSS,其中 TN 采用岛津 TN 分析仪(日本)检测,其他指标的分析均依照《水和废水监测分析方

法》进行^[8].

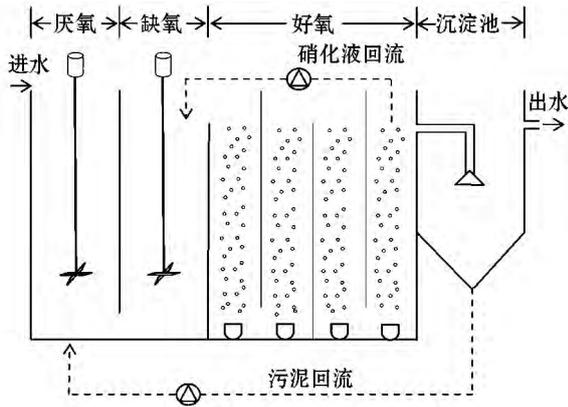


图 1 反应器实验装置图

2 结果与分析

2.1 系统的启动运行

以间歇运行方式培养污泥 3 d 后, A²/O 反应

系统在 23℃ 条件下正式启动. 系统在进入连续流运行之后, 其 NH₃-N 及 TP 的去除率随着运行时间的延续而持续上升. 这一现象在前 14 d 表现的尤为明显(图 2), 系统的 NH₃-N 和 TP 去除率分别从启动之初的 13.9%、23.4% 提高到了第 14 d 的 85.2% 和 83.2%. 然而, 系统对 COD 的去除却在运行的前 10 d 表现出一个显著的停滞期, 保持在 73.2% 上下, 此后呈现迅速增加趋势, 至 14 d 达到 85.4% 后趋缓. 在第 14 天之后的运行中, 系统对 COD、NH₃-N 和 TP 的去除率仍呈缓慢上升趋势, 但在最后 5 d 表现出了相对稳定状态, 其出水质量浓度分别保持在 26.7、1.27、0.22 mg/L 左右, 平均去除率分别达到 91.4%、96.4% 和 95.6%.

经过 32 d 的运行, A²/O 反应系统在 23℃ 条件下达到了运行稳定, 对 COD、NH₃-N 和 TP 的去除率均维持在 90% 以上, 说明污泥驯化已经完成, 系统启动成功.

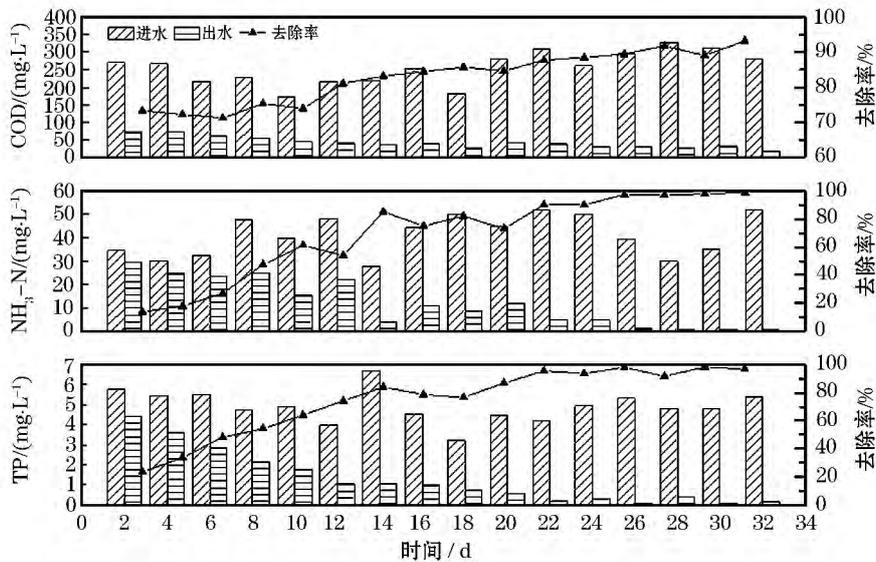


图 2 A²/O 系统在启动阶段对 COD、NH₃-N 及 TP 的去除

2.2 温度阶段性下降对系统 COD 去除效能的影响

为了考察季节性温度变化对 A²/O 反应系统去除效能的影响, 系统在 23℃ 条件下达到稳定状态并维持运行 7 d 后, 分阶段将温度下降为 18、14、11℃ 条件下运行. 运行结果显示, 温度每下降一次, 系统再一次达到稳定运行状态(COD、NH₃-N 及 TP 的去除率保持相对稳定) 所需要的运行时间会更长. 从 23℃ 分阶段降低为 18、14、11℃ 后, 系统重新达到稳定运行状态分别需要 15、25、32 d (历时曲线略). 在每个温度条件下的稳定状态, 维

持运行 7 d, 以 COD、NH₃-N 及 TP 的平均去除效果为标准, 就温度阶段性下降对 A²/O 工艺处理生活污水的效能进行了对比分析, 结果如表 1~4 所示.

研究表明^[9], 在一定范围内, 温度每下降 10℃, 微生物的代谢活性就会降低 1.5 倍左右. 对 A²/O 反应系统在不同温度条件下稳定运行时期的检测数据分析(表 1) 表明, 尽管进水 COD 均维持在 271 mg/L 左右, 但在 23、18、14、11℃ 条件下的出水 COD 随温度下降而升高, 分别为 28、33、37、40 mg/L, COD 去除率依次降低为 90.2%、88.3%,

86.1%、85.2%。虽然温度下降对 A²/O 系统的 COD 去除能力产生了较为显著的影响,但系统的出水 COD(最高为 40 mg/L)依然能够满足“城镇

污水处理厂污染物排放标准(GB18918-2002)”要求的 I 级 A 排放标准(≤ 50 mg/L),可以保障出水 COD 的达标率。

表 1 温度阶段性下降对 A²/O 系统 COD 去除率的影响

温度 /℃	运行时间 /d	进水 / (mg·L ⁻¹)	厌氧		缺氧		好氧+沉淀池		总去除率 /%
			出水 / (mg·L ⁻¹)	去除率 /%	出水 / (mg·L ⁻¹)	去除率 /%	出水 / (mg·L ⁻¹)	去除率 /%	
23 ± 1	7	283 ± 2.12	131 ± 0.58	53.8	51 ± 0.52	61.2	28 ± 0.28	45.2	90.2
18 ± 1	22	280 ± 1.67	135 ± 1.12	51.6	55 ± 0.10	59.5	33 ± 0.07	40.6	88.3
14 ± 1	32	265 ± 1.33	141 ± 0.62	46.7	63 ± 1.43	55.7	37 ± 0.22	41.2	86.1
11 ± 1	39	273 ± 1.55	150 ± 1.15	45.3	71 ± 0.55	52.8	40 ± 0.06	42.8	85.2

对各处理单元 COD 去除率的计算与比较发现,尽管温度下降从整体上降低了 A²/O 系统对 COD 的去除率,但 COD 质量浓度在系统内各单元的变化规律却并未因温度的下降而改变。由于硝化液稀释和污泥吸附作用,以及可能存在的反硝化作用,使厌氧反应单元和缺氧反应单元在各温度下均表现出了较高的 COD 去除率,分别维持在 45.3%~53.8% 和 52.8%~61.2%,而好氧工艺段的 COD 去除率并不算高,仅为 40.6%~45.2%。分析认为,厌氧和缺氧反应单元对 COD 的大量去除,严重限制了好氧工艺段的营养水平,迫使活性污泥微生物更多地依靠内源呼吸供给能量。微生物处于内源呼吸期虽然在一定程度上限制了好氧工艺段的 COD 去除率,但可促使活性污泥更多地进行了吸磷和氨氮氧化代谢,有助于系统对 NH₃-N 和 TP 去除率的

提高^[10]。

2.3 温度阶段性下降对系统 NH₃-N 去除效能的影响

如表 2 所示,当温度由 23℃ 下降为 18℃ 时, A²/O 系统对 NH₃-N 去除率未出现明显变化,其出水质量浓度和去除率分别为 0.8、0.9 mg/L 和 98.0%、98.2%。当温度下降为 14℃ 时,经过一定时间的运行,系统对 NH₃-N 的去除率仍能稳定在 90.9% 左右,出水 NH₃-N 质量浓度维持在 4.6 mg/L,可达到 I 级 A 排放标准(≤ 5 mg/L)。然而,当温度继续下降到 11℃ 后,系统对 NH₃-N 的去除率大幅下降为 84.1%,出水 NH₃-N 质量浓度达到 7.6 mg/L,已不能满足 I 级 A 标准。

表 2 温度阶段性下降对 A²/O 系统 NH₃-N 去除率的影响

温度 /℃	运行时间 /d	进水 / (mg·L ⁻¹)	厌氧		缺氧		好氧+沉淀池		总去除率 /%
			出水 / (mg·L ⁻¹)	去除率 /%	出水 / (mg·L ⁻¹)	去除率 /%	出水 / (mg·L ⁻¹)	去除率 /%	
23 ± 1	7	39.2 ± 1.22	30.3 ± 0.07	22.8	10.7 ± 0.36	64.7	0.8 ± 0.00	92.5	98.0
18 ± 1	22	46.5 ± 0.85	30.1 ± 0.42	35.3	10.2 ± 0.55	66.0	0.9 ± 0.03	91.6	98.2
14 ± 1	32	50.3 ± 0.47	30.5 ± 0.63	39.3	14.3 ± 1.24	53.3	4.6 ± 0.02	67.8	90.9
11 ± 1	39	47.7 ± 0.74	34.9 ± 0.73	26.8	16.2 ± 0.04	53.5	7.6 ± 0.08	53.3	84.1

分析认为,在好氧工艺段, NH₃-N 的去除主要是通过氨氧化作用,即硝化作用实现的。而在厌氧工艺段和缺氧工艺段,氨氮的去除更多地依赖于厌氧氨氧化途径。研究表明,硝化反应的最适温度为 22~37℃,当水温低于 15℃ 时,硝化反应会受到显著抑制,导致出水 NH₃-N 质量浓度明显上升^[11-12]。而厌氧氨氧化可以在 6~43℃ 的温度范围内发生^[13],适宜厌氧氨氧化的温度范围为 30~40℃,低于 15℃,厌氧氨氧化速率较低^[14]。可见,温度的下降,不仅降低了好氧工艺段的硝化反应效率,同时也显著削弱了厌氧工艺段和缺氧工艺段的厌氧氨氧化效率,导致了 A²/O 系统 NH₃-N 去除

率的总体下降。

2.4 温度阶段性下降对 TN 去除效能的影响

由表 3 所示运行效果可见,温度下降对 A²/O 污水处理系统的 TN 去除效能具有较为显著的影响。在水温由 23℃ 下降到 18℃ 时,系统对 TN 的去除率由 76.9% 变为 75.5%,只有少许下降。而当水温继续下降到 15℃ 以下时,系统的 TN 去除效能受到显著影响,在 14℃ 和 11℃ 时大幅下降为 70.6% 和 66.5%。在水温 23℃ 和 18℃ 条件下, A²/O 系统出水 TN 质量浓度分别维持在 11.5、11.9 mg/L,完全可以满足 I 级 A 排放标准(≤ 15 mg/L)的要求。水温在 14℃ 左右时,系统出水 TN 质量浓度平均为

15.1 mg/L, 达标排放保证率显著降低. 在更低温度 11 °C 条件下, 系统出水 TN 只能维持在 16.6 mg/L 上下, 明显高于 I 级 A 排放标准的要求. 可见, 在水

温低于 14 °C 时, A²/O 污水处理系统出水 TN 的达标排放难以保障.

表3 温度阶段性下降对 A²/O 系统 TN 去除率的影响

温度 /°C	运行时间 /d	进水 / (mg · L ⁻¹)	厌氧		缺氧		好氧 + 沉淀池		总去除率 /%
			出水 / (mg · L ⁻¹)	去除率 /%	出水 / (mg · L ⁻¹)	去除率 /%	出水 / (mg · L ⁻¹)	去除率 /%	
23 ± 1	7	49.7 ± 1.33	44.3 ± 1.11	10.9	13.5 ± 0.83	69.6	11.5 ± 0.27	14.9	76.9
18 ± 1	22	48.6 ± 0.96	44.5 ± 0.22	8.5	13.6 ± 0.12	69.5	11.9 ± 0.08	12.4	75.5
14 ± 1	32	51.4 ± 0.32	43.3 ± 0.21	15.7	17.0 ± 1.11	60.8	15.1 ± 0.59	10.9	70.6
11 ± 1	39	49.5 ± 0.75	47.1 ± 0.86	4.8	19.3 ± 1.25	59.0	16.6 ± 0.47	14.2	66.5

研究表明^[15], A²/O 系统可通过如下机制使污水中 TN 得以去除: 1) 活性污泥微生物吸收氮素用于细胞物质合成; 2) 发生在厌氧工艺段和缺氧工艺段的反硝化、厌氧氨氧化和短程反硝化作用. 在水质水量和其他控制条件相对稳定条件下, 后者是 A²/O 系统主要脱氮途径. 缺氧工艺段具有反硝化、厌氧氨氧化和短程反硝化的反应条件^[16], 使其成为 A²/O 系统对 TN 去除的主要处理单元. 如表 3 所示, 在 23 ~ 14 °C 范围内, 厌氧工艺段和好氧工艺段的 TN 去除率最大分别只有 15.7% 和 14.9%, 而缺氧工艺段的 TN 去除率最低也达到了 59%. 温度对缺氧段 TN 去除的影响似乎具有跳跃性. A²/O 系

统在 23 °C 和 18 °C 达到稳定状态后, 其缺氧工艺段的 TN 去除率分别为 69.6% 和 69.5% (表 3), 二者相差无几. 而当温度由 18 °C 下降为 14 °C 后, 缺氧工艺的 TN 去除率大幅降低到了 60.8%, 而在 11 °C 条件下仍然维持了 59.0% 的去除率.

2.5 温度阶段性下降对 TP 去除效能的影响

A²/O 污水处理系统表现出很好的除磷性能 (表 4). 在进水 TP 为 4 ~ 6 mg/L 条件下, 即便在水温 11 °C, A²/O 系统对 TP 的去除率也能高达 95.0%, 出水 TP 质量浓度仅为 0.3 mg/L 左右, 达到 I 级 A 排放标准 (≤ 0.5 mg/L).

表4 温度阶段性下降对 A²/O 系统 TP 去除率的影响

温度 /°C	运行时间 /d	进水 / (mg · L ⁻¹)	厌氧		缺氧		好氧 + 沉淀池		总去除率 /%
			出水 / (mg · L ⁻¹)	去除率 /%	出水 / (mg · L ⁻¹)	去除率 /%	出水 / (mg · L ⁻¹)	去除率 /%	
23 ± 1	7	5.1 ± 0.12	24.2 ± 0.66	19.1 ± 0.11	5.1 ± 0.05	79.0	0.2 ± 0.00	96.5	96.5
18 ± 1	22	5.2 ± 0.08	30.2 ± 0.33	25.0 ± 0.27	7.1 ± 0.22	76.5	0.2 ± 0.00	97.2	96.1
14 ± 1	32	5.2 ± 0.06	29.5 ± 0.45	24.3 ± 0.15	8.5 ± 0.05	71.2	0.3 ± 0.00	97.1	95.2
11 ± 1	39	5.6 ± 0.22	24.9 ± 0.58	19.3 ± 0.2	9.6 ± 0.13	61.6	0.3 ± 0.00	97.1	95.0

沉淀池污泥回流至厌氧池中 (图 1), 发生释磷反应. 而厌氧池的释磷效率几乎没有受到温度下降的显著影响, 在 18 °C 表现出最大释磷量 25.0 mg/L 左右, 而在低温 11 °C 时也能维持在 19.3 mg/L 上下 (表 4). 在缺氧池和好氧工艺段, 活性污泥大量吸磷. 温度对缺氧池的吸磷效率有较大影响. 随着温度的下降, 缺氧池的 TP 去除率从 79.0% 逐渐下降为 61.6% 左右. 然而, 在温度为 23、18、14、11 °C 条件下, 好氧工艺段对 TP 的去除率变化并不大, 始终维持在 97.0% 左右. 有研究认为^[17], 在生物除磷脱氮系统中, 聚磷菌中小部分是嗜温菌, 大部分是嗜冷菌, 在 20 °C 或稍低的温度下占有优势, 所以在低温的条件下, 系统仍能获得良好的生物除磷效果. 分析认为, 好氧池是 A²/O 系统活性污泥增殖的主要区段, 而细胞增殖除了受碳源限制外, 还需要

一定比例的氮源和磷源. 对于好氧活性污泥工艺, 污泥生长对氮磷的需求应该维持在 5:1^[18]. 而计算发现, 好氧池进水的 TN 和 TP 之比仅为 1.9 ~ 2.6, 磷源严重不足, 成为好氧池污泥生长的限制性因素. 尽管温度下降会降低微生物增殖速度, 但磷源的缺乏仍使其表现出了较高的 TP 去除率, 这可能是好氧工艺段对 TP 去除率不受温度下降影响的主要原因.

3 结 论

1) 用于处理生活污水的 A²/O 系统, 在水温 23 °C、进水流量 4.0 L/h、HRT 10 h、MLSS 2.8 ~ 3.0 g/L、缺氧池 DO < 0.5 mg/L、好氧池 DO 2 ~ 3 mg/L、污泥回流比 50% ~ 75%、硝化液回流比 200% ~ 250% 等条件下, 可在 32 d 内启动成功并达到运行

稳定,COD、NH₃-N和TP的去除率均维持在90%以上。

2) 温度从23℃分阶段下降为11℃时,A²/O系统对COD的处理效能显著降低,但出水COD质量浓度始终小于50mg/L,出水TP质量浓度最高也只有0.3mg/L左右,二者均能达到GB18918-2002要求的Ⅰ级A排放标准。

3) 温度阶段性下降对NH₃-N和TN的达标排放威胁最大。温度由23℃下降为18℃时,A²/O系统出水NH₃-N和TN可以满足GB18918-2002要求的Ⅰ级A排放标准。在14℃时,系统出水NH₃-N仍能达标排放,但TN达标排放率显著降低。当温度下降为11℃时,系统出水NH₃-N和TN都不能达到GB18918-2002要求的Ⅰ级A排放标准。

参考文献:

- [1] 李捷,张杰. 温度对A/O工艺反硝化除磷效果的影响[J]. 中国给水排水,2008,24(19): 99-105.
- [2] SAHINKAYA E. Microbial sulfate reduction at low (8℃) temperature using waste sludge as a carbon and seed source[J]. International Biodeterioration and Biodegradation,2009,63(3): 245-251.
- [3] PANSWAD T, DOUNGCHAI A, ANOTAI J. Temperature effect on microbial community of enhanced biological phosphorus removal system[J]. Water Research,2003,37(2): 409-415.
- [4] KNOOP S, KUNST S. Influence of temperature and sludge loading on activated sludge settling, Especially on Microthrix Parvicella[J]. Water Science & Technology,1998,37(4-5): 27-35.
- [5] GUO J B, WANG J H, CUI D, WANG L, et al. Application of bioaugmentation in the rapid start-up and stable operation of biological processes for municipal wastewater treatment at low temperatures[J]. Bioresource Technology,2010,101(4): 6622-6629.
- [6] MA J A, PENG C Y, TAKIGAWA A, et al. Effect of influent nutrient ratios and temperature on simultaneous phosphorus and nitrogen removal in a step-feed CAST[J]. Water Science & Technology,2010,62(9): 2028-2036.
- [7] DI T D, CHRISTENSSO M, ODEGAARD H. Hybrid activated sludge/ biofilm process for the treatment of municipal wastewater in a cold climate region: a case study[J]. Water Science & Technology,2011,63(6): 1121-1129.
- [8] 国家环保局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社,2002.
- [9] FARRELL J, ROSE A. Temperature effects on microorganisms[J]. Annual Review of Microbiology,1967,21: 101-120.
- [10] NAM H U, LEE J H, KIM Y O, et al. Comparison of COD, nitrogen and phosphorus removal between anaerobic/anoxic/aerobic and anoxic/aerobic fixed biofilm reactor using SAC media[J]. Korean Journal of Chemical Engineering,1998,15(4): 429-433.
- [11] CHIEMCHAI SRI C, YAMAMOTO K. Biological Nitrogen Removal under Low Temperature in a Membrane Separation Bioreactor[J]. Water Science & Technology,1994,28(10): 325-333.
- [12] PENG Y Z, ZHU G B. Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite pathway[J]. Applied Microbiology and Biotechnology,2006,73: 15-26.
- [13] THAMDRUP B, DALSGAARD T. Production of N through anaerobic ammonia oxidation coupled to nitrate reduction in marine sediments[J]. Applied and Environmental Microbiology,2002,68(3): 1312-1318.
- [14] 白王军,黄波,李梦侠. 厌氧氨氧化脱氮及影响因素研究[J]. 科技信息,2009(3): 127-128.
- [15] BAEZA J A, GABRIEL D, LAFUENTE J. Effect of internal recycle on the nitrogen removal efficiency of an anaerobic/anoxic/oxic (A²/O) wastewater treatment plant (WWTP)[J]. Process Biochemistry,2004,39: 1615-1624.
- [16] ZHU G B, PENG Y Z, LI B K. Biological removal of nitrogen from wastewater[J]. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology,2008,192: 159-195.
- [17] CHRISTINE H, SABINE K. Low temperature effects on phosphorus release and uptake by microorganisms in ebpr plants[J]. Water Science and Technology,1998,37(4-5): 531-539.
- [18] AMMARY B Y. Nutrients requirements in biological industrial wastewater treatment[J]. African Journal of Biotechnology,2004,3(4): 236-238.