

垃圾渗滤液处理工艺运行参数优化与技术比较

任智慧¹ 李彦明^{2*} 李花粉² 杨奋翮¹

(1. 北京市海淀区环境卫生服务中心,北京 100194; 2. 中国农业大学资源与环境学院,北京 100193)

摘要 垃圾渗滤液是公认的一种成分复杂且难以处理的高浓度有机废水,笔者在北京市海淀区六里屯垃圾填埋场通过2007—2010年垃圾渗滤液处理的工程实践,以COD和氨氮的去除率为指标,研究了不同的垃圾渗滤液处理工艺组合,以及不同运行参数条件下对垃圾渗滤液的处理效果。结果表明,在中温UASB和A/O的平均水力停留时间(HRT)缩短1/3的情况下,通过改进A/O段曝气方式,优化系统的pH、DO等运行参数,用MBR替代絮凝工艺,使整个组合工艺对COD的年平均去除率达到了94.3%,氨氮的去除率维持在99.5%以上,出水氨氮稳定在10 mg/L以内,而改造前的COD与氨氮的年平均去除率仅为82.2%与55.3%。与改造前的UASB+A/O+絮凝工艺组合相比,改造后的UASB+A/O+MBR工艺组合具有更高的污染物去除能力、更好的抗缓冲性和稳定性。

关键词 渗滤液 COD 氨氮 去除率

中图分类号 X705 文献标识码 A 文章编号 1673-9108(2012)10-3493-06

Parameter optimization and technology comparison for landfill leachate treatment

Ren Zhihui¹ Li Yanming² Li Huafen² Yang Fenhe¹

(1. Environmental Sanitation Service Center of Haidian District, Beijing 100194, China; 2. College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100193, China)

Abstract Landfill leachate is a high-strength wastewater that may contain high concentrations of organic and inorganic matter. In this study, the operating parameters and removal efficiency for COD and ammonia nitrogen ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) were compared for two different treatment chains and operating parameters at the Liulitun landfill leachate system during 2007 and 2010. In 2007, before improvement, the removal of COD and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in the treatment chain of a mesophilic UASB + A/O + flocculation were 62% ~ 97% and 18% ~ 74%, respectively. The process was changed by reducing the hydraulic retention time by 1/3, adjustment of A/O aeration method, optimization of operating parameters such as pH and DO, and by replacing the flocculant used by MBR. Over a period of 1 year, these changes resulted in a COD removal of 81% ~ 99%, and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removal of 99.5%. The effluent content of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ was less than 10 mg/L. These results indicate that optimization of UASB + A/O + MBR processes can have a profound effect on system performance allowing shorter treatment periods and easy management while substantially reducing COD and $\text{NH}_4^+\text{-N}$.

Key words leachate; COD; ammonia nitrogen; removal rate

垃圾土地填埋法至今仍然是世界许多国家有效处置城市生活垃圾的主要途径^[1],尽管堆肥和焚烧部分替代了垃圾填埋,至今仍有大于95%的城市垃圾采用填埋方式处置^[2]。垃圾填埋过程中产生的渗滤液是世界范围内公认的处理难度大、成分复杂、污染严重的高浓度废水^[3]。受填埋年限、季节、填埋方式及垃圾组分变化的影响,水量变化大,其有机、无机组分也会发生剧烈的变动,COD、氨氮含量高、盐分高、色度高、毒性大且散发着恶臭^[3-6]。若不经及时导排、处理,其对周边环境地表水及地下水

造成极大的污染风险^[7,8]。

为有效地处理垃圾渗滤液,世界各国科技工作者不断地尝试将生物技术(厌氧、好氧生物处理)、物理化学技术(化学沉淀、化学氧化、气浮吹脱、颗粒活性炭吸附、离子交换树脂及电化学氧化)、膜处

基金项目:国家“十一五”科技支撑计划资助项目(2008BAD4B17)

收稿日期:2011-06-24; 修订日期:2011-08-30

作者简介:任智慧(1979~),女,硕士,工程师,主要从事垃圾渗滤液处理方面研究。E-mail:renzhh@sohu.com

* 通讯联系人,E-mail:liy@cau.edu.cn

理(超滤、纳滤、反渗透)等技术方法与工艺单独或组合应用^[5,9]。但因垃圾渗滤液特性变异较大,需不断及时调整工艺运行参数才能确保处理设施持续地正常运行。生物处理技术由于抗缓冲性、建设与运行成本相对较低以及操作简便,在垃圾渗滤液处理的生产实践中应用广泛。

新颁布的《生活垃圾填埋场污染控制标准(GB16889-2008)》对填埋场污水排放的水质提出更严格的要求,《生活垃圾填埋场渗滤液处理工程技术规范》(HJ564-2010)也对垃圾渗滤液处理的工艺设计提出具体要求。但垃圾渗滤液处理系统工艺的优化与组合,稳定运行与出水达标排放依然是垃圾渗滤液处理的难题。COD和氨氮作为“十二五”期间我国水污染总量控制指标,减排任务依然艰巨。为此,本文根据渗滤液的特点以有机物和氨氮的去除为重点比较不同工艺及运行参数。

1 材料方法

1.1 基本情况

研究地点为1999年10月份开始运行的北京市海淀区六里屯垃圾卫生填埋场,最初设计的生活垃圾填埋量为1500 t/d,目前实际平均填埋量为2300 t/d;其垃圾渗滤液的设计处理能力为350 m³/d。为适应新的污水排放标准要求,2008年对渗滤液处理系统进行了运行参数优化和工艺改造,工艺改造前后所采用的垃圾渗滤液处理工艺运行参数与流程如图1所示,出水进入后段的纳滤/反渗透工艺处理后达标排放。

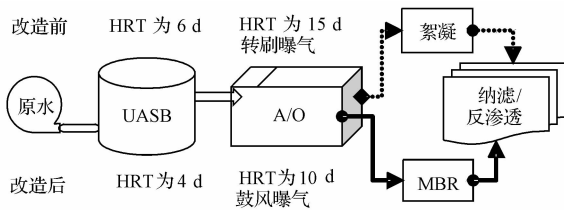


图1 渗滤液处理工艺改造前后的运行参数与流程

Fig.1 Flow and process parameters of leachate treatment design before and after reformation

改造前 UASB(upflow anaerobic sludge blanket)段的运行温度为32~38℃,平均水力停留时间(HRT)为6 d;A/O(anoxic/oxic)段O段采用表面转刷曝气与底曝相结合的曝气方式,HRT为15 d,由于曝气效率低且不均匀,造成溶解氧含量较低且不稳定,采用进水量调节来控制该段pH值,水温为

17~35℃;A/O段出水通过添加0.2‰~5‰的聚合氯化铁和1‰的聚丙烯酰胺进行絮凝处理。改造后UASB段的运行温度为31~36℃之间,HRT为4 d;A/O段O段采用鼓风机供氧、旋混式曝气头曝气,HRT为10 d,采用投加药剂的方式调节pH(控制在6.0~7.5内),水温为24~38℃;A/O出水采用MBR(membrane bioreactor)工艺继续处理。因纳滤/反渗透系统未进行改造和参数调整,故不在此论述。

1.2 采样频率和入水水质

为分析工艺改造前后各工艺段参数优化,以及工艺改造前后对COD和氨氮的去除效果,选取了2007年改造前和2010年改造后两个正常运行年份,收集了每月15日的采样监测数据。

研究期间垃圾渗滤液处理系统的入水pH为7.6~8.5,电导率为37 650~40 500 μm/cm,COD为2 145~43 800 mg/L,BOD₅为472~19 300 mg/L,B/C为0.12~0.44,总氮为1 220~3 355 mg/L,氨氮为1 133~3 292 mg/L。2007年和2010年改造前后入水的COD和氨氮如表1所示,入水的COD和氨氮变化随着垃圾组分、温度和降水等因素的季节性变化而呈现规律性的变化。因北京地区夏季降水丰富,渗滤液产生量增加,在填埋区积存,导致秋季垃圾渗滤液中的COD和氨氮浓度下降;冬季降雨较少而导致春季的垃圾渗滤液中的COD和氨氮上升。

1.3 分析方法

样品的分析方法分别为:COD采用HACH DR/2010速测仪测定;氨氮用蒸馏和滴定法(GB/T7478-1987)测定;总氮用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法(GB 11894-1989)测定。BOD₅采用Lovibond ET99724A-6快速测定仪测定;pH值用JENCO pH计测定;MLSS采用恒重法测定;浊度采用HANNA LP2000-11浊度仪测定;溶解氧(DO)采用JENCO溶解氧测定仪在线测定。

2 结果分析

2.1 HRT变化对UASB去除COD和氨氮的影响

中温UASB工艺是高分子有机负荷率、停留时间短、处理高效的厌氧工艺^[9],而且垃圾渗滤液在进入调节池前在填埋区经过了一个生物降解过程,可生化性有所降低。改造后2010年的水力停留时间比2007年缩短了2 d。由图2可知,在1—5月份,由于2010年系统入水与2007年比COD升高、氨氮降

低(表 1),可生化性较好,HRT 缩短后中温 UASB 工艺段对 COD 的去除率有所提高;在 5—9 月期间该工艺段对 COD 的去除率相差不大;在 9—11 月期间短 HRT 对 COD 的去除率较低,主要原因是较长期低 COD 的入水(表 1),氨氮含量相对较高,导致该时期 COD/NH₄⁺-N 仅为 1.9~2.7(COD/NH₄⁺-N 是评价可生化性的重要数据,一般需要 COD/NH₄⁺-N

在 3 以上,才可以生化处理^[10]),这就造成微生物的碳营养供给不足,活性较低,进而造成系统对 COD 的去除效果较差,12 月份随水质 COD/NH₄⁺-N(为 4.5)增加,去除率随之增加。由此可见,COD/NH₄⁺-N>3 时,缩减中温 UASB 工艺段的水力停留时间,增加了系统的处理能力,未降低对氨氮和 COD 的去除效果。

表 1 改造前后入水的 COD 和氨氮

Table 1 COD and ammonia nitrogen of raw leachate before and after reformation

(mg/L)

| | | 月份 | | | | | | | | | | | |
|-----|--------|-------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|-------|-------|--------|--------|
| | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
| COD | 2007 年 | 5 920 | 6 110 | 6 810 | 6 120 | 30 300 | 33 850 | 11 630 | 9 290 | 7 870 | 9 990 | 13 700 | 10 030 |
| | 2010 年 | 8 500 | 8 500 | 25 200 | 20 750 | 30 250 | 21 400 | 9 575 | 5 210 | 4 000 | 2 145 | 4 215 | 9 110 |
| 氨氮 | 2007 年 | 3 035 | 2 880 | 3 143 | 3 292 | 2 530 | 2 436 | 1 791 | 1 133 | 1 189 | 1 554 | 2 162 | 2 793 |
| | 2010 年 | 2 085 | 2 410 | 1 913 | 2 117 | 2 115 | 2 139 | 1 688 | 2 110 | 1 812 | 1 118 | 1 581 | 2 043 |

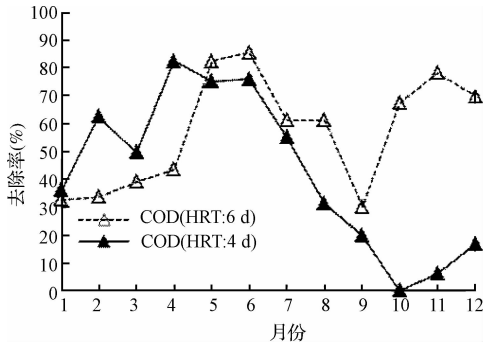


图 2 水力停留时间对 UASB 段去除 COD 的影响

Fig. 2 Effect of HRT on COD removal in UASB

不论停留时间长短,中温 UASB 段对氨氮没有明显的去除作用,在测定的 24 个月中,有 13 个月的氨氮均降低,降低幅度低于 16.7%;有 11 个月数据显示氨氮含量有所增加,最高增幅 13.8%。可能由于进水氨氮升高引起,也可能由于渗滤液中部分有机氮在厌氧微生物作用下转化为氨氮。铵离子是微生物所需的基本营养,但过量的氨氮会抑制 UASB 厌氧菌产生挥发性脂肪酸和甲烷^[11]。在很多渗滤液处理工艺中,采用吹脱、化学沉淀等预处理降低氨氮含量,消除氨氮对厌氧菌的不利影响^[12,13],对中晚期渗滤液效果尤其明显^[14],但预处理增加了处理成本、加长了处理流程,并可能产生二次污染及对后续工序产生不利影响。Strik 等^[15]研究认为,氨氮浓度为 1 670~3 720 mg/L 时,厌氧微生物的活性降低 10%。本工艺未经任何预处理,对 COD 的平均去除率为 50%,氨氮对 UASB 厌氧菌的抑制作用较小。

2.2 曝气方式对去除 COD 和氨氮的影响

A/O 工艺是通过微生物的硝化/反硝化作用实现污水中氮素转化和去除的。赵宗升等^[16]指出,在实际工程运行中很难实现均匀曝气,形成缺氧/厌氧段,存在同时硝化/反硝化(SND)作用。溶解氧是影响硝化/反硝化微生物活性的关键因子,不同的曝气方式的供氧能力存在很大差别,是影响污水中溶解氧浓度的关键。改造前后缺氧 A 段的 DO 均低于 0.4 mg/L。改造前污水中 O 段溶解氧一直低于 1.5 mg/L,难以满足微生物生长的需要,易导致系统对污染物去除的效果不稳定。由图 3 可以看出,改造前 A/O 工艺段(O1)对 COD 去除率最高仅为 63%,年平均只有 34%,系统出水 COD 在 1 330 mg/L 以上,甚至高达 4 720 mg/L。改造 A/O 工艺 O 段(O2)曝气方式后,除 5—8 月份(DO 值为 1.3~1.7 mg/L),该段 DO 值增加,为 2.4~4.0 mg/L。由图 3 可知,该工艺段对 COD 的去除率最高可达 95%,年平均为 86%,系统出水的 COD 低于 800 mg/L,甚至可低至 380 mg/L。这表明在 A/O 工艺段,改造前的曝气方式未实现垃圾渗滤液 COD 的高效去除,改造后曝气效率提高,垃圾渗滤液 COD 去除率增加了 1 倍。

原曝气方式(O1)充氧能力较低,导致污水中的溶解氧浓度较低,难以满足 A/O 处理系统硝化反应对氧气的需求量,导致硝化作用不彻底,进而影响了系统对氨氮的转化与去除。由图 3 可见,改造前 A/O 工艺段对氨氮的最高去除率仅为 71.5%,年平均仅为 49.5%。总氮去除率低于 20%,系统出水的

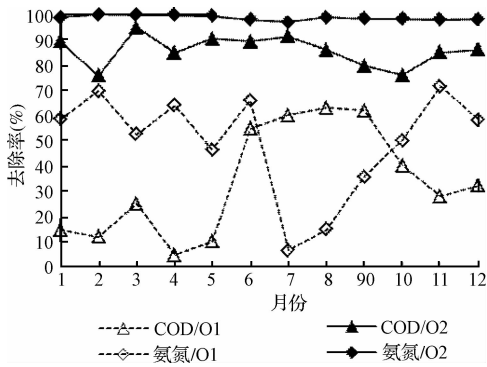


图3 不同曝气方式对COD和氨氮去除率的影响
Fig. 3 Effect of different aeration methods on COD and ammonia nitrogen removal

氨氮含量一直在 640 mg/L 以上,甚至高达 1 500 mg/L。2010 年 A/O 段在 HRT 缩短 1/3 后,系统对氨氮的去除仍非常稳定,氨氮的去除率一直维持在 96.9% 以上,甚至可达 99.7%,年平均氨氮的去除率为 98.5%,总氮年均去除率为 62%。系统出水的氨氮含量一直在 60 mg/L 以下,最低可达 10 mg/L。

在高氨氮低 COD 的情况下,大量的氨氮通过硝化作用被转化,硝化反硝化过程中生物降解会因碳源不足而阻碍反硝化进程,同时 pH 和碱度也会迅速下降,致使剩余氨氮的无法转化^[17];而在高 COD 的情况下,会造成系统 pH 过高,这会阻碍硝化进程^[18],最终导致总氮的去除效率不高。因此,在保证溶解氧供给的前提下,pH 调节是确保 A/O 系统稳定运行的关键。改造前通过进水量调节系统的 pH 值,再借助 A/O 微生物的自身调节作用,这增加了水力停留时间,也易破坏处理系统的稳定性,致使系统的处理能力较低且除氮效果差。2010 年运行中根据监测结果及时调控系统的 pH,当 pH 低于 6.0 时,加入碳酸氢钠增加 pH 值;当 pH 高于 7.5 时加入盐酸降低 pH 值,这一措施确保了系统运行的稳定性,保证了硝化/反硝化微生物的高活性及系统对 COD 及氨氮的去除效果。

由此证明,采用鼓风机曝气、曝气头曝气的方式,加之 pH 值调控,使 A/O 处理系统的水力停留时间缩短 1/3,增加系统的处理能力。在垃圾渗滤液处理的实际运行中,保证充足的供氧量是确保系统稳定,获得 COD 和 NH_4^+ -N 高去除率的关键。

2.3 絮凝和 MBR 对 COD 和氨氮的去除

工艺改造前 A/O 段出水后采用絮凝法进行处理,改造后 A/O 段的出水进入 MBR 处理系统。如

图 4 所示,絮凝工艺比 MBR 工艺对 COD 去除率略高,但是 MBR 工艺对氨氮的去除远高于絮凝工艺。絮凝工艺段对污水中 COD 的平均去除率为 38.6%,COD 的去除率范围为 29% ~ 49%;MBR 工艺段对 COD 的平均去除率为 36.2%,COD 去除率的范围是 13% ~ 53%。絮凝与 MBR 两工艺在 COD 去除方面的差异不大。絮凝工艺段对氨氮的平均去除率为 7.8%,氨氮去除率最高仅为 19.1%;MBR 工艺段对氨氮的平均去除率高达 87.7%,氨氮去除率的范围是 80.9% ~ 95.8%。絮凝工艺致使大量的硝化细菌随泥排出;MBR 通过膜的截留使硝化菌能够长期停留在反应器内,满足了硝化菌的生长需求^[19]。MBR 工艺比絮凝工艺具有更好的去除氨氮效果,而且稳定性更好。

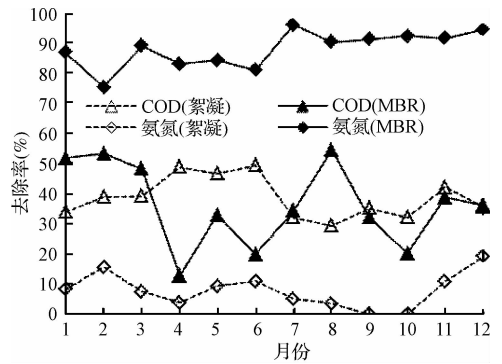


图4 絮凝和 MBR 对 COD 和氨氮的去除率
Fig. 4 COD and NH_4^+ -N removal of flocculation and MBR

在实际运行中发现,絮凝工艺对后续工艺的影响非常大。纳滤是出水达标排放的把关工艺^[20],由于絮凝工艺处理后的出水中含有较多的胶体物质和悬浮物(浊度平均值为 23 NTU),极易造成后续纳滤工艺段的膜堵塞,影响其稳定运行,并缩短了纳滤膜的使用寿命;同时产生了大量污泥也需后续处理,加上药剂价格不断上涨,导致运行成本不断增加。MBR 工艺不仅实现了污水中的固液分离,而且进一步实现了对氨氮和 COD 的去除^[7],出水水质改善,浊度低于 1.0 NTU,降低了后续工艺的压力,增加了纳滤工艺的稳定性和膜的使用寿命,大大降低了纳滤工艺段的运行成本^[17]。

2.4 改造前后对 COD 和氨氮去除的影响

由图 5 可知,在工艺参数优化和改造前,2007 年的监测结果显示,垃圾渗滤液经 UASB-A/O-絮凝组合工艺处理后,出水的 COD 仍高于 1 100 mg/L,

年平均为 1 582 mg/L,最高可达 2 500 mg/L;氨氮也仍高于 571.9 mg/L,年平均为 959.7 mg/L,甚至可高达 1 417.6 mg/L;而且出水水质随入水质的季节变化而波动,表明改造前的组合工艺抗缓冲性较差。系统对 COD 与氨氮去除率的变幅分别为 62% ~ 97% 和 18% ~ 74%,COD 与氨氮的年平均去除率为 82.2% 与 55.3%,COD 与氨氮的去除率也随水质的季节变化而不同,这说明改造前的工艺对垃圾渗滤液的处理能力是极不稳定的。水质波动也导致其后续处理系统的设备耗损严重,运行成本较高。

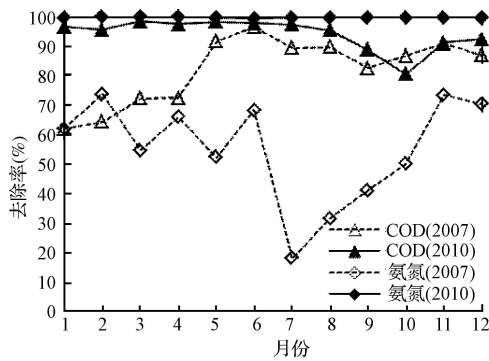


图 5 工艺改造前后 COD 和氨氮的去除率

Fig. 5 Removal rate of COD and ammonia nitrogen before and after reformation

2010 年的监测结果显示,改造后的 UASB-A/O-MBR 组合工艺对 COD 的年平均去除率为 94.3%,氨氮的去除率全年维持在 99.5% 以上,且该组合工艺出水水质较稳定;出水的 COD 稳定在 700 mg/L 以下,甚至可低至 250 mg/L;氨氮稳定在 9.92 mg/L 以下,BOD₅ 一直维持在 30 mg/L 以下;延长了后续处理系统耗材的更换周期,降低了运行成本,优化了出水水质。这表明采用经过参数优化的 UASB-A/O-MBR 组合工艺可稳定高效地去除垃圾渗滤液中的 COD 与氨氮;而且该组合工艺使污水处理系统具有较高的抗缓冲性,是处理碳氮比低、高氨氮的成熟期渗滤液的理想工艺。

3 结 论

垃圾渗滤液处理工程的运行实践可以证明,调节池 + UASB (HRT 为 4 d) + A/O (鼓风曝气, HRT 为 10 d) + MBR + 纳滤/反渗透是适合于稳定运行期垃圾填埋场渗滤液处理的最佳工艺组合,该组合工艺具有较强的抗缓冲性和稳定的处理能力。保持系统内较高水温,有利于提高微生物的活性和处理能

力;增加 A/O 工艺 O 段的溶解氧含量,可促进系统硝化/反硝化反应的进行。通过对运行参数优化与工艺改进,可缩短系统水力停留时间,也能增加处理设施的污水处理能力,有助于提高系统的出水水质。改造后的 UASB + A/O + MBR 工艺对 COD 的年平均去除率为 94.3%,氨氮年平均去除率为 99.5%。今后的垃圾渗滤液处理应优先考虑该组合工艺及其运行参数,该工艺尤其适合处理水质波动较大、成熟期的垃圾渗滤液。

参 考 文 献

- [1] Li H. S., Zhou S. Q., Sun Y. B., et al. Advanced treatment of landfill leachate by a new combination process in a full-scale plant. *Journal of Hazardous Materials*, **2009**, 172 (1):408-415
- [2] Oscar P., Ana R., María J. R., et al. An integrated process, Fenton reaction-ultrafiltration, for the treatment of landfill leachate: Pilot plant operation and analysis. *Ind. Eng. Chem. Res.*, **2008**, 47(3):946-952
- [3] Spagni A., Marsili-Libelli S., Lavagnolo M. C. Optimisation of sanitary landfill leachate treatment in a sequencing batch reactor. *Water Science & Technology*, **2008**, 58(2):337-343
- [4] 李健亚. 城市垃圾渗滤液的治理. *环境工程*, **2009**, 27 (增刊): 166-168
Li J. Y. Treatment of leachate from urban refuse. *Environmental Engineering*, **2009**, 27 (supplement): 166-168 (in Chinese)
- [5] Soraya M., Hamidi A. A., Mohamed H. I., et al. Statistical optimization of process parameters for landfill leachate treatment using electro-Fenton technique. *Journal of Hazardous Materials*, **2010**, 176(1-3):749-758
- [6] Nooten T. V., Diels L., Bastiaens L. Design of a multi-functional permeable reactive barrier for the treatment of landfill leachate contamination: Laboratory column evaluation. *Environ. Sci. Technol.*, **2008**, 42(23): 8890-8895
- [7] Visvanathan C., Choudhary M. K., Monthalbo M. T., et al. Landfill leachate treatment using thermophilic membrane bioreactor. *Desalination*, **2007**, 204(1-3):8-16
- [8] Aktas O., Cecen F. Addition of activated carbon to batch activated sludge reactors in the treatment of landfill leachate and domestic wastewater. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **2001**, 76(8):793-802
- [9] Renou S., Givaudan J. G., Poulain S., et al. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, **2008**, 150(3):468-493

- [10] 孙孝龙, 蒋文举. 国内垃圾渗滤液处理工艺现状与技术探讨. 云南化工, **2010**, 37(4): 40-43
Sun X. L., Jiang W. J. Discussion of domestic landfill leachate treatment and technology. Yunnan Chemical Technology, **2010**, 37(4): 40-43 (in Chinese)
- [11] Young H., Ahn. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. Process Biochem., **2006**, 41(8): 1709-1721
- [12] 夏素兰, 周勇, 曹丽淑, 等. 城市垃圾渗滤液氨氮吹脱研究. 环境科学与技术, **2000**, (3): 26-29
Xia S. L., Zhou Y., Cao L. S., et al. A study on ammonia nitrogen desorption from landfill leachate. Environmental Science and Technology, **2000**, (3): 26-29 (in Chinese)
- [13] 潘终胜, 汤金辉, 赵文玉, 等. 化学沉淀法去除垃圾渗滤液中氨氮的试验研究. 桂林工学院学报, **2003**, 23(1): 89-92
Pan Z. S., Tang J. H., Zhao W. Y., et al. Ammonia nitrogen removing in landfill leachates by chemical precipitation. Journal of Guilin Institute of Technology, **2003**, 23(1): 89-92 (in Chinese)
- [14] 吴文继, 孙亚兵, 冯景伟, 等. 中晚期垃圾渗滤液的处理研究. 环境污染治理技术与设备, **2006**, 7(2): 112-115
Wu W. J., Sun Y. B., Feng J. W., et al. Study on the treatment of metaphase landfill leachate. Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control, **2006**, 7(2): 112-115 (in Chinese)
- [15] Strik D. P. B. T. B., Domnanovich A. M., Holubar P. A. pH-based control of ammonia in biogas during anaerobic digestion of artificial pig manure and maize silage. Process Biochem., **2006**, 41(6): 1235-1238
- [16] 赵宗升, 刘鸿亮, 李炳伟, 等. 高浓度氨氮废水的高效生物脱氮途径. 中国给水排水, **2001**, 17(5): 24-28
Zhao Z. S., Liu H. L., Li B. W., et al. Efficient biological means of high concentration ammonia nitrogen wastewater. China Water & Wastewater, **2001**, 17(5): 24-28 (in Chinese)
- [17] Li H. S., Zhou S. Q., Sun Y. B., et al. Advanced treatment of landfill leachate by a new combination process in a full-scale plant. Journal of Hazardous Materials, **2009**, 172(1): 408-415
- [18] Yilmaz T., Apaydin S., Berkay A. Coagulation-flocculation and air stripping as a pretreatment of young landfill leachate. The Open Environmental Engineering Journal, **2010**, 3: 42-48
- [19] 郑祥, 刘俊新. 影响 MBR 脱氮效率的因素研究. 环境科学学报, **2005**, 25(10): 1325-1329
Zheng X., Liu J. X. Nitrogen removal in APO and SND processes using MBR. Acta Scientiae Circumstantiae, **2005**, 25(10): 1325-1329 (in Chinese)
- [20] 王佩英. 生活垃圾渗滤液处理工艺探讨. 污染防治技术, **2010**, 23(3): 7-10
Wang P. Y. Discussion on landfill leachate treatment process of domestic garbage. Pollution Control Technology, **2010**, 23(3): 7-10 (in Chinese)