

移动床生物膜反应器两种不同工艺形式的性能对比

郑志佳, 吴迪, 宋美芹, 孙庆花, 肖永辉, 于振滨
(青岛思普润水处理股份有限公司, 山东 青岛 266555)

摘要: 移动床生物膜反应器(MBBR)是一种高效的生物脱氮工艺,包括泥膜复合与纯膜两种应用形式。通过在青岛市某污水处理厂进行中试,比较了泥膜复合工艺和纯膜工艺的处理性能,分析了两种工艺的处理特性及适用性。在相同的试验条件下,泥膜复合系统对颗粒有机物的降解优势更大;在硝化方面,泥膜复合工艺的容积负荷均值为 $0.121 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,纯膜系统则可以达到 $0.241 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,而且其最终的出水氨氮浓度要低于泥膜复合系统;泥膜复合系统的反硝化容积负荷可以达到 $0.149 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,纯膜系统则为 $0.233 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,但是由于纯膜系统对进水中的有机物利用不充分,所以最终的出水TN浓度较高,如要保证出水TN达标,则需要更多的外加碳源。纯膜系统的高容积负荷有利于缩短水力停留时间,节约占地,降低基建费用,更适用于建设用地紧张或升级改造无新建构筑物条件的污水厂。

关键词: 移动床生物膜反应器; 泥膜复合工艺; 生物膜; 硝化; 反硝化; 升级改造
中图分类号: X703 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2017)11-0016-06

Comparison between Two Forms of Moving Bed Biofilm Reactor

ZHENG Zhi-jia, WU Di, SONG Mei-qin, SUN Qing-hua, XIAO Yong-hui,
YU Zhen-bin

(Qingdao Spring Water Treatment Co. Ltd., Qingdao 266555, China)

Abstract: Moving bed biofilm reactor (MBBR) is an efficient biological nitrogen removal process, which has two application forms including integrated fixed-film activated sludge (IFAS) and biofilm reactor (BR). Between two forms of MBBR process, pollutants removal efficiency, technological characteristics and adaptability were compared in a sewage treatment plant in Qingdao. Experimental results showed that IFAS could remove more COD than BR by the advantage of utilization of organic particle under the same test conditions. The mean volumetric loading of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ of BR [$0.241 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$] was higher than IFAS [$0.121 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$]. Meanwhile, the $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ concentration in effluent of BR was lower. The mean volumetric loading of TN of BR [$0.233 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$] was also higher than IFAS [$0.149 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$]. However, the effluent TN of BR was higher, because BR was insufficient in utilization of organic particle source. In order to ensure the stability of water quality in effluent, BR need more added organic carbon for denitrification. BR, with high volumetric loading, has advantages in shortening HRT, saving construction costs and land occupation, which is fit for old plant transformation and new plant construction without enough land.

Key words: MBBR; IFAS; biofilm; nitrification; denitrification; upgrading

移动床生物膜反应器(MBBR)通过向反应器中投加一定数量的悬浮载体,增加反应器中的生物量,从而提高反应器的处理效率。悬浮填料密度略轻于水,在挂膜后与水体密度相近,使其可在水中悬浮,流化动力低,通过少量曝气或搅拌扰动,就可实现填料完全流化,实现高效处理。MBBR 在处理生活污水、工业废水方面均取得了较好的效果^[1~4]。

MBBR 应用方式有两种,包括向传统活性污泥系统中投加悬浮填料形成的泥膜复合工艺,以及只有悬浮填料、无污泥回流系统、不富集悬浮态污泥的纯膜工艺。目前国内泥膜复合工艺应用案例超过60项,体量超过 $400 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$,但纯膜工艺由于其技术复杂性以及受实际污水厂情况所限,应用相对较少。文献中也缺少对两种工艺处理性能的综合对比评价,在工艺设计比选方面缺少必要的基础数据。2014年—2015年,山东某污水处理厂进行升级改造,进行了泥膜复合工艺及纯膜工艺中试对比,考察了在相同环境条件下两种工艺的处理性能,分析了其适用性,以期为工艺的选择等提供技术支持。

1 材料与方法

1.1 试验用水

中试在某污水处理厂进行,该厂进水为生活污水与工业废水的混合污水,其中工业废水约占40%。泥膜复合中试及纯膜中试分别采用污水厂一期、二期初沉池出水,水质差别较小,COD、TN、氨氮、TP浓度分别为(213~575)、(32.98~61.12)、(28.76~50.64)、(3.11~8.78) mg/L。由于初沉池接纳污泥消化上清液及垃圾场的渗滤液,其出水SS较高,达到了500~2500 mg/L。

1.2 试验装置

试验装置如图1所示,泥膜复合工艺中试装置(AS)的有效容积为 7.2 m^3 ,依次分为厌氧区(A_p)、缺氧填料区(A_N)、好氧区(O),容积分别为0.79、2.72、3.69 m^3 ,好氧区后设置二沉池进行泥水分离。缺氧区与好氧区内均投加了悬浮填料,硝化液回流点设置在好氧区(O)末端,回流至缺氧区(A_N),污泥由二沉池回流至厌氧区(A_p)。稳定后的进水流量为 $0.48 \text{ m}^3/\text{h}$,内、外回流比均为100%,污泥龄为7~8 d,污泥浓度为2.5~4.0 g/L。

纯膜工艺中试装置(BR)有效容积为 5.1 m^3 ,依次为缺氧区 A_I 、 A_{II} 及好氧区 O_I 、 O_{II} ,容积分别为1.08、1.08、1.44、1.50 m^3 。由于纯膜工艺进水

SS不宜过高,在起始端设置预沉池,先经预沉池去除大部分SS。硝化液回流点设在 O_{II} ,回流至 A_I 。纯膜中试由于采用新填料,需培养挂膜,前期水量根据挂膜情况逐渐增加。1~63 d为培养期,进水流量为 $0.8 \text{ m}^3/\text{h}$;挂膜完成后,进水流量为 $1.2 \text{ m}^3/\text{h}$ 。

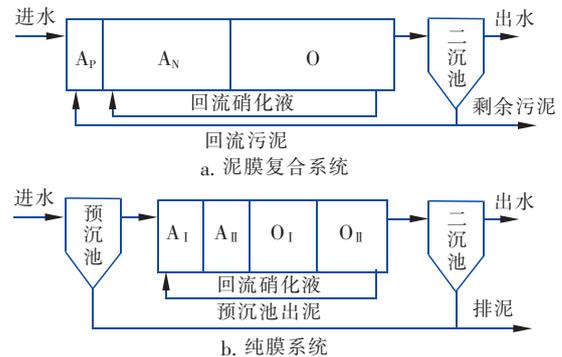


图1 试验装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of pilot systems

1.3 接种污泥与悬浮填料

泥膜复合工艺试验装置接种污泥采用该污水厂生化池活性污泥,悬浮填料采用该污水厂好氧池的SPR-Ⅱ型悬浮填料,直径为25 mm,厚为10 mm,壁厚为0.4 mm,有效比表面积为 $620 \text{ m}^2/\text{m}^3$,符合《水处理用高密度聚乙烯悬浮载体》(CJ/T 461—2014)标准。挂膜前其相对密度略小于水(0.94~0.97),挂膜后则与水接近(1.000~1.003)。好氧区及缺氧区的填料填充率均为30%^[4~6]。

纯膜工艺装置采用新填料,其中,缺氧区 A_I 采用SPR-Ⅲ型悬浮填料,直径为25 mm,厚为5 mm,壁厚为0.4 mm,有效比表面积为 $800 \text{ m}^2/\text{m}^3$;缺氧区 A_{II} 采用SPR-I型悬浮填料,直径为25 mm,厚为10 mm,壁厚为0.4 mm,有效比表面积为 $450 \text{ m}^2/\text{m}^3$;好氧区采用SPR-Ⅲ型悬浮填料。各区的填料填充率均为50%^[3]。

1.4 水质分析方法

进、出水常规指标均采用国标方法测定,硝酸盐氮采用紫外分光光度法测定,pH值、DO采用WTW Multi-3430i仪测定。

悬浮填料的硝化速率测定方法如下:将填料从反应器取出后用蒸馏水洗净,以防止残留活性污泥,将填料投入12 L反应器中,加入蒸馏水,投加硫酸铵(控制氨氮浓度为40 mg/L)和碳酸氢钠后曝气并开始计时,控制DO为4~6 mg/L,每隔0.5 h取水样测定氨氮浓度。

悬浮填料的反硝化速率测定方法如下:将填料从反应器取出后用蒸馏水洗净,以防止残留活性污泥,将填料投入12 L反应器中,加入中试用水,投加硝酸钾(控制硝酸盐氮浓度为40 mg/L)后搅拌并开始计时,每隔10~15 min 取样测定硝酸盐氮浓度。

2 结果与讨论

2.1 对COD 的去除效果

泥膜复合系统由于接种了污水厂生化池污泥,悬浮填料也取自生化池,系统自启动稳定后,出水COD 浓度即可达到一级 A 标准,且平均值仅为33.01 mg/L,去除率可达91.97%。而纯膜系统采用新填料,首先进行生物膜培养,随着填料逐渐成熟,对COD 的降解效果逐步变好,35 d 后已经可以稳定达到一级 A 标准,自此至试验结束出水COD 均值为46.21 mg/L,去除率为84.00%。

从出水COD 的效果来看,泥膜复合系统要优于纯膜系统,泥膜复合系统出水的COD 浓度更低。分析主要原因为依靠基质浓度传质的纯膜系统,对溶解性有机物的去除效果良好,但是无法像活性污泥那样吸附、包裹、分解颗粒有机物,对颗粒有机物的利用效果较差,造成出水中的COD 虽然可以达到50 mg/L 以下,但是与泥膜复合系统相比则其浓度偏高。

2.2 对氨氮的去除效果

同COD 的去除效果相似,由于采用接种污泥以及成熟填料,泥膜复合系统对氨氮的去除效果自启动完成后即非常良好(见图2),出水平均值为1.65 mg/L,远低于一级 A 标准,去除率达到95.77%。纯膜系统由于采用新填料,且硝化菌为自养菌,在挂膜时如果有剩余的有机物进入硝化区,也会影响填料上的菌群性能,所以到35 d 时COD 去除效果基本稳定之后,纯膜系统对氨氮的去除效果才逐渐显露出来。至80 d 时系统运行稳定,出水氨氮稳定在0.51 mg/L 左右,去除率也达到了98.91%。

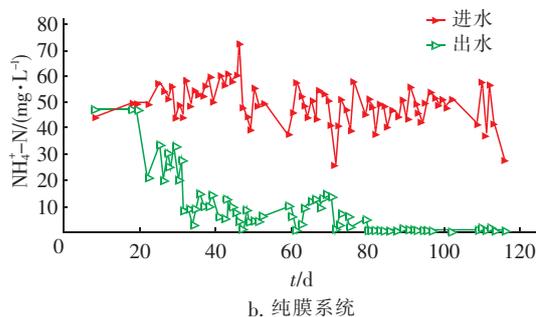
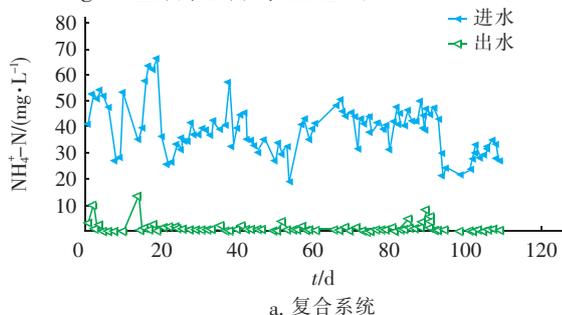


图2 中试系统对氨氮的去除效果

Fig. 2 Ammonia nitrogen removal efficiency

泥膜复合系统与纯膜系统的氨氮容积负荷如图3所示。可以看出,在出水仍剩余有1.65 mg/L 氨氮的前提下,泥膜复合系统的硝化区氨氮容积负荷均值为 $0.121 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,由于进水负荷未变,所以试验期间的去除负荷也保持了相对的稳定。而纯膜系统至64 d 时,在培养完成后,水量基本稳定在 $1.2 \text{ m}^3/\text{h}$,容积负荷均值为 $0.241 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,约为泥膜复合系统的2倍。

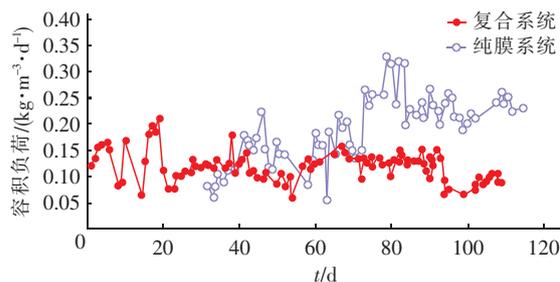


图3 中试系统硝化容积负荷

Fig. 3 Volumetric loading of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$

泥膜复合系统的去除负荷变化与进水氨氮浓度变化的相关性较强。从这一点分析,泥膜复合系统的硝化区氨氮去除负荷应该与进水负荷有关。根据试验研究^[3],氨氮浓度小于0.15 mg/L 时才会对硝化作用产生抑制,而泥膜复合系统的出水氨氮浓度均值达到了1.65 mg/L,即基质浓度并非泥膜复合系统去除氨氮的限制因素。泥膜复合系统出水氨氮浓度均值高于纯膜系统,在设计负荷内难以实现极限去除。

纯膜系统经过初期的培养,稳定后的负荷均值远高于泥膜复合系统,根据进水氨氮浓度的变化,其最高可以达到 $0.33 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,均值为 $0.241 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,且可保持稳定运行,而在此负荷下,出水氨氮浓度均小于1 mg/L。

纯膜系统在运行稳定后的去除负荷变化同样与进水氨氮浓度有关。但是出水氨氮浓度更低,即在同样的进水水质条件下,纯膜系统出水氨氮浓度更低且容积负荷更高。

对泥膜复合系统与纯膜系统好氧区填料的硝化速率测试结果如图 4 所示。在同等运行条件下,泥膜复合系统好氧区内填料的硝化速率为 $0.096 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,而纯膜系统 O_1 、 O_{II} 内填料的硝化速率分别为 0.276 、 $0.212 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。纯膜系统内填料的硝化速率明显高于泥膜复合系统,其中 O_{II} 填料的平均速率为泥膜复合系统填料的 2.54 倍。同时,纯膜系统 O_1 填料的硝化速率要高于 O_{II} 填料的。

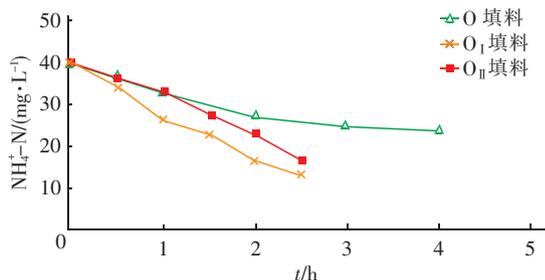


图 4 悬浮填料硝化速率曲线

Fig. 4 Nitrification rate curve of suspended packing

综合以上两种现象,分析是中试系统运行条件下的差异造成挂膜后填料性能的不同:泥膜复合系统内填料与活性污泥相互混合,共享基质,共同完成对污染物的降解。在协同作用的同时,也存在着对基质及 DO 的竞争,如填料不能获得充足的基质,又处于好氧环境中,则会动态削减其上的生物量,填料上附着的生物膜就不能获得良好的生长,造成填料的硝化速率降低。而污泥系统由于受泥龄及全池循环流动机制的限制,很难富集到长泥龄、高活性的硝化菌群,对系统的硝化能力贡献有限。这综合造成了泥膜复合系统的硝化容积负荷要低于纯膜系统。

纯膜系统 O_1 内填料的硝化速率高于 O_{II} 内填料也同样说明了基质供给对填料上生物膜生长造成的影响。 O_1 紧接缺氧区,可以获得充足的氨氮,同时无需考虑曝气量过高会造成回流硝化液夹带大量 DO 对缺氧区反硝化产生不利影响,所以基质及 DO 充足,填料上生物膜生长状态良好,在小试中,其硝化速率在 3 组填料中最高。而 O_{II} 由于排在 O_1 之后,氨氮浓度较低,同时硝化液回流点设在 O_{II} ,所以要控制 O_{II} 内 DO 浓度,造成填料无法获得充足的

基质以及 DO,影响了其填料上生物膜的生长,使其硝化速率略逊于 O_1 内填料。

从对氨氮的去除效果来看,泥膜复合系统出水水质更为稳定,而纯膜系统最终的出水效果要优于泥膜复合系统。这是因为泥膜复合系统水量小、停留时间长,且同时存在泥、膜两套微生物系统,系统在面对进水水质波动及环境变化时,有更充足的时间和空间来进行调整^[5,7];而纯膜系统的水量大,停留时间短,所以在运行条件有所变化时,出水氨氮易受到影响。但纯膜系统有利于长泥龄硝化菌群的富集生长,所以其硝化能力更强,在稳定运行时可以获得更好的出水水质,甚至可以达到 1 mg/L 以下。随着国家和一些地区对污水厂出水水质的要求越来越高,纯膜系统这一特质将有助其得到更广泛的应用。

2.3 对 TN 的去除效果

泥膜复合系统进水 TN 平均为 46.80 mg/L ,出水均值达到 11.12 mg/L ,去除率为 76%;而纯膜系统的进水 TN 平均为 50.96 mg/L ,出水均值为 14.94 mg/L ,去除率为 71% (见图 5)。

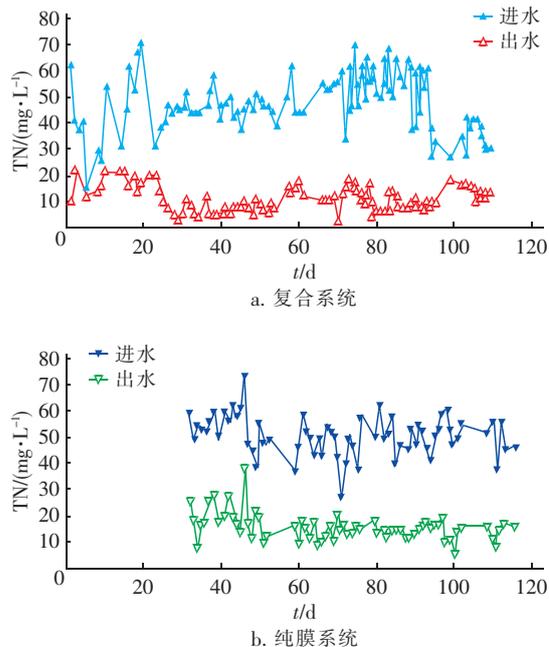


图 5 中试系统对 TN 的去除效果

Fig. 5 TN removal efficiency

试验期间,泥膜复合系统缺氧区的反硝化容积负荷均值为 $0.121 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,其中,40~90 d 时可以达到 $0.149 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。而纯膜系统在运行稳定后,反硝化容积负荷均值为 $0.233 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。与硝化负荷规律相比,纯膜系统虽高于泥膜复合系统,

但是并未如硝化负荷那样高出2~3倍,主要是由于反硝化过程受到碳源的限制,剩余了较多的硝酸盐氮。一方面由于纯膜系统设置了预沉池,去除了一部分有机物。另一方面,纯膜系统对颗粒有机物的利用效果较差,也影响了反硝化的进行。

综合比较,纯膜系统的容积负荷较高,可以达到泥膜复合系统的2倍以上,但是纯膜系统对进水中碳源的利用效果较差,如外加碳源,则会增加成本。

对两系统缺氧区内填料反硝化速率的测试结果如图6所示。经过核算,泥膜复合系统缺氧区填料的反硝化速率为 $0.285 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,纯膜系统缺氧区 A_{I} 、 A_{II} 内填料的反硝化速率分别为 0.784 、 $0.585 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。

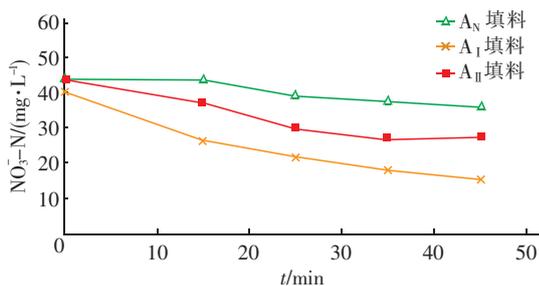


图6 悬浮填料反硝化速率曲线

Fig. 6 Denitrification rate curve of suspended packing

3组缺氧区填料的反硝化速率规律与硝化区填料硝化速率的相似,但是小试的反硝化速率要明显高于中试的,这是由于中试运行是以稳定达标为前提,且反硝化利用的是进水碳源以及回流硝化液中的硝酸盐氮。而小试无稳定达标的限制,虽然碳源也是原水碳源,但起始硝酸盐氮浓度较中试高,单位膜面积获得的基质更多,反硝化速率也更快。

TN的去除效果影响因素较多,主要为硝化区的硝化性能、反硝化区的反硝化性能、碳源等。泥膜复合系统与纯膜系统的硝化效果相差较小,不是去除TN的限制性因素。而两套系统的反硝化区都有足够的容积以及充足的生物量,污泥与填料的反硝化性能经过小试测定,反硝化速率也高出系统内反硝化负荷,即反硝化区的反硝化性能也非限制性因素。且在运行时,DO均控制在 $0.5 \text{ mg}/\text{L}$ 以下,运行条件良好。即最终限制两套系统去除TN的因素是碳源。纯膜系统由于设置了预沉池,使一部分进水中的碳源被沉淀分离,无法被用于反硝化;同时,纯膜系统对颗粒有机物的利用也无法像泥膜复合系统那

样充分,最终造成纯膜系统的缺氧区反硝化不充分,出水TN浓度较高。

2.4 水力停留时间

泥膜复合、纯膜系统的缺氧区与好氧区的HRT如图7所示,泥膜复合系统采用污水厂生化池内的填料以及活性污泥,稳定较快,运行稳定后,好氧区HRT为 7.6 h ,缺氧区HRT为 7.2 h 。纯膜系统由于采用新填料,挂膜时以小水量培养,HRT较高,随着不断根据运行效果调整进水水量,至运行稳定时,好氧区HRT已降至 3.68 h ,缺氧区HRT仅为 2.7 h 。

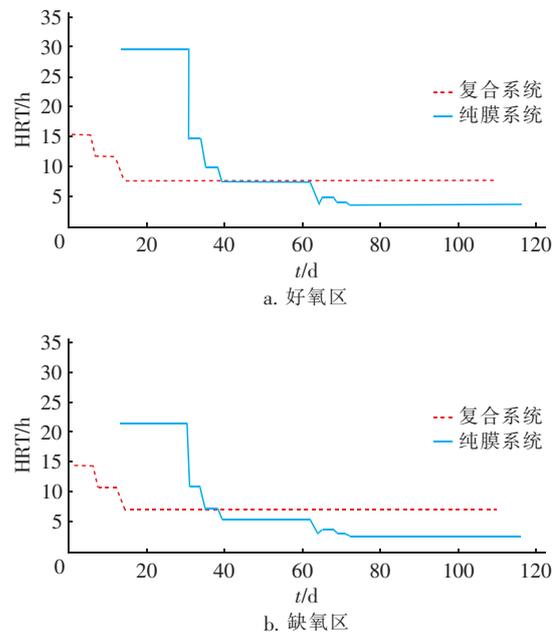


图7 中试系统水力停留时间

Fig. 7 Hydraulic retention time of MBBR

决定系统水力停留时间最直接的参数为系统的容积负荷,容积负荷大小取决于系统各功能区内微生物的活性与数量。由于纯膜系统中填料上的生物膜拥有更好的生长代谢环境,各功能区硝化、反硝化速率更高,且不存在与污泥系统竞争基质的制衡,令纯膜系统的硝化、反硝化容积负荷要高出泥膜复合系统2~3倍,其结果就是整个系统的HRT大大缩短。HRT缩短的直接结果就是池容变小,节约占地。这一点在占地紧缺的城市污水处理厂建设中十分重要,在一些类型污水处理厂(地下)的应用中,也具有很好的前景。

3 结论

① 泥膜复合系统与纯膜系统的出水COD均稳定在 $50 \text{ mg}/\text{L}$ 以下,但是泥膜复合系统的出水

COD 浓度更低,可以达到 33 mg/L。

② 纯膜系统对于氨氮的去除较为完全,最终的出水氨氮浓度要低于泥膜复合系统,降至了 1 mg/L 以下。但其出水 TN 浓度要高于泥膜复合系统,如只对出水氨氮要求较高,则建议采用纯膜工艺,如对 TN 要求较高,且进水中碳源不足,采用泥膜复合工艺有利于节约外碳源投加量。

③ 纯膜系统的容积负荷更高,停留时间短,可以节约大量的占地,降低基建费用,更适用于建设用地紧张或升级改造无新建构筑物条件的污水厂。

参考文献:

- [1] Rusten B, Hellström B G, Hellström F, *et al.* Pilot testing and preliminary design of moving bed biofilm reactors for nitrogen removal at the frevar wastewater treatment plant [J]. *Water Sci Technol*, 2000, 41 (4/5): 13 - 20.
- [2] Johnson C H, Page M W, Blaha L. Full scale moving bed biofilm reactor result from refinery and slaughter house treatment facilities [J]. *Water Sci Technol*, 2000, 41 (4/5): 401 - 407.
- [3] Mcquarrie J, Boltz J. Moving bed biofilm reactor technology: process applications, design, and performance [J]. *Water Environ Res*, 2011, 83 (6): 560 - 575.
- [4] 段存礼, 毕学军. 青岛市某污水厂 ICEAS 工艺升级改造

造工艺选择与分析 [J]. *中国给水排水*, 2010, 26 (14): 63 - 66.

- [5] 张鹏. MBBR 法处理城市污水去除污染物的特性研究 [D]. 长沙: 湖南大学, 2009.
- [6] 周小红. MBBR 及组合工艺氮磷的去除规律和污泥性能研究 [D]. 上海: 同济大学, 2007.
- [7] 张爱. 中低温下 MBBR 在处理城市污水的中试及生产中的应用研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2007.



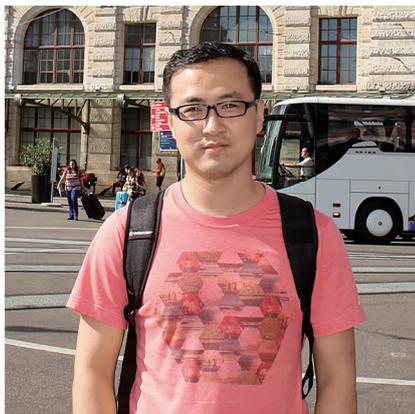
作者简介: 郑志佳 (1988 -), 男, 河北承德人, 硕士, 工程师, 主要从事污水处理工艺系统设计与研发。

E-mail: qingdaospr@163.com

收稿日期: 2017 - 01 - 08

(上接第 15 页)

- [6] Pan B J, Pan B C, Zhang W M, *et al.* Development of polymeric and polymer-based hybrid adsorbents for pollutants removal from waters [J]. *Chem Eng J*, 2009, 151 (1/3): 19 - 29.
- [7] Pan B C, Du W, Zhang W M, *et al.* Improved adsorption of 4-nitrophenol onto a novel hyper-cross-linked polymer [J]. *Environ Sci Technol*, 2007, 41 (14): 5057 - 5062.
- [8] Pan B J, Zhang W M, Pan B C, *et al.* Efficient removal of aromatic sulfonates from wastewater by a recyclable polymer: 2-naphthalene sulfonate as a representative pollutant [J]. *Environ Sci Technol*, 2008, 42 (19): 7411 - 7416.
- [9] 张全兴, 李爱民, 潘丙才. 离子交换与吸附树脂的发展及在工业废水处理与资源化中的应用 [J]. *高分子通报*, 2015, (9): 21 - 43.
- [10] Dharavath R, Patil R, Gaikar V. Adsorption of acidic impurities from organic esters using basic ion exchange resins as functionalized polymers [J]. *Sep Sci Technol*, 2005, 40 (14): 2947 - 2962.



作者简介: 杨文澜 (1981 -), 男, 江苏徐州人, 博士, 副教授, 国家注册环保工程师, 从事环境功能材料的研制与污水深度处理工作。

E-mail: wlyang@yzu.edu.cn

收稿日期: 2017 - 01 - 26