

文章编号:1000-582X(2012)01-125-08

## 扬水曝气-贫营养生物膜组合技术 净化微污染原水中试研究

黄廷林, 魏巍, 王春燕, 黄卓, 苏俊峰, 智利

(西安建筑科技大学 西北水资源与环境生态教育部重点实验室, 西安 710055)

**摘要:**在扬水曝气条件下,模拟原位条件进行了贫营养生物膜技术净化微污染原水的试验研究,分析测定其对氮源污染物及有机污染物的去除效果。试验结果表明,扬水曝气-贫营养生物膜组合技术用于净化微污染原水是可行的;在水温为 10~23 °C,溶解氧浓度为 4.0~6.0 mg/L、 $\text{NH}_4^+-\text{N}$  0.230 mg/L、 $\text{NO}_2^--\text{N}$  0.010 mg/L、 $\text{NO}_3^--\text{N}$  1.125 mg/L、TN 2.010 mg/L、 $\text{COD}_{\text{Mn}}$  3.140 mg/L、TOC 3.012 mg/L 和  $\text{BOD}_5$  1.540 mg/L 的条件下,系统稳定运行时的氨氮、硝氮、总氮及 TOC 去除率范围分别为 82%~100%、62%~79%、71%~80% 和 73%~80%,亚硝氮已基本检测不到, $\text{BOD}_5/\text{COD}_{\text{Mn}}$  比值在 0.05~0.20 之间,说明该组合系统的脱氮效果可满足地表水环境 III 类水体的质量标准要求,且生物稳定性可得到明显提高。另外,还考察了运行过程中生物膜上贫营养反硝化细菌数量及生物相的变化情况,并探讨了贫营养生物膜系统的净水机理。

**关键词:**扬水曝气;贫营养生物膜;微污染原水;反硝化细菌

**中图分类号:**X131.2

**文献标志码:**A

## Pilot research on micropollutants removal in the raw water by combined process of water-lifting aeration and oligotrophic biofilm

HUANG Ting-lin, WEI Wei, WANG Chun-yan, HUANG Zhuo, SU Jun-feng, ZHI Li

(Key Laboratory of Northwest Water Resource, Environment and Ecology, Ministry of Education, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, P. R. China)

**Abstract:** Under the operation of multifunctional device for water lifting and aeration(MDWLA), in situ simulation experiment is made by use of the oligotrophic biofilm process for pretreatment of micro-polluted raw water in order to investigate the removal effects of nitrogen and organic matter. The experimental results show that the combined technique of water-lifting aeration and oligotrophic biofilm process is feasible, and the removal rate of ammonia, nitrate, total nitrogen and TOC in steady running period range from 82%~100%, 62%~79%, 71%~80% and 73%~80%, respectively, under the condition of temperature 10~23 °C, dissolved oxygen 4.0~6.0 mg/L,  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  0.230 mg/L,  $\text{NO}_2^--\text{N}$  0.010 mg/L,  $\text{NO}_3^--\text{N}$  1.125 mg/L, TN 2.010 mg/L,  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  3.140 mg/L and  $\text{BOD}_5$  1.540 mg/L for source water, also the nitrite is poorly detected and the ratio of  $\text{BOD}_5$  to  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  is in the range of 0.05 to 0.20. Obviously, the nitrogen removal effects can meet the requirements of class III of surface water quality according to

**收稿日期:**2011-07-02

**基金项目:**国家重大科技专项“水体污染控制与治理”(2009ZX07424-006-003);国家自然科学基金项目(50830303, 50778147);国家高技术研究发展计划(863 项目,2007AA06Z302);西安市科技计划项目(SF08022);教育部博士点新教师基金项目(20096120120013)

**作者简介:**黄廷林(1962-),男,西安建筑科技大学教授,主要从事市政及环境工程、水资源保护与水质污染控制工程等学科领域的教学与研究工作,(E-mail)huangtinglin@xauat.edu.cn。



物填料置于由角钢制成的填料支架内,支架尺寸为  $\Phi \times H = 0.4 \text{ m} \times 0.5 \text{ m}$ ,其四周用纱网密封,置于环状穿孔曝气系统上方且水面以下 0.2 m 处,压缩空气经气室形成气弹后进入环形穿孔布气管向水体释放空气,可满足充氧的均匀性及生物膜生长所需的冲刷作用。取样孔分设在有机玻璃容器壁上距底部 0.6、1.7、2.8、3.9 m 的断面上,可以满足不同高度

的水样采集要求。

## 1.2 试验用水和水质

试验用水取自某水库水源水,库区流域内农业面源污染和农村生活污染导致该水源水质总氮指标一直高于地表水环境质量标准(GB3838—2002)中 III 类水体水质标准,有时甚至劣于 V 类水体,其水质指标见表 1。

表 1 试验原水水质指标

水质指标	COD <sub>Mn</sub> /(mg·L <sup>-1</sup> )	TOC /(mg·L <sup>-1</sup> )	BOD <sub>5</sub> /(mg·L <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N /(mg·L <sup>-1</sup> )	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N /(mg·L <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N /(mg·L <sup>-1</sup> )	TN /(mg·L <sup>-1</sup> )
数值	3.140	3.012	1.540	0.230	0.010	1.125	2.010

## 1.3 菌源和生物填料

采用本实验室驯化、筛分的贫营养好氧及兼性反硝化菌种,分别记为 Y3、Y7 和 J8,经 16S rDNA 测序及同源性比较并结合常规生理生化鉴定,可确定这 3 种菌株均为 *Pseudomonas. sp.* 将 Y3、Y7 和 J8 分离纯化后得到纯菌斜面,分别接种于液体培养基中,放入恒温水浴摇床培养,具体培养条件为温度 30 °C,转速 120 r/min,培养时间 24 h,备用。

采用的生物填料是一种新型微生物膜载体(见图 2),主要材质是聚丙烯和聚乙烯,比表面积大,易挂膜,不易脱落,亲水性好。试验选用  $\phi 10$  悬浮填料,填料填充率为 2.0%,其理化性能指标为:直径和厚度均为 10 mm,堆积密度 150 kg/m<sup>3</sup>,比表面积大于 500 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>,空隙率 75%左右,适用温度 -35~65 °C,堆积个数约 76 万个/m<sup>3</sup>。



图 2 悬浮填料

## 1.4 试验方法

扬水曝气-贫营养生物膜组合技术是将曝气、混合和生物氧化结合在一起,发挥各自的作用和优点,其中扬水曝气器的主要作用是:1)为生物提供所需的溶解氧条件和水力条件;2)混合上下层水体使底层营养物质进入表层水体为生物提供所需的营养条件;3)向水库湖泊水体充氧,混合上下水层,破坏水体分层,改善水体厌氧状态,抑制底泥污染物释放和

藻类生长。由于扬水曝气器对水质具有较好的混合均化效果,因此,在试验运行期间,只在距底部 1.7 m 处的断面上取样进行测定分析。系统模拟原位修复条件对水库原水进行净化处理,试验期间系统无进水和出水,各污染物指标的去除率均为累计去除率。运行时间为 2009 年 7 月 30 日至 12 月 16 日,总共 140 d。运行期间,控制扬水曝气供气量使气弹释放间隔时间为 20~30 s,溶解氧浓度范围为 4.0~6.0 mg/L,水温范围为 10~23 °C。

采用投加强化细菌菌液的方法进行人工加速挂膜,将上述培养好的各菌液按 2% 的比例加入灭菌后的液体培养基中,30 °C 恒温培养 2~3 d,然后放入清水浸泡过的悬浮填料,通过空气流量计调节曝气量使 DO 浓度控制在 2.0~3.0 mg/L,曝气培养 3~4 d,取出填料,用自来水反复冲洗 4~5 遍,将填料表面的浮菌冲洗干净后放入填料支架内,然后将填料支架固定于装有原水的中试试验装置内。

## 1.5 分析项目及方法

采用国家标准方法<sup>[8]</sup>测定 COD<sub>Mn</sub>、BOD<sub>5</sub>、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 和 TN;贫营养反硝化细菌培养采用选择性反硝化培养基,稀释平板计数;采用哈希 IL 500 型 TOC 分析仪测定 TOC,PHS-3C 型精密酸度计测量 pH 值,HQ-30d 型溶解氧测定仪测定 DO,BX51 奥林巴斯荧光显微镜和德国 VEGA 公司 TS5136XM 型扫描电子显微镜观察照相。

## 2 试验结果与讨论

### 2.1 污染物的去除效果

#### 2.1.1 氮源污染物的去除效果

如图 3 所示,扬水曝气-贫营养生物膜组合系统联合运行时对原水中的氨氮具有较好的去除效果,系统稳定运行时的氨氮去除率在 82%~100% 之

间。系统运行初期氨氮浓度突然上升,主要是由于原水有机氮浓度较高,在氨化细菌的作用下有机氮化合物被分解,转化为氨态氮,导致原水氨氮浓度的升高,因此在系统运行的前 2 个月里,氨氮去除效果不稳定,氨氮浓度和去除率分别在 0.05~0.21 mg/L 和 15%~75%之间,但在硝化细菌的作用下氨氮浓度总体呈下降趋势。运行 2 个月之后,贫营养生物膜上的生物群落趋于稳定,氨氮去除率稳定在 80%

以上,氨氮浓度基本在 0.05 mg/L 以下。系统运行至 2009 年 9 月 26 日时,原水氨氮浓度突然升高至 0.625 mg/L,可能是由于系统运行后期有机物浓度较低,微生物细胞进入内源性代谢阶段,即当缺乏外来可作为能源的物质时,细胞便利用内存的物质,而当细胞内贮存的物质陷入缺乏时,细胞便开始死亡<sup>[9]</sup>,释放出更多的氨氮。

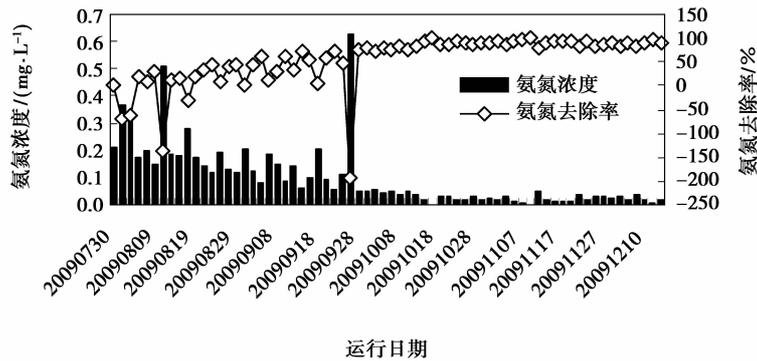


图 3 运行期间氨氮浓度及去除率变化

图 4 为试验期间扬水曝气-贫营养生物膜组合系统对硝氮的去除效果。从图 4 中可以看出,在原水水温为 10~23 °C, COD<sub>Mn</sub>/TN 为 1.56 的条件下,该组合系统仍然具有较理想的反硝化效果,系统运行期间硝氮的最大去除率可达到 78.51%,硝氮浓度可由初始 1.178 mg/L 降至 0.253 mg/L。试验初期硝氮浓度的下降可能是由于填料表面的吸附作用。在系统运行的前 2 个月里,反硝化作用不明显,硝氮去除率仅为 5%~20%,这是由于微生物在低营养环境中

一个逐渐适应的过程,在这个过程中,贫营养微生物通过调节外界营养物质进入细胞的速率或传输能力来增强细胞对基质的亲和力<sup>[10]</sup>。另外,贫营养微生物呼吸速率低,有相对较小的最大增殖速度,因而能够适应低营养环境<sup>[11]</sup>。经过一段时间适应后,微生物对基质的利用效率提高,系统反硝化速率也得到明显提高,因此在运行中后期硝氮浓度逐渐降低,反硝化效果明显,系统稳定运行时的硝氮去除率为 62%~79%,硝氮浓度在 0.25~0.45 mg/L 之间。

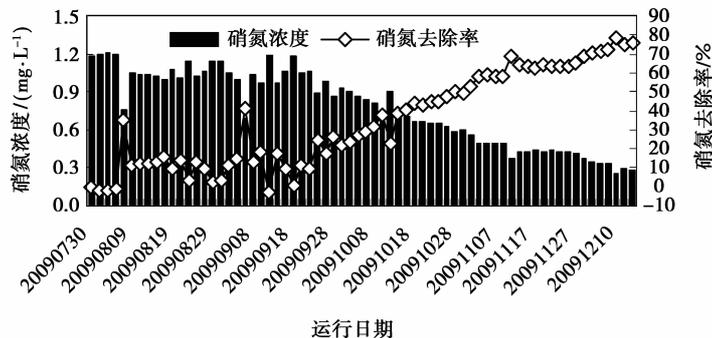


图 4 运行期间硝氮浓度及去除率变化

系统运行期间亚硝氮浓度及去除率变化规律如图 5 所示。试验前期,亚硝氮浓度的升高是由于原水氨氮浓度值突然升高,硝酸菌来不及将亚硝酸菌由氨氮氧化成的那部分亚硝氮及时地氧化成硝氮所致。随着时间的延长,硝酸菌将亚硝氮逐渐氧化成

硝氮而得以去除,系统运行中后期亚硝氮浓度接近于零,2009 年 11 月 3 日以后基本检测不到亚硝氮,说明该组合系统对亚硝氮具有较好的去除效果,反硝化过程进行得较彻底,不会导致亚硝氮累积而对水体水质造成不良影响。

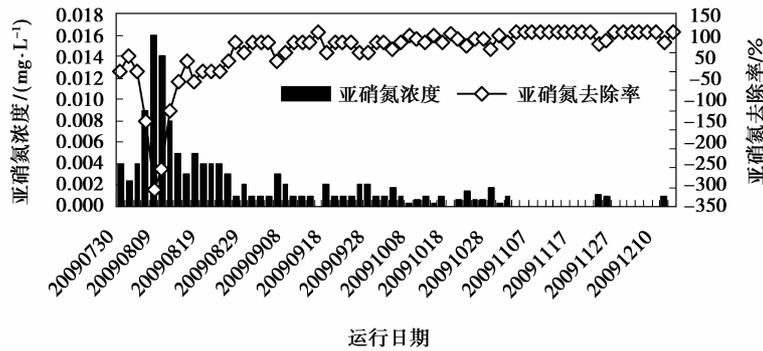


图 5 运行期间亚硝氮浓度及去除率变化

由图 6 可知,在贫营养及较低温度条件下该组合系统对原水仍然具有较好的脱氮效果,在运行 140 d 的时间里,总氮最大去除率可达到 79.12%,系统稳定运行时的脱氮效果可满足地表水环境Ⅲ类水体的质量标准要求。运行初期总氮浓度的下降是由于填料表面生物膜的吸附作用,水中低浓度的可生物降解的有机物、氨氮、硝氮、亚硝氮等首先很快被填料上的生物膜所吸附,然后在贫营养脱氮细菌的作用下通过生物降解、硝化和反硝化等综

合作用去除水中的氮源污染物。如图 6 所示,2009 年 7 月 30 日至 9 月 22 日期间总氮去除率变化不大,基本在 10%~35%之间,这是由于生物膜系统对原水的贫营养环境需要一个逐渐适应的过程,在此期间反硝化速率较慢,随着运行时间的延长,贫营养生物膜系统对原水表现出较理想的脱氮效果,从 2009 年 9 月 22 日到 12 月 16 日期间,总氮去除率由 35.16% 提高至 79.12%,总氮浓度最低可降至 0.418 mg/L。

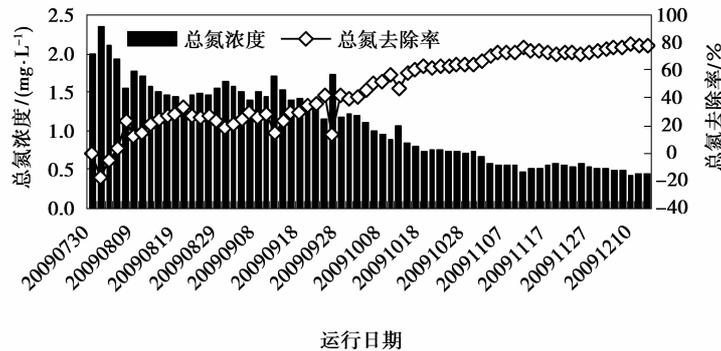


图 6 运行期间总氮浓度及去除率变化

### 2.1.2 有机污染物的去除效果

TOC 是衡量水中有机物含量的一项综合性指标,它以碳的数量来表示水中有机物的含量,常被用来评价水体中有机物的污染程度。图 7 表示的是扬水曝气-贫营养生物膜组合系统运行期间 TOC 浓度及去除率变化过程,运行期间 TOC 的去除率范围基本在 33%~80%之间。可生物降解有机物作为电子供体和异养细菌的碳源,在较低的浓度下,有利于贫营养型微生物的繁殖。微污染原水预处理生物膜主要由贫营养型菌落组成,在低营养环境中具有较大的营养竞争优势,有利于更多地吸收周围环境中的有机物质<sup>[12]</sup>,所以对有机物具有一定的去除效果。生物膜系统对有机物的去除机理主要有以下几个方面:生物膜吸附絮凝作用;生物膜新陈代谢对低分子

有机物的降解作用;生物膜胞外酶对大分子有机物的分解作用<sup>[13]</sup>。比较图 6 和图 7 可知,有机物和总氮浓度的变化趋势较相似,这是由于系统中的贫营养脱氮细菌利用原水中的有机物作为电子供体和碳源,在反硝化过程及细胞合成中使用有机物得以去除,因此系统的脱氮效果在一定程度上影响着对有机物的降解效率。系统运行前期有机物降解效果不明显,2009 年 7 月 30 日至 8 月 29 日期间 TOC 去除率基本在 18%~37%之间,随着生物膜系统对原水环境的适应,贫营养微生物的代谢基质效率得到提高,对有机物的利用率也得以提高,因此在系统运行的中后期,有机物去除率逐渐提高,系统稳定运行时的 TOC 去除率在 70%以上,TOC 最大去除率可达到 79.56%,此时 TOC 浓度由初始 2.979 mg/L 降至 0.609 mg/L。

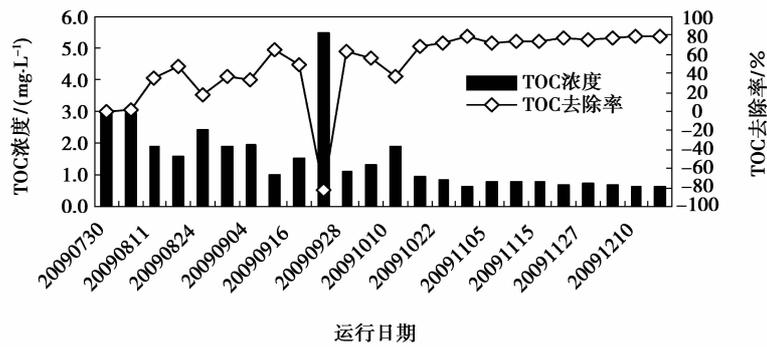
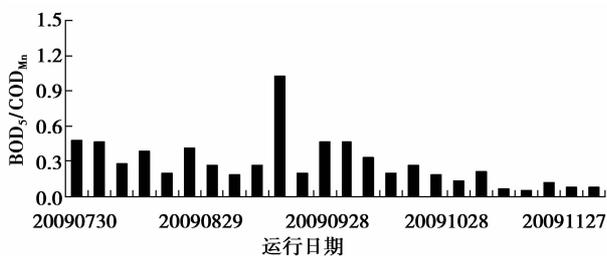


图 7 运行期间 TOC 浓度及去除率变化

$BOD_5/COD_{Mn}$ 用来表示微污染原水的可生化降解特性,图 8 表示的是扬水曝气-贫营养生物膜组合系统在运行期间  $BOD_5/COD_{Mn}$ 的变化规律, $BOD_5/COD_{Mn}$ 比值可由初始 0.476 降至 0.054,说明该组合系统对可生物降解有机物具有较好的去除效果,且可同时提高原水的生物稳定性。由于原水可生化降解性较好,容易被微生物所利用,因此在整个运行期间, $BOD_5/COD_{Mn}$ 总体呈下降趋势,运行后期  $BOD_5/COD_{Mn}$ 基本在 0.1 左右,说明水体中可生物降解有机物已基本耗尽,此时原水的可生化性较差,比较图 6和图 8 可知,此时系统脱氮效果难以得到进一步提高,这是由于当水体中缺乏作为电子供体的可利用有机碳源时,贫营养脱氮细菌无法有效地进行反硝化作用,因此影响系统的脱氮效果。由图 7 和图 8 可以看出,系统运行至 2009 年 9 月 22 日时,TOC 浓度及  $BOD_5/COD_{Mn}$  比值分别升高至 5.460 mg/L 和 1.029,可能是由于原水中有有机物浓度匮乏时,填料上微生物细胞进入内源性代谢阶段,导致细菌细胞死亡或水解,使水体有机物浓度突然升高,而这部分有机物主要以可生物降解有机物为主,因此有利于生物脱氮过程的进行。

图 8 运行期间  $BOD_5/COD_{Mn}$  比值的变化

## 2.2 生物膜特征

### 2.2.1 贫营养反硝化细菌数量的变化

表 2 是系统运行过程中生物膜上贫营养反硝化细菌数量的变化情况。当原水有机营养源相对比较充足时,贫营养反硝化细菌利用水中的有机碳源作

为能源及电子供体,在细胞代谢合成及反硝化过程中,达到微生物增殖、去除有机污染物及氮源污染物的目的。从表 2 可以看出,系统运行前期由于碳源充足,生物膜上贫营养反硝化细菌的增殖速率较快,数量级可由  $10^3$  CFU/个填料增加到  $10^4 \sim 10^5$  CFU/个填料。随着运行时间的延长,原水中的营养物质不断地被消耗,当可利用有机物变得匮乏时,微生物便通过内源呼吸作用消耗自身储存的营养物质,而当内贮存物质缺乏时,细胞便开始死亡或分解,因此系统运行的第 2 个月里,贫营养反硝化细菌的数量降至  $(2.0 \sim 3.6) \times 10^3$  CFU/个填料。由图 7、8 可知,系统运行至 9 月下旬时,由于部分菌体死亡导致原水 TOC 及  $BOD_5/COD_{Mn}$  值突然升高,细菌便继续利用这部分有机物作为基质进行生长和繁殖,10 月上旬细菌数量增加至  $4.5 \times 10^4$  CFU/个填料。系统运行中后期,由于微生物对贫营养环境的逐渐适应,生物膜上的生物群落结构趋于稳定,反硝化细菌数量变化不大,细菌的生长和死亡基本达到动态平衡状态。

表 2 运行期间生物膜上贫营养反硝化细菌数量的变化

时间	细菌数量 (CFU/个填料)	时间	细菌数量 (CFU/个填料)
20090801	$8.8 \times 10^3$	20090917	$3.6 \times 10^3$
20090806	$1.5 \times 10^5$	20090924	$2.0 \times 10^3$
20090813	$1.2 \times 10^5$	20091009	$4.5 \times 10^4$
20090820	$1.3 \times 10^4$	20091024	$3.5 \times 10^4$
20090827	$6.8 \times 10^4$	20091110	$1.4 \times 10^4$
20090903	$2.8 \times 10^4$	20091125	$8.7 \times 10^3$
20090910	$2.4 \times 10^3$	20091210	$5.0 \times 10^4$

### 2.2.2 生物膜的形态及作用分析

在系统运行期间对填料上的生物膜进行观察和分析,生物膜上的生物均是由低等向高等演化的,其原因是低等生物对环境适应性较强。因此,系统刚

刚运行时,只见大量的球状、椭球状或杆状细菌,其他微生物很少或不出现。在系统稳定运行和生物膜降解良好时,相应地出现钟虫、轮虫、太阳虫、线虫等许多较高等的微生物。系统运行稳定后,生物膜上的生物相也相对稳定,细菌与原生动动物之间存在着制约关系。这是因为原生动动物吞噬细菌抑制细菌群体的蔓延,而细菌被破坏后又要不断繁殖生长,这就需要以源水中的有机物为食料,进而达到净化水质的目的<sup>[14]</sup>。图9是系统不同时期填料上生物膜的扫描电子显微镜照片。

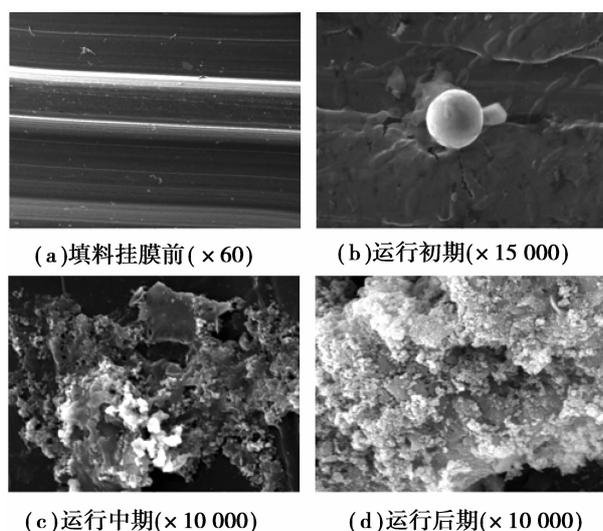


图9 不同时期生物膜扫描电镜照片

贫营养生物膜系统是利用附着在载体上的生物膜进行新陈代谢作用,消耗水体中的营养元素,实现对水体的净化。贫营养微生物体内积累大量贮存物,如粘液层和荚膜,自行凝聚力强,易于挂膜生长。生物膜的形成减少了外界贫营养环境和其他不利的生存环境对其中细菌的影响,载体的存在为微生物提供了一个相对稳定的生存环境,有利于贫营养微生物的生长和繁殖。系统运行至2009年10月中旬以后水温不足20℃,11月上旬由于雨雪天气,水温骤然下降,11月2日至12月10日期间,水温仅为10~16℃,但此阶段生物膜系统仍然保持比较稳定的净化效果,说明贫营养生物膜系统在低温条件下具有较好的适应性。

### 3 结 语

1)采用扬水曝气-贫营养生物膜组合技术模拟原位条件净化水库水源水试验表明,在水温为10~23℃,溶解氧浓度为4.0~6.0 mg/L,初始COD<sub>Mn</sub>/TN为1.56的条件下,系统稳定运行时的氨氮、硝氮、总氮及TOC去除率范围分别为82%~100%、

62%~79%、71%~80%和73%~80%,亚硝氮已基本检测不到,BOD<sub>5</sub>/COD<sub>Mn</sub>比值在0.05~0.20之间。说明该组合技术稳定运行时的脱氮效果可满足地表水环境Ⅲ类水体的质量标准要求,且生物稳定性可得到明显提高。

2)运行过程中生物膜上贫营养反硝化细菌的数量呈规律性变化。当碳源较充足时,反硝化细菌生长繁殖较快,其数量级可达到10<sup>4</sup>~10<sup>5</sup> CFU/个填料,系统稳定运行时贫营养反硝化细菌的数量变化不大,细菌的生长和死亡基本达到动态平衡状态。

3)贫营养生物膜系统可减少低营养环境和其他不利的生存环境对其中细菌的影响,有利于贫营养微生物的生长和繁殖。系统稳定运行时,细菌、原生动动物和后生动物组成了一个相对稳定的群落结构,并发挥着各自的作用,从而达到净化水质的目的。

### 参考文献:

- [1] 肖羽堂,赵美姿,高立杰. 富氧生物膜法修复微污染水源的机理研究[J]. 长江流域资源与环境, 2005, 14(6): 796-800.  
XIAO YU-TANG, ZHAO MEI-ZI, GAO LI-JIE. Rehabilitation mechanism of slightly polluted water by oxygen enrichment and biofilm device[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2005, 14(6): 796-800.
- [2] FABBRICINO M, PETTAB L. Drinking water denitrification in membrane bioreactor/ membrane contactor systems [J]. Desalination, 2007, 210(1/3): 163-174.
- [3] TIAN J Y, LIANG H, LI X, et al. Membrane coagulation bioreactor (MCBR) for drinking water treatment [J]. Water Research, 2008, 42 (14): 3910-3920.
- [4] LI X Y, CHU H P. Membrane bioreactor for the drinking water treatment of polluted surface water supplies [J]. Water Research, 2003, 37 (19): 4781-4791.
- [5] XIA S Q, ZHANG Y H, ZHONG F H. A continuous stirred hydrogen-based polyvinyl chloride membrane biofilm reactor for the treatment of nitrate contaminated drinking water [J]. Bioresource Technology, 2009, 100(24): 6223-6228.
- [6] BUTTIGLIERI G, MALPEI F, DAVERIO E, et al. Denitrification of drinking water sources by advanced biological treatment using a membrane bioreactor[J]. Desalination, 2005, 178(1/3): 211-218.

(下转第146页)

- 识别率对比实验研究[J]. 照明工程学报, 2010, 21(5): 59-62.
- YAN YONG-HONG, GUAN YANG, WANG NING, et al. Different color temperature T5 fluorescent lamps photochr matching optimal visual acuity contrast experiment [J]. Zhaoming Gongcheng Xue Bao, 2010, 21(5):59-62.
- [11] 关杨. 光生物效应下教室照明心理—生理综合评价研究[D]. 重庆:重庆大学, 2010.
- [12] YAN Y H, TANG G L, GUAN Y, et al. Evaluation index study of students' physiological rhythm effects under flourescent lamp and LED [C]// Proceedings of the 2010 International Conference on Electrical Engineering and Automatic Control, November 26-28, Zibo, China. [S.l.]: IEEE Press, 2010, 11:134-139.
- [13] SHI LU, KATSUURA T, SHIMOMURA Y, et al. Effects of different light source color temperatures during physical exercise on human EEG and subjective evaluation[J]. Journal of the Human-Environmental System, 2009, 12(1):27-34.
- [14] KOZAKI T, KIMAMURA S, HIGASHIHARA Y, et al. Effects of color temperature of light sources on slow-wave sleep [J]. Journal of Physiological Anthropology and Applied Human Science, 2005, 24(2):183-186.
- [15] NOGUCHI H, INOUE M, SAKAGUCHI T. Effect of bright light on arousal level in the daytime[J]. Journal of Physiological Anthropology, 2001, 20(5):306.
- [16] YASUKOUCHI A, EJIMA H. The effects of color temperature of light sources on the arousal level and postural change with different mental task [C] // Proceedings of Second International Conference on Human-Environment System, Tokyo, Japan: International Society of Human-Environment System, 1998: 247-250.
- [17] KULLER R, WETTERBERG L. Melatonin, cortisol, EEG, ECG and subjective comfort in healthy humans: impact of two fluorescent lamp types at two light intensities [J]. Lighting Research and Technology, 1993, 25(2):71-80.
- [18] 季成叶. 儿童少年卫生学[M]. 北京:人民卫生出版社, 2007.
- [19] 张学民, 舒华. 实验心理学[M]. 修订版. 北京:北京师范大学出版社, 2007.
- [20] 频率最高的前 8000 个词词表. 现代汉语频率词典[M]. 北京:北京语言学院出版社, 1986.

(编辑 郑洁)

## (上接第 131 页)

- [7] 徐斌, 夏四清, 胡晨燕, 等. MBBR 工艺预处理黄浦江微污染原水[J]. 中国给水排水, 2004, 20(8): 5-9.
- XU BIN, XIA SHING, HU CHEN-YAN, et al. MBBR Technology for Pretreatment of Micro-polluted Raw Water in Huangpu River [J]. China Water& Wastewater, 2004, 20(8): 5-9.
- [8] 国家环保局编制. 水和废水监测分析方法(第 4 版)[M]. 北京:中国环境科学出版社, 2005.
- [9] 龙腾锐, 谢朝新, 方振东. 长期储存水中细菌的行为分析[J]. 重庆建筑大学学报, 2004, 26(3): 55-58.
- LONG TENG-RUI, XIE CHAO-XIN, FANG ZHEN-DONG. Behavior analysis of the bacteria in long-term storage water [J]. Journal of Chongqing Jianzhu University, 2004, 26(3): 55-58.
- [10] OSTROWSKI M, FEGATELLA F, WASINGER V, et al. Cross-species identification of proteins from proteome profiles of the marine oligotrophic ultramicrobacterium, sphingopyxis alaskensis [J]. Proteomics, 2004, 4: 1779-1788.
- [11] 桑军强, 王占生. BAF 在微污染源水生物预处理中的应用[J]. 中国给水排水, 2003, 19(2): 21-23.
- SANG JUN-QIANG, WANG ZHAN-SHENG. Application of biological aerated filter (BAF) in biological pre-treatment of micro-polluted source water[J]. China Water& Wastewater, 2003, 19(2): 21-23.
- [12] 张崇邦, 黄立南, 栾天罡, 等. 寡营养细菌及其在环境科学中的应用[J]. 应用生态学报, 2005, 16(4): 773-777.
- ZHANG CHONG-BANG, HUANG LI-NAN, LUAN TIAN-GANG, et al. Oligotrophic bacteria and their applications in environmental science [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2005, 16(4): 773-777.
- [13] 刘科军, 吕锡武. 跌水曝气生物接触氧化预处理微污染源水[J]. 水处理技术, 2008, 34(8): 55-62.
- LIU KE-JUN, LV XI-WU. Experiment study on pretreatment of micro-polluted source water with water-dropping aeration biological contact oxidation [J]. Technology of Water Treatment, 2008, 34(8): 55-62.
- [14] 李伟英. 给水生物预处理工艺中生物相变迁规律及作用[J]. 环境与开发, 2000, 15(2): 6-8.
- LI WEI-YING. The changes' regular pattern & function of biological types in technology of biological pretreatment for water supply [J]. Environment and Exploitation, 2000, 15(2): 6-8.

(编辑 郑洁)