

论述与研究

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.11.001

携菌新型生物质基材用于微污染水体治理

邓敬轩¹, 周润杰², 单晓红², 阮文权¹

(1. 江南大学 环境与土木工程学院, 江苏 无锡 214122; 2. 无锡马盛环境能源科技有限公司, 江苏 无锡 214122)

摘要: 针对河道微污染水,以农林秸秆生物质发电后的废料制成的生物质基材为填料,将异养硝化菌 *Pseudomonas* 固定于其中,采用人工湿地模拟装置考察携菌生物质基材对微污染河道水体的处理效果,并与火山岩进行比较;借助高通量测序技术对生物膜的微生物群落进行解析,最后将携菌生物质基材应用于河道净化工程中。结果表明:携菌生物质基材对进水 COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TP 的去除率分别达到 81.0%、98.2%、96.7%,其除污效果及稳定性均优于火山岩。生物质基材的微生物群落结构以 *Alphaproteobacteria* 菌属(36%)和 *Pseudomonas* 菌属(13%)为主,表明生物质基材携带增效菌种 *Pseudomonas* 后在脱氮方面有较大优势。将携菌生物质基材应用于处理量为 $150 \text{ m}^3/\text{d}$ 的城市内河点源污染治理工程,携菌生物质基材可进一步稳定去除传统 AO 装置尾水中的 COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TP,出水水质可达到地表Ⅳ类水标准,且生物质基材所携带 *Pseudomonas* 仍占据一定比例(0.65%)。

关键词: 异养硝化; 生物质基材; 火山岩; 微污染水治理; 人工湿地

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2021)11-0001-08

Biomass Substrate Carrying Bacteria for Treatment of Micro-polluted River Water

DENG Jing-xuan¹, ZHOU Run-jie², SHAN Xiao-hong², RUAN Wen-quan¹

(1. School of Environment and Civil Engineering, Jiangnan University, Wuxi 214122, China;

2. Wuxi Masun Environmental Energy Technology Co. Ltd., Wuxi 214122, China)

Abstract: For micro-polluted river water, heterotrophic nitrifying bacteria *Pseudomonas* was immobilized in the biomass substrate made from the waste of agricultural and forestry straw biomass power generation. The treatment effect of biomass substrate carrying bacteria on micro-polluted river water was investigated by constructed wetland device, and compared with volcanic rock. The microbial community of biofilm was analyzed by high-throughput sequencing technology. And then biomass substrate carrying bacteria was used in river purification project. The results showed that the removal rates of COD, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and TP of influent water with biomass substrate carrying bacteria were 81.0%, 98.2% and 96.7% respectively, and the removal rate of pollutants and stability were better than those of volcanic rocks. In the microbial community structure, *Alphaproteobacteria*(36%) and *Pseudomonas* (13%) were dominant

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07204002)

通信作者: 阮文权 E-mail: wqruan@jiangnan.edu.cn

in biomass substrate, which indicated that biomass substrate carrying *Pseudomonas* had a greater advantage in nitrogen removal. The bacteria-carrying biomass substrate was applied in the treatment project of urban rivers with a treatment capacity of 150 m³/d. COD, NH₄⁺ - N and TP in the tail water of the traditional AO process could be further removed stably by biomass substrate carrying bacteria. The water quality of the main river met the class IV surface water standard, and the proportion of *Pseudomonas* carried by the biomass substrate still accounted for 0.65%.

Key words: heterotrophic nitrification; biomass substrate; volcanic rock; treatment of micro-polluted water; constructed wetland

近年来,随着工业化、城市化进程的加快,产生了大量的工业废水和生活污水,导致很多江河湖泊受到严重污染^[1]。如今,对城市污水处理要求日益严格,尤其是在对氮排放严格控制的形势下,氨氮和总氮的有效去除势必会受到越来越多的重视。生物脱氮是在微生物的作用下,污水中的有机氮及氨氮经过氨化作用、硝化反应、反硝化反应,最后转化为氮气,最终实现氮从污水中去除。生物膜法是目前水污染控制的主流工艺之一,其中填料性能是生物膜形成的核心^[1]。

目前,无机填料的研究主要围绕以下几个方面:①开发以天然材料和工业固体废物为主要成分的高效价廉的无机填料,寻求改善填料性能的工艺和方法;②优化填料的各项理化指标与性能参数,研究填料性质对污染物去除的影响;③制定填料标准,使得填料生产规范化。但是对于填料与高效微生物结合去除水体污染物的研究还不是很多。

为此,以改性的农林秸秆生物质发电的固体废物为基材,经携带高效异养硝化菌株后,以通用的火山岩作为对比材料,分析携菌生物质基材用于微污染河道水体治理的效果。

1 材料与方法

1.1 实验材料

生物质基材选用农林秸秆经炉排炉焚烧发电后的废渣,经过筛分、破碎及塑形等工艺加工制成,其结构如图1所示。



图1 生物质基材

Fig.1 Physical figure of biomass substrate

生物质基材的主要成分为硅(57.90%)、铝(8.39%)、钙(10.93%)、铁(4.34%)、镁(1.64%)、钠(1.33%)、锰(0.13%)等十几种矿物质和微量元素,并有少量未燃尽的碳(1.02%),表现为不规则颗粒,颜色为灰黑色,且多孔质轻。

异养硝化脱氮菌株由本实验室分离筛选得到,经16S rDNA鉴定为野生假单胞菌(*Pseudomonas*),NCBI序列号为PRJNA551309。发酵培养基为维氏盐培养基^[2],发酵参数:DO浓度为2~5 mg/L、温度为(25±1)℃、pH值为7.0~7.5。

实验用水为人工配水,COD为55~180 mg/L,NH₄⁺ - N为20~30 mg/L,TP为3~5 mg/L,pH值为7.5~8.0。

1.2 携菌生物质基材的制备及脱氮效能验证

菌株的生理生化性能:将异养硝化菌培养至对数生长期后,按照1%的比例接种于100 mL维氏盐培养基中,设置3组重复,于30℃、160 r/min摇床中培养48 h。每隔8 h取样检测菌液的OD₆₀₀、COD、NH₄⁺ - N、TN、NO₂⁻ - N、NO₃⁻ - N。

生物质基材携菌处理:异养硝化菌株培养至对数生长期后,将50 g生物质基材浸没于200 mL发酵液中,在25℃、50 r/min恒温摇床上分别浸泡0、2、8、24、48 h,每个时间点分别测定浸泡的发酵液OD₆₀₀、平板计数浸泡液中残留菌落数。

携菌生物质基材脱氮效能验证:采用等量携菌生物质基材与未携菌生物质基材同时处理河道水,于25℃、50 r/min下轻微振荡处理48 h,每隔8 h取样检测河水中NH₄⁺ - N和TP的变化。每个样品设置3个平行。河道水采自无锡市市内某河道,添加少量NH₄Cl和NaH₂PO₄,将河道水NH₄⁺ - N和TP分别调整至8.5及0.8 mg/L左右。

1.3 携菌生物质基材与火山岩的除污效能比较

生物质基材与市售火山岩物理性能比较:采用

X射线显微断层成像技术,将生物质基材与火山岩进行钻芯切割,获得直径为50 mm、高度为75 mm的圆柱体。采用德国ZEISS Xradia 510 Versa高精度工业CT扫描仪对生物质基材和市售火山岩进行断层扫描分析,沿样品水平方向保持扫描层位间距为0.1 mm,每个样品获取750张图片,得到两种材料的表面形貌及正交视图,最后使用ORS可视化软件及Avizo-Fire软件处理结果,实现材料内部可视化,进而分析出材料的孔隙率和比表面积等信息。

生物质基材与火山岩去除污染物效能比较:将生物质基材和火山岩分别置于2套人工湿地模拟装置中(见图2)。实验装置由空心圆柱、推流泵、循环水泵和不锈钢水槽组成。圆柱材质为有机玻璃,采用顶部进水、底部出水的方式,容积约4 L。填料填满圆柱,接种无锡某市政污水处理厂活性污泥2 L,接种污泥浓度为3 000 mg/L。推流搅拌以确保水质混合均匀,同时避免污泥沉积;循环水泵流量为200 L/h,促使水流与填料充分混合,利于微生物挂膜。为保证微生物生长所需营养,采取间歇进水的方式,每个周期的水力停留时间为24 h。装置内部无曝气装置,仅通过水流循环保证溶解氧浓度。火山岩和生物质基材挂膜期间,每天对出水水质进行检测,主要检测指标为COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和TP。系统稳定运行一段时间后,当COD去除率>70%、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率>90%、显微镜观察到微生物相良好时可判定填料挂膜成功^[3]。挂膜完成后,针对两种填料的污染物去除性能进行检测,主要检测指标及运行参数与挂膜期间相同,运行时间为15~20 d。

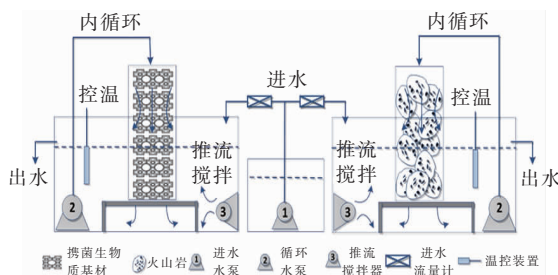


图2 人工湿地装置示意

Fig.2 Schematics of constructed wetland device

1.4 微生物群落多样性分析

模拟装置样品采集:模拟装置运行结束后,对生物质基材和火山岩的生物膜进行采样,即取出反应器中部生物质基材和火山岩100 g左右,用200 mL无菌水浸泡在250 mL灭菌锥形瓶中,150 r/min振

荡约30 min,待填料表面附着生物膜绝大部分脱落后,快速将悬浊液倒入离心管离心,取离心管下部固体物,-20℃保存。样品送测序公司进行高通量测序。

河道现场生物膜采集:现场取人工湿地中上部生物质基材,简单破碎且无菌包装后快速运至实验室,按照与模拟装置同样的方式处理及送样。

基因组DNA提取及PCR扩增:采用Power Soil DNA分离试剂盒提取样品中的DNA,之后采用1%的琼脂糖凝胶电泳检测提取的细菌总DNA。对16S rRNA基因的V3~V4高变区片段进行PCR扩增,引物序列为515F(GTGCCAGCMGCCGCGGTAA)和909R(CCCCAGYCAATTCMTTTRAGT)。PCR采用TransGen AP221-02: TransStartFastpfu DNA Polymerase;PCR仪为ABI GeneAmp® 9700型。高通量测序及分析:在Illumina MiSeq平台上进行高通量测序分析,得到的原始图像数据文件经CASAVA软件碱基识别分析转化为原始测序序列,结果以FASTQ文件格式储存。利用Mothur软件对原始序列进行校正,去除序列中的嵌合体,得到优化序列;在97%的相似性水平上将序列划分可操作分类单元(OTUs);采用RDP Classifier贝叶斯算法对97%相似水平的OTUs代表序列进行分类分析,继而计算样品文库覆盖率(Coverage)、Chao1指数及Shannon多样性指数,并在属水平上统计每个样品的群落组成^[4-5]。

1.5 生物质基材在河道治理中的应用

为充分验证携菌生物质基材作为人工湿地填料的可行性,选取无锡市惠山区某城市六级河浜作为工程试验点进行验证。该河道属于典型小型城市内河,由于管网老化渗漏及初雨无法有效控制,主河道水质波动较大,属于劣V类水质。经多次入流水质检测,确认该河道存在点源污染情况。其水质数据如表1所示。

表1 河道水质指标

Tab.1 Water quality index of river $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

项目	COD	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	TP
范围	50~80	8~10	0.5~0.8
均值	70 ± 5	9 ± 0.5	0.65 ± 0.05

采用调节+缺氧+好氧+人工湿地工艺对点源渗漏进行集中处理,设计处理水量为150 m³/d,工艺流程见图3。其中,调节池、缺氧池、好氧池、人工

湿地的停留时间分别为 8、12、24 和 24 h。人工湿地采用上进下出的运行方式。检测强化处理装置各单元出水 COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TP 等指标,频率为 2 次/周,直至主河道水质持续稳定改善。

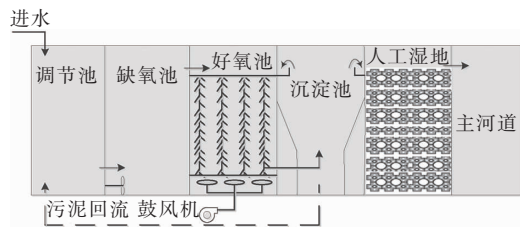


图 3 城市内河点源污染强化处理工艺流程

Fig. 3 Flow chart of enhanced treatment of point source pollution in urban river

1.6 分析方法

$\text{NH}_4^+ - \text{N}$: 纳氏试剂分光光度法; TP: 钼锑抗分光光度法; COD: 重铬酸钾法; $\text{NO}_2^- - \text{N}$: 重氮偶合分光光度法; $\text{NO}_3^- - \text{N}$: 紫外分光光度法; TN: 过硫酸钾氧化-紫外分光光度法; OD_{600} : 紫外分光光度计。

2 结果与讨论

2.1 生物质基材携菌处理及脱氮除磷效果

所选用的高效异养硝化菌株 *Pseudomonas* 易于培养,生长周期短,仅在发酵 8 h 之后即能够进入对数生长期,同时,其脱除氨氮能力突出,生长曲线数据显示,其氨氧化速率可达 4 ~ 5 mg/h (见图 4)。相对于生长缓慢的传统自养氨氧化菌 (AOB) [6-8] 具有较大的优势,因此,选择该菌株作为生物质基材携带菌株在实际应用中可体现较大的优势。

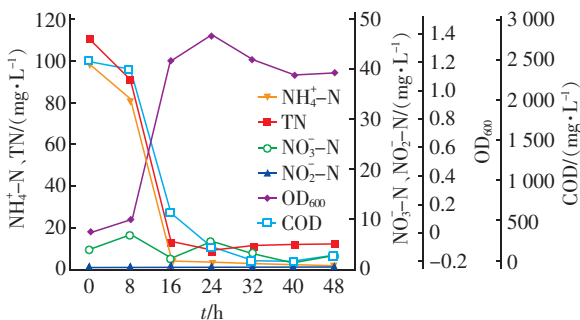


图 4 异养硝化菌 *Pseudomonas* 生长曲线及脱氮除碳效果

Fig. 4 Growth curve of heterotrophic nitrifying bacteria *Pseudomonas* and its removal efficiency of ammonia nitrogen and carbon

但在维氏盐培养基中,直到生长后期氨氮也不能完全去除,达到 2 ~ 3 mg/L 后便不再降低,这与传统的自养硝化菌存在一定差距[9],在对数生长期前

后,培养液中会有少量的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 产生,这与已报道的异养硝化菌株特点一致[10-11]。

高密度发酵后的异养硝化菌株,如何有效地被生物质基材携带,是发挥其功效的关键因素。通过对浸泡时间进行梯度实验,发现 48 h 左右是其最佳固定化时间。如表 2 所示,在浸泡前 24 h 菌株仍能继续生长,到 48 h 后浸泡液中的细胞浓度骤降,超过 99% 的菌体被生物质基材吸附。吸附过程中,浸泡液中的 pH 值较稳定,排除了细胞快速大量死亡的可能性。

表 2 不同浸泡时间时生物基材吸附异养硝化菌

Pseudomonas 效果

Tab. 2 Effect of biomass substrates adsorbing heterotrophic nitrifying bacteria *Pseudomonas* with different soaking time

浸泡时间/h	pH 值	浸泡液 OD_{600}	浸泡液细胞浓度/ (cell · mL ⁻¹)
0	8.32	0.092	3.9×10^9
2	8.23	0.090	3.0×10^9
8	8.19	0.097	2.5×10^{10}
24	8.24	0.088	2.5×10^{10}
48	8.29	0.008	4.0×10^5

为进一步验证生物质基材在充分携菌后对低污染水体的净化效果,采用无锡市某内河河水与少量 NH_4Cl 和 NaH_2PO_4 配制成模拟点源污染,其对 TP 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除效果如表 3 所示。数据显示,原生物质基材对溶解性磷有较好的吸附能力,24 h 的磷吸附率达到 75.3%,48 h 接近 100%;但原生物质基材对氨氮的吸附能力有限,且在 48 h 内对氨氮有先吸附再释放的过程。生物质基材经 48 h 携菌处理后,对氨氮的降解率大幅提升至 93.9%,但携菌处理对吸附 TP 的影响很小。

表 3 生物质基材携菌前后对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TP 的去除效果

Tab. 3 Removal efficiency of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and TP by biomass substrate before and after carrying bacteria

时间/h	生物质基材/(mg · L ⁻¹)	携菌生物质基材/(mg · L ⁻¹)	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	TP
0	8.52	0.81	8.55	0.82
8	6.55	0.77	4.80	0.65
24	4.23	0.20	3.35	0.26
32	3.55	0.08	1.11	0.08
48	6.51	未检出	0.52	0.02

2.2 生物质基材与火山岩的除污性能对比

2.2.1 物理吸附性能比较

火山岩生物填料作为一种通用的环境微生物载

体,其抗腐蚀,具有惰性,在环境中不参与生物膜的生化反应,表面带有正电荷,有利于微生物固着生长,亲水性强,附着的生物膜量多且速度快。作为生物膜载体,火山岩生物填料对所固定的微生物无害、无抑制作用,实践证明不影响微生物的活性^[12]。因此,选取火山岩作为携菌生物质基材的比较对象。

经测定,火山岩的整体孔隙率、连通孔隙率、比表面积分别为 37.75%、36.62%、 $0.349 \times 10^6 \text{ m}^2/\text{m}^3$,生物质基材的为 18.7%、16.67%、 $0.137 \times 10^6 \text{ m}^2/\text{m}^3$,分别为火山岩的 49.5%、45.5% 和 39.2%,即火山岩在物理吸附性能方面优于生物质基材,但两者并无数量级差别。

对两种填料进行三维表征,结果见图 5。火山岩的孔隙均一,而生物质基材的孔隙大小不一,这可能与生物质基材的制备原材料和工艺有关,其不均一的孔隙结构,可能更适合不同类型的微生物附着和生长^[13]。

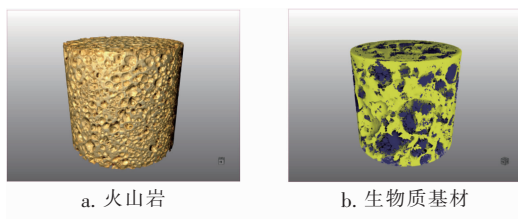


图5 火山岩与生物质基材的三维结构表征

Fig.5 Three dimensional structure characterization of volcanic rock and biomass substrate

2.2.2 除污效果比较

在模拟人工湿地环境下,对携菌生物质基材与火山岩的比较分为两个阶段,第一阶段为填料由投放到形成稳定去除率阶段,即挂膜阶段,为保证挂膜环境完全一致,两种填料的挂膜在同一个模拟槽中完成;第二阶段是在挂膜完成后,将完成挂膜的填料柱分装进两个模拟槽中运行,即运行阶段。

挂膜阶段两种填料的运行参数如表 4 所示。在 22℃ 运行环境下,pH 值从 7.32 逐渐增长至 8.01;COD 浓度从 168 mg/L 最终降至 32 mg/L,去除率在 81% 左右; $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度从 26.8 mg/L 最终降至 0.48 mg/L,去除率在 98.2% 左右;TP 浓度从 3.65 mg/L 最终降至 0.12 mg/L,去除率在 96.7% 左右。随着挂膜时间的增长,生物膜逐渐在填料上生长,出水中的 COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TP 浓度下降并趋于平稳,可认为挂膜完成。

表 4 填料挂膜期间人工湿地运行数据

Tab.4 Operation data of constructed wetland during biofilm formation

时间/ d	温度/ ℃	pH 值	COD/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\text{NH}_4^+ - \text{N}/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	TP/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
1	22.1	7.32	168	26.8	3.65
3	22.1	7.63	144	18.2	2.78
5	21.9	7.76	96	9.6	1.26
8	22.5	7.83	32	3.2	0.97
10	23.7	7.96	32	0.5	0.16
12	22.8	8.01	32	0.48	0.12

运行阶段,进水 COD 维持在 59.1 ~ 68 mg/L,生物质基材对 COD 的平均去除率为 77.9%,出水 COD 平均为 14.7 mg/L,且保持较好的稳定性。火山岩对 COD 的平均去除率为 69.4%,出水 COD 先下降后上升,略有波动。生物质基材对 COD 的去除率和稳定性均优于火山岩,究其原因,主要是因为携菌生物质基材强化了对污染物的去除,其所含的微量元素促进了 COD 降解的酶促反应,加快了生化反应进程^[14]。

进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度保持在 25 mg/L 左右,运行至第 3 天,携菌生物质基材装置的出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度就降至检出限以下,且在之后的运行中浓度并没有回升,去除率始终维持在 99% 以上。这与 2.1 节中异养硝化菌并不能将氨氮彻底去除的结果不尽一致,究其原因很可能是在人工湿地装置中,所定植的 *Pseudomonas* 与接种的土著微生物存在不同氨氧化微生物之间的协作^[15]。火山岩组运行至第 7 天时,出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度才达到 0.5 mg/L,且在之后又回升至 4.5 mg/L 左右,平均去除率为 85.3%。可见携菌生物质基材对氨氮的去除能力优于火山岩。

在前 5 d 生物质基材出水 TP 浓度维持在 2.1 mg/L 以上,运行至第 9 天时出水 TP 浓度进一步下降至 1.36 mg/L,去除率达到了 69.2%。火山岩出水 TP 浓度在运行至第 5 天时降至 2.12 mg/L,但运行至第 9 天时出水 TP 浓度持续升至 2.55 mg/L,去除率仅有 42.3%。这表明携菌生物质基材对 TP 的去除能力明显优于火山岩,这得益于生物质基材对 TP 有极强的吸附性能,且生物质基材的多孔立体结构有利于微生物附着,使填料内部富集的厌氧微生物与外部的好氧微生物交替作用去除了磷^[1]。

2.3 微生物群落多样性

为进一步研究生物质基材去除污染物的作用机

制,对携菌生物质基材和火山岩的生物膜样本进行高通量测序。平均每个样品得到 50 783 条优化序列,将优化序列提取非重复序列,以 97% 相似性对非重复序列进行划分,按照生物质基材和火山岩平均分配每个样品,分别得到 922 和 1 096 个 OTUs 分类单元,样品文库的覆盖率均超过了 99.5%,达到了较高水平,这表明所建立的样品文库涵盖了生物膜中几乎所有的微生物类型,测序结果能够反映基质表面微生物群落的真实情况。将 97% 相似水平的 OTUs 代表序列在属水平上进行分类统计,解析生物质基材和火山岩生物膜微生物群落结构,结果如图 6 所示(只显示了相对丰度 >1% 的菌属)。

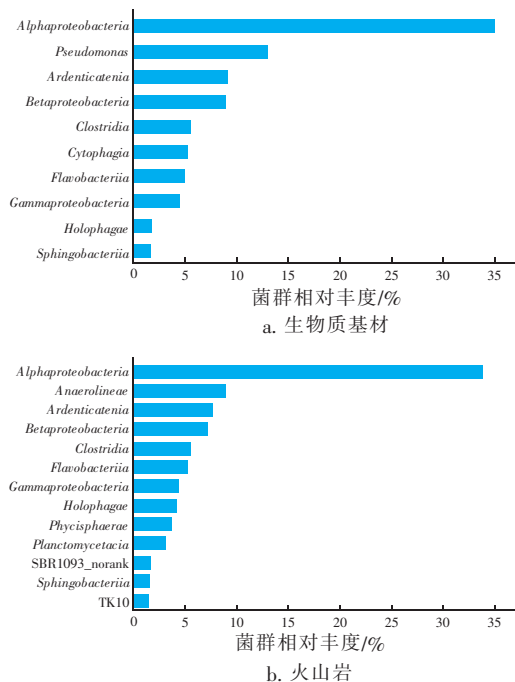


图 6 生物质基材与火山岩样本在属水平上的群落组成

Fig. 6 Community composition of biomass substrate and volcanic rock samples at genus level

分析发现在携菌生物质基材中主要的优势菌属为 *Alphaproteobacteria* 菌属,该菌属占菌群总体的 36%;其次为 *Pseudomonas* 和 *Ardenticatenia* 菌属,分别占菌群总数的 13% 和 9.2%。*Alphaproteobacteria* 为污水处理系统中常见的聚磷菌属,*Pseudomonas* 菌属是异养硝化-好氧反硝化菌,其广泛分布于污水处理厂活性污泥及人工湿地基质中^[16]。此外,携菌生物质基材人工湿地中的异养硝化菌还有 *Sphingobacteriia* (1.7%)。在火山岩生物膜系统中主要优势菌属同样是 *Alphaproteobacteria* 菌属,占菌

群总体的 33.7%,其次为 *Anaerolineae* (8.9%) 和 *Ardenticatenia* (7.7%)。*Anaerolineae* 为厌氧菌,同时系统中存在的厌氧菌还有 *Planctomycetacia* (3.2%)^[17]。生物质基材和火山岩生物膜样品中具有自养硝化功能的菌属仅为 *Nitrospira*,生物质基材中占菌群总体的 0.4%,而火山岩中仅占 0.1%。*Nitrospira* 是完成硝化作用的重要一环,参与含氮污染物从污水中的去除过程。

综上所述,生物质基材和火山岩均有利于聚磷菌 *Alphaproteobacteria* 的富集;生物质基材中含有更多异养硝化菌,尤其 *Pseudomonas* 在携菌生物质基材中占到 13%,而火山岩生物膜上的 *Pseudomonas* 菌群相对丰度却不到 1%,这充分证明了生物质基材携带 *Pseudomonas* 在提高除污效能中发挥了重要作用。而火山岩更有利于厌氧菌的生长和聚集,这与火山岩的孔隙率高和孔径均匀的特点一致。

2.4 携菌生物质基材用于河道治理的效果

将携菌生物质基材应用于典型城市内河治理工程,自 2019 年 5 月—10 月运行半年后,河道水质数据如表 5 所示。经缺氧+好氧+携菌生物质基材人工湿地处理后,系统出水 COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TP 浓度达到了《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002) IV 类水质标准。其中,携菌生物质基材人工湿地可以进一步去除污染物,对避免河道富营养化起到了关键作用。

表 5 投加携菌生物质基材前后入主河道水质变化

Tab. 5 Water quality change of main river before and after adding biomass substrate carrying bacteria

项目	生物质基材安装前			生物质基材运行后		
	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	TP	COD	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	TP	COD
调节池	7.5 ± 2.5	0.45 ± 0.21	65 ± 24.3	7.3 ± 2	0.42 ± 0.23	63 ± 25.1
缺氧池	8.4	0.33	32	8.6	0.36	26
好氧池	3.3	0.27	16	2.2	0.26	18
人工湿地	—	—	—	<0.05	<0.02	16

通过对携菌生物质基材上的生物膜进行 NGS 分析,发现光照对生物质基材的菌群结构产生了较大的影响。其生物膜中占据相对丰度最大比例的是未分类的蓝绿藻 (32.36%),其次是光合菌 (*Rhodobacter*),占比为 2.67% (见图 7)。

与实验室模拟装置的微生物菌群分析结果相比,*Alphaproteobacteria* 占比降至 0.34%,*Pseudomonas*

占比降至0.65%,这一方面是因为实验室人工湿地接种的是市政污泥并以人工配水运行,河道处理工程则是土著微生物自行接种;另一方面,野外光照条件与实验室不一样,尤其运行期间河道中藻类占据较大优势,是导致NGS结果变化的重要原因。在脱氮微生物菌群方面,生物质基材携带的 *Pseudomonas* 仍能占据一定的比例,证明了通过携菌方法处理生物质基材的可行性。在现场挂膜菌群中也有相当比例的自养硝化菌群,比如 *Nitrosomonas* (0.78%)、*Nitrosomonadaceae* (0.53%) 和 *Nitrospira* (2.04%),这充分验证了生物质基材可以为藻类、光合细菌、异养硝化、自养硝化等提供较好的共生环境。

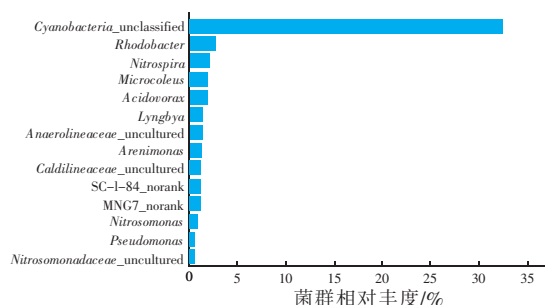


图7 携菌生物填料在属水平上的群落组成

Fig.7 Community composition of biomass substrate carrying bacteria at genus level

3 结论

① 新型生物质基材携带异养硝化菌株 *Pseudomonas* 的最佳浸泡时间为48 h,该方法能够将材料本身吸附磷和菌株高效脱氮的优势结合,对模拟河水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TP 的去除率分别达到了93.9%与97.5%。

② 实验室内模拟人工湿地运行结果表明,尽管火山岩在物理结构诸如孔隙率、比表面积等方面优于生物质基材,但经过携菌处理后,生物质基材组对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TP 和 COD 的去除率和稳定性均优于火山岩组,对 COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TP 的去除率较火山岩分别高了8.5%、13.7%和26.9%。

③ 实验室环境下生物质基材能稳定携带聚磷菌、异养硝化菌 *Pseudomonas* 及自养硝化菌,火山岩可稳定携带聚磷菌和厌氧微生物 *Anaerolineae* 等;在典型城市内河点源截污工程中,运行半年所形成的生物膜菌群分析与实验室模拟人工湿地菌群有较大差别,这可能与光照环境、土著微生物及藻类等有关,但生物质基材所携带菌株 *Pseudomonas* 并未

完全流失或被土著微生物侵占,在总微生物群落中的相对丰度为0.65%,证明其仍能发挥重要作用。

④ 将携菌生物质基材应用于处理量为 $150 \text{ m}^3/\text{d}$ 的河道点源消纳工程,在常规的调节+缺氧+好氧+沉淀工艺后,结合以携菌生物质基材为填料的人工湿地,可进一步降低入河污染物负荷,将氨氮、TP 提升至《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002) IV类水质标准。

⑤ 以农林秸秆生物质发电的副产品为原料制作的生物质基材符合“以废治废”的可持续发展思路,具有较好的市场应用价值。但生物质基材的长期应用观测,诸如冬季低温运行、对磷的吸附和解吸、填料淤塞评价体系等有待进一步研究。

参考文献:

- [1] 李媛,郭召海. 新型凹土复合炭生物填料的制备及其应用[J]. 净水技术,2018,37(8):66-71.
LI Yuan, GUO Zhaohai. Preparation and application of biological denitrification packings based on new type of attapulgite and composite carbon[J]. Water Purification Technology,2018,37(8):66-71 (in Chinese).
- [2] 刘攀龙,于鲁冀,李廷梅,等. 污染河流土著异养硝化菌的筛选及其鉴定[J]. 生物技术通报,2017,33(10):178-183.
LIU Panlong, YU Luji, LI Tingmei, et al. Isolation and identification of indigenous heterotrophic denitrifying bacteria from polluted river[J]. Biotechnology Bulletin, 2017,33(10):178-183.
- [3] MANN A T, MANDOZA-ESPINOSA L, STEPHENSON T. Performance of floating and sunken media biological aerated filters under unsteady state conditions [J]. Water Research,1999,33(4):1108-1113.
- [4] QUAIST C, PURESSE E, YILMAZ P, et al. The SILVA ribosomal RNA gene database project: improved data processing and web-based tools [J]. Nucleic Acids Research,2013,41:590-596.
- [5] COLE J R, WANG Q, CARDENAS E, et al. The ribosomal database project: improved alignments and new tools for rRNA analysis [J]. Nucleic Acids Research, 2009,37:141-145.
- [6] DAIMS H, LEBEDEVA E V, PJEVAC P, et al. Complete nitrification by *Nitrospira* bacteria [J]. Nature, 2015, 528(7583):504-509.
- [7] ABE T, USHIKI N, FUJITANI H, et al. A rapid collection of yet unknown ammonia oxidizers in pure

- culture from activated sludge [J]. Water Research, 2017, 108: 169 – 178.
- [8] MONTEIRO M, SENECA J, MAGALHAES C. The history of aerobic ammonia oxidizers: from the first discoveries to today [J]. Journal of Microbiology, 2014, 52(7): 537 – 547.
- [9] 张亮, 于静仪, 李朝阳, 等. 污水生物处理系统中全程氨氧化菌的研究进展 [J]. 北京工业大学学报, 2020, 46(4): 402 – 411.
- ZHANG Liang, YU Jingyi, LI Zhaoyang, *et al.* Progress and prospects of the research of complete ammonia oxidizers in biological wastewater treatment [J]. Journal of Beijing University of Technology, 2020, 46(4): 402 – 411 (in Chinese).
- [10] HUANG X F, LI W G, ZHANG D Y. Ammonium removal by a novel oligotrophic *Acinetobacter* sp. Y16 capable of heterotrophic nitrification – aerobic denitrification at low temperature [J]. Bioresource Technology, 2013, 146: 44 – 50.
- [11] YAO S, NI J, CHEN Q, *et al.* Enrichment and characterization of a bacteria consortium capable of heterotrophic nitrification and aerobic denitrification at low temperature [J]. Bioresource Technology, 2013, 127(1): 151 – 157.
- [12] 蔡永君, 肖遥, 倪红. 火山岩滤料固定化恶臭假单胞菌条件的优化及其吸附铜离子的研究 [J]. 氨基酸和生物资源, 2013, 35(4): 35 – 38.
- CAI Yongjun, XIAO Yao, NI Hong. Study on condition optimization of filter medium volcanic rock immobilized *Pseudomonas putida* and adsorption of copper ions [J]. Amino Acids and Biotic Resources, 2013, 35(4): 35 – 38.
- [13] 余永登, 颜家保. 多孔生物填料在废水处理中的应用 [J]. 化工新型材料, 2015, 43(9): 228 – 230.
- YU Yongdeng, YAN Jiabao. Application of porous biological packing in wastewater treatment [J]. New Chemical Materials, 2015, 43(9): 228 – 230 (in Chinese).
- [14] 何李宜. 新型轻石生物填料的制备及其水处理应用研究 [D]. 杭州: 浙江大学, 2016.
- HE Liyi. Study on Preparation of a New Type of Pumice Piller and Its Application in Water Treatment [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2016 (in Chinese).
- [15] 邓斌. 施氏假单胞菌 SC221 – M 的反硝化特性及其调节草鱼养殖水体水质的研究 [D]. 杭州: 浙江大学, 2014.
- DENG Bin. Studies on Denitrification Characteristics of *Pseudomonas stutzeri* SC221-M and Its Application to Water Quality Control in Grass Carp Aquaculture [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2014 (in Chinese).
- [16] 周佳. 脱氮假单胞杆菌高产维生素 B12 的代谢特征研究 [D]. 南昌: 江西农业大学, 2013.
- ZHOU Jia. Research on the Metabolic Characteristics of High-yield Vitamin B12 Production by *Pseudomonas denitrificans* [D]. Nanchang: Jiangxi Agricultural University, 2013 (in Chinese).
- [17] 黄佩蓓, 焦念志, 冯洁, 等. 海洋浮霉状菌多样性与生态学功能研究进展 [J]. 微生物学通报, 2014, 41(9): 1891 – 1902.
- HUANG Peibei, JIAO Nianzhi, FENG Jie, *et al.* Research progress on *Planctomycetes*’ diversity and ecological function in marine environments [J]. Microbiology China, 2014, 41(9): 1891 – 1902 (in Chinese).
-
- 作者简介: 邓敬轩 (1981 –), 男, 湖北荆州人, 博士研究生, 主要研究方向为环境微生物及其工程化应用。
- E – mail: dengjingxuan929@163.com
- 收稿日期: 2020 – 09 – 05
- 修回日期: 2020 – 09 – 30

(编辑: 李德强)