

· 创新与探索 ·

# 长期污水处理下无植物 BRC 渗透性能及脱氮性能间变化规律

齐明亮<sup>1</sup>, 刘全阳<sup>1</sup>, 王亚军<sup>2\*</sup>

(1. 甘肃省生态环境科学设计研究院, 甘肃 兰州 730000;

2. 兰州理工大学土木工程学院, 甘肃 兰州 730050)

**摘要:**通过对系统渗透系数及氮素浓度变化的长期监测,考察长期污水处理条件下无植物生物滞留池(Biological Retention Cell, BRC)渗透性能及脱氮性能之间的变化规律。结果表明,无植物 BRC 在长期污水处理运行过程中, TN 去除率随着渗透系数的降低而降低。脱氮效率降低是由于系统内基质堵塞导致,渗透系数降低是由于系统内无机/有机化合物在基质内部颗粒间隙的积累、基质间隙生物量的积累,以及气体气隔作用导致的装置堵塞。对于 COD 和 TP 等其他污染物指标,生物滞留系统有较明显的去除效果且具稳定性,氮素较低的去除率为 BRC 系统的主要约束性指标。

**关键词:**生物滞留池;渗透系数;基质堵塞;脱氮性能

中图分类号:X703

文献标志码:B

文章编号:1006-2009(2021)06-0060-04

## Changes between Permeability and Denitrification Performance of Unplanted BRC under Long-term Sewage Treatment

QI Ming-liang<sup>1</sup>, LIU Quan-yang<sup>1</sup>, WANG Ya-jun<sup>2\*</sup>

(1. Gansu Academy of Eco-environmental Sciences, Langzhou, Gansu 730000, China; 2. School of Civil Engineering, Lanzhou University of Technology, Lanzhou, Gansu 730050, China)

**Abstract:** Through long-term monitoring of system permeability coefficient and the change of nitrogen concentration, the variations between permeability and denitrification performance of an unplanted biological retention cell (BRC) under long-term sewage treatment were investigated. The results showed that TN removal rate decreased with the decrease of permeability coefficient in long-term sewage treatment of unplanted BRC. The decrease of denitrification efficiency was caused by matrix blockage in the system. The decrease of permeability coefficient was caused by the accumulation of inorganic/organic compounds in the particle gap inside the matrix, biomass accumulation in matrix gap, and device blockage caused by gas barrier. BRC system had obvious effect and stability on removing COD, TP and other pollutants. The low nitrogen removal rate was the main constraint index of BRC system.

**Key words:** Biological retention cell; Permeability coefficient; Matrix blockage; Denitrification performance

BRC 具有高效的径流污染物控制能力、径流量削减能力和水质净化能力<sup>[1]</sup>,是被许多发达国家广泛采用的一种低影响开发设计雨洪控制管理设施。近年来,BRC 由于结构简单和处理效果佳等特点<sup>[2]</sup>,被应用于分散式污水的收集处理<sup>[3]</sup>。然而,BRC 对氮的去除能力较差,尤其是对 TN 和

收稿日期:2020-11-11;修订日期:2021-10-21

基金项目:国家自然科学基金资助项目(41967043, 52160003);甘肃省自然科学基金资助项目(20JR5RA461);甘肃省高等学校产业支撑引导基金资助项目(2020C-40)

作者简介:齐明亮(1974—),男,甘肃兰州人,正高级工程师,学士,从事水环境治理研究和管理工作的。

\* 通信作者:王亚军 E-mail: wj79626@163.com

$\text{NO}_3^- - \text{N}$  的去 除, 甚至出现负去除率的情况<sup>[4]</sup>, 如何提高 BRC 的脱氮性能成为研究热点。渗透性能是影响 BRC 对污染物去除能力的重要因素之一, 影响 BRC 渗透性能的因素很多, 如植物种类、颗粒物理特性<sup>[5]</sup>等, 随着时间推进, 多种因素影响效应得到放大, 导致渗透系数急剧降低和填料层堵塞, 最终影响系统使用寿命。目前, 针对 BRC 在污水处理整个周期内渗透性能的研究较少<sup>[6]</sup>, 而渗透过程影响到系统运行寿命。因此, 研究渗透系数的长期动态变化具有一定现实意义。

鉴于提高脱氮能力是 BRC 应用于分散式污水处理时亟待解决的问题, 以及渗透性能对 BRC 除污能力的重要性, 今针对长期污水处理过程中 BRC 系统的渗透性能及脱氮性能相关性进行分析, 为通过提高渗透性能从而增强 BRC 脱氮性能提供参考和借鉴。

## 1 材料与方 法

### 1.1 实验装置

BRC 装置是由非透明有机玻璃制成的圆柱体, 内径 80 mm, 高 800 mm。系统中填料装填遵循澳大利亚 FAWB 使用指南<sup>[7]</sup>: 从上至下依次为超高层(100 mm), 过滤层(300 mm, 直径 0.15 mm ~ 1.00 mm 的细砂填充), 过渡层(100 mm, 直径 0.50 mm ~ 1.00 mm 的粗砂填充), 淹没层(200 mm, 直径 0.25 mm ~ 0.50 mm 的中砂填充), 排水层(100 mm, 直径 0.15 mm ~ 1.00 mm 的砾石填充)。实验重点研究 BRC 系统内部构造, 考察其渗透性能及脱氮性能之间的关系, 故未种植植物。装置具有高出水口, 使淹没层保持厌氧状态。

### 1.2 接种与合成废水

取兰州某污水处理厂生化池的剩余污泥作为装置中淹没层的接种污泥, 实验启动前, 用接种污泥间歇培养驯化。为减少实际生活污水复杂水质和波动水量带来的分析机理难度和检测困难<sup>[8]</sup>, 研究过程中, 采用人工配水模拟实际生活污水作为进水来源, 合成废水以 C/N 为 4 的基准配制。其中, 主要成分为葡萄糖 225 g/L,  $\text{NH}_4\text{Cl}$  222 g/L,  $\text{K}_2\text{HPO}_4$  21.8 g/L,  $\text{NaHCO}_3$  87.3 g/L,  $\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  48.2 g/L,  $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  3.91 g/L,  $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  1.97 g/L,  $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{CuSO}_4$ 、 $\text{ZnCl}_2$  均为 0.058 g/L,  $\text{CaCl}_2$  0.427 g/L, 腐殖酸 1.21 g/L, 所有试剂均为分析纯。

### 1.3 装置运行

实验在水力负荷  $1.0 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 、进水 1 h、间歇 7 h 的运行条件下, 对 BRC 系统(孔隙率  $\varepsilon = 41.00\%$ , 初始渗透系数  $K_{\text{ini}} = 3.89 \times 10^{-4} \text{ m/s}$ )运行期间的渗透系数进行监测, 处理后的废水从排水口排出并收集。装置一式 3 份进行实验。

### 1.4 实验方法

参照《水和废水监测分析方法》(第四版)<sup>[9]</sup>中所述的方法和步骤, 用 HACH DR2800 型便携式分光光度计测定 COD, 岛津 UV-1800 型分光光度计测定 TN、TP 和  $\text{NH}_3 - \text{N}$ 。

渗透系数测定实验采用文献[10]中规定的渗透系数测定方法。按如下方法计算:

$$K_t = \frac{Q \times L}{A \times H \times T} \quad (1)$$

式中:  $K_t$  为试样在  $t$  °C 时的渗透系数, cm/s (结果保留 3 位有效数字);  $Q$  为时间  $T$  内的渗透水量,  $\text{cm}^3$ ;  $L$  为两测压孔中心之间的试样高度(测压孔中心间距), cm;  $A$  为试样的横断面积,  $\text{cm}^2$ ;  $H$  为测压管平均水位差,  $H = (H_1 + H_2)/2$ , cm;  $T$  为时间, s。

## 2 结果与讨论

### 2.1 渗透系数的变化

BRC 系统在 1.3 所述条件下进行了 140 d 长期污水运行下的渗透实验, 结果见图 1(a)(b)。

由图 1 可见, BRC 系统的标准渗透系数  $K_{20}$  随运行时间降低, 系统经历了 3 个阶段: 第一阶段(第 0 天—第 57 天), 渗透系数急剧下降(斜率  $k_1$  为  $-0.0416$ ); 第二阶段(第 59 天—第 121 天), 渗透系数降低幅度缓慢(斜率  $k_2$  为  $-0.0055$ ); 在第 123 天的第三阶段渗透系数达到较为稳定的状态, BRC 系统的标准渗透系数  $K_{20}$  降至  $0.890 \times 10^{-4} \text{ m/s}$  (占  $K_{\text{ini}}$  的 23%, 降低幅度很大), 即渗透系数的下降幅度达到 77%。

李曼等<sup>[11]</sup>也得出相似的结论, 在垂直流人工湿地的运行过程中, 渗透系数逐渐下降。渗透性能受众多因素影响, 随着时间推进, 多种因素的耦合作用会导致渗透系数大幅度下降。无机/有机化合物在基质内部颗粒间隙的积累, 以及基质间隙生物量的积累都会导致装置堵塞层的形成, 从而使渗透系数降低<sup>[12]</sup>。也有学者认为, 引起饱水土柱渗透性降低的原因是气体气隔作用及细菌的聚集。实

验前期,由于微生物生长、衰亡、吸附作用引起细菌及其新陈代谢物质在固体颗粒表面聚集,阻塞了介质孔隙,引起渗透性降低或堵塞;实验中后期,由于细菌脱氮及分解有机质产生气体气隔作用引起渗透性降低或堵塞<sup>[13]</sup>。

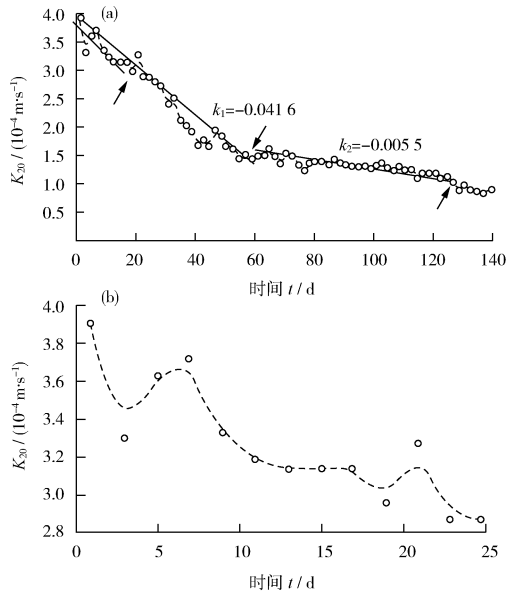


图 1 BRC 长期运行下渗透系数变化趋势  
Fig.1 Change trend of permeability coefficient under long-term operation of BRC

### 2.2 脱氮性能的变化

BRC 系统长期运行下 TN 和  $\text{NH}_3 - \text{N}$  质量浓度的变化趋势见图 2。

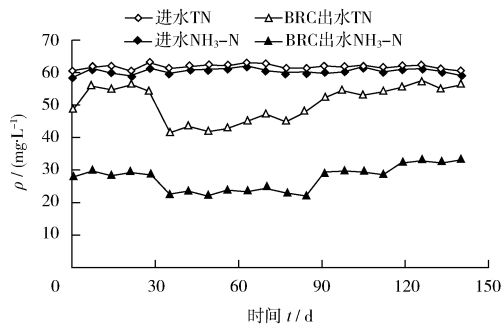


图 2 BRC 长期运行下 TN 和  $\text{NH}_3 - \text{N}$  变化趋势  
Fig.2 Change trend of TN and  $\text{NH}_3 - \text{N}$  under long-term operation of BRC

由图 2 可见,随着运行时间的推进,TN 和  $\text{NH}_3 - \text{N}$  的质量浓度呈先增加再减少最后到稳定状态的变化趋势(运行 130 d), $\text{NH}_3 - \text{N}$  和 TN 的去

除效果总体有所下降,去除率由最初 55.2% 和 22.2% 下降至 51.6% 和 15.9% (运行 130 d 后基本稳定)。 $\text{NH}_3 - \text{N}$  和 TN 去除效果总体有所下降,这可能是由于在长期污水处理条件下,系统内基质堵塞造成脱氮效率降低<sup>[13]</sup>,且该研究得出  $\text{NH}_3 - \text{N}$  和 TN 的去除效果均低于以往研究水平<sup>[14]</sup>。 $\text{NH}_3 - \text{N}$  和 TN 的去除率密切相关,这主要是由于硝化过程为反硝化提供了电子受体, $\text{NH}_3 - \text{N}$  的完全氧化是有效去除 TN 的基础<sup>[15]</sup>。 $\text{NH}_3 - \text{N}$  比 TN 去除率高的原因是  $\text{NH}_3 - \text{N}$  可在 BRC 系统的好氧区发生硝化反应转化为  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ,同时也可被带负电荷的填料所吸附。相反,带负电的  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  难以吸附到填料上,而系统底部出水管与大气相通无法保证严格的厌氧环境,并且在运行过程中系统内有机物浓度从上至下依次递减。故反硝化细菌量及其所需碳源也依次递减,甚至出现碳源不足的现象(无足够的电子供体),导致反硝化过程不充分而造成系统对  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  去除率相对较低,致使 TN 去除效果不佳<sup>[16]</sup>。

### 2.3 渗透系数与脱氮性能相关性分析

为研究 BRC 系统在长期污水处理运行条件下的渗透性能和脱氮性能之间的关系,对渗透系数和总氮去除率进行相关性分析,结果见图 3。

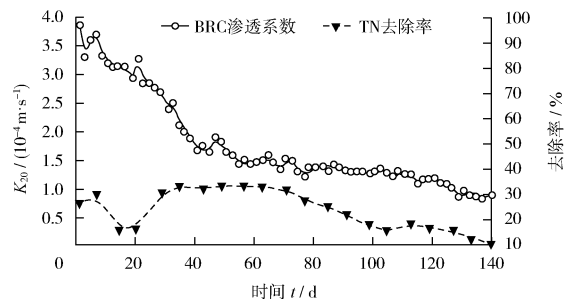


图 3 渗透系数与 TN 去除率的变化趋势  
Fig.3 Change trend of permeability coefficient and TN removal rate

由图 3 可见,运行过程中,TN 质量浓度的变化趋势与 123 d 后渗透系数进入稳定状态的趋势基本一致。说明 BRC 系统在长期污水处理运行下,渗透系数与 TN 去除率的变化过程相似。Coustumer 等<sup>[17]</sup>也得出相似的结论,在 BRC 系统运行过程中,TN 的去除率随着渗透系数的降低而降低。BRC 系统运行到第 123 天渗透系数趋于稳定,当

渗透系数  $K_{20} > 1.83 \times 10^{-4}$  m/s 时, TN 去除率不超过 30%; 当渗透系数  $K_{20}$  稳定在  $1.40 \times 10^{-4}$  m/s ~  $1.60 \times 10^{-4}$  m/s 时, TN 去除率最高也仅达到 34%。这可能是由于系统间歇运行时, 较短进水时间使得微生物无法充分接触营养物质, 同时, BRC 经过多次干湿交替的过程, 整个滤层能间歇复氧, 保证了微生物的缓慢生长积累。因此, 到 123 d 后整个滤层尤其中部出现堵塞, 导致稳定阶段的渗透性能及 TN 去除率与初始阶段相比有所下降。

#### 2.4 其他污染物去除效果变化

考察 BRC 系统长期运行下 COD 和 TP 的质量浓度变化趋势, 发现初始 COD 和 TP 去除率分别为 72% 和 97%, 达到脱氮稳定阶段后去除率分别为 82.5% 和 97.5%, 均与先前研究的处理效果相近<sup>[3]</sup>。表明 BRC 系统在长期污水处理条件下对 COD 和 TP 等其他污染物指标有较明显的去除效果且具有稳定性。相比之下, TN 去除率随着运行时间增长而降低, 最高去除率仅 34%。因此, 氮素较低的去除率成为 BRC 系统的主要约束性指标。

### 3 结语

通过对污水处理条件下 BRC 系统运行过程的长期监测, 分析系统内渗透系数、氮素及其他污染物浓度的变化规律得出以下结论:

(1) BRC 系统在长期污水处理运行下, 渗透系数与 TN 去除率的变化过程相似, 在运行过程中, TN 的去除率随着渗透系数的降低而降低。

(2) BRC 系统在长期污水处理条件下对 COD 和 TP 等其他污染物指标有较明显的去除效果且具稳定性。相比之下, 氮素较低的去除率成为 BRC 系统的主要约束性指标, 可通过提高渗透性能来增强系统的脱氮性能。

(3) BRC 系统填料层构建时可以考虑增加分层网格板等方式, 降低颗粒群过度流动下陷行为。通过优化填料层级配, 削减由于颗粒推挤填充带来的渗透系数下降行为。

#### [参考文献]

- [1] LEE J, GIL K. Evaluating bioretention hydrology and nutrient removal for restoring wetland function at artificial rainfall[J]. *Ecological Engineering*, 2020, 150(1): 105823 - 105830.
- [2] 刘煌, 曹琳, 聂煜东, 等. 典型山地城市初期雨水径流特征研究[J]. *环境监测管理与技术*, 2019, 31(5): 21 - 25.
- [3] 许妍, 席慕华, 耿冲冲, 等. 无植物生物滞留池去除生活污水中典型抗生素及其效能强化[J]. *东南大学学报(自然科学版)*, 2020, 50(4): 748 - 759.
- [4] CHAHAL M K, SHI Z, FLURY M. Nutrient leaching and copper speciation in compost-amended bioretention systems[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 556(15): 302 - 309.
- [5] 孟莹莹, 王会肖, 张书函, 等. 基于生物滞留的城市道路雨水滞蓄净化效果试验研究[J]. *北京师范大学学报(自然科学版)*, 2013, 49(2): 286 - 291.
- [6] FINI A, FRANGI P, MORI J, et al. Nature based solutions to mitigate soil sealing in urban areas: Results from a 4-year study comparing permeable, porous, and impermeable pavements[J]. *Environmental Research*, 2017, 156: 443 - 454.
- [7] HATT B E, MORISON P, FLETCHER T D, et al. Adoption guidelines for stormwater biofiltration systems[M]. Melbourne: Monash University, 2009.
- [8] TAYLOR S W, JAFFE P R. Enhanced in-situ biodegradation and aquifer permeability reduction[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 1991, 117(1): 25 - 46.
- [9] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 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.
- [10] 中华人民共和国交通运输部. 公路土工试验规程: JTG 3430—2020[S]. 北京: 人民交通出版社, 2020.
- [11] 李曼, 华国芬, 姬雨雨. 垂直流人工湿地堵塞和轮休过程中水流变化规律[J]. *水处理技术*, 2017, 43(1): 57 - 61.
- [12] PINTELON T R R, PICIOREANU C, LOOSDRECHT M C M V, et al. The effect of biofilm permeability on bio-clogging of porous media[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2012, 109(4): 1031 - 1042.
- [13] 王小娟, 陈年来, 褚润. 进水浓度和水力停留时间对浮水植物净化效果的影响[J]. *环境监测管理与技术*, 2016, 28(5): 29 - 33.
- [14] 卢仁杰, 张晓婕, 黄佳慧, 等. 太湖水质氮素质量浓度时空差异特征及影响因素分析[J]. *环境监测管理与技术*, 2020, 32(3): 63 - 67.
- [15] 仇付国, 王珂, 李林彬, 等. 滞留时间和进水有机物对生物滞留系统除氮的影响[J]. *科学技术与工程*, 2018, 18(4): 197 - 202.
- [16] 刘常敬, 李泽兵, 郑照明, 等. 不同有机物对厌氧氨氧化耦合反硝化的影响[J]. *中国环境科学*, 2015, 35(1): 87 - 94.
- [17] COUSTOMER S L, FLETCHER T D, DELETIC A, et al. Hydraulic performance of biofilter systems for stormwater management: Influences of design and operation[J]. *Journal of Hydrology*, 2009, 376(1/2): 16 - 23.