

生物滞留系统对城市降雨径流病原微生物的去除效果及机理研究进展

李亚娇¹, 赵凌志¹, 李家科², 张兆鑫²

(1. 西安科技大学 建筑与土木工程学院, 陕西 西安 710054; 2. 西安理工大学
省部共建西北旱区生态水利国家重点实验室, 陕西 西安 710048)

摘 要: 随着海绵城市建设的大力推进, 已经开展了许多关于生物滞留系统在径流处理和再利用方面的研究。为探究生物滞留系统对病原微生物的去除机理, 解决模拟中存在的问题, 从病原微生物的类型及含量特点、去除效果及影响因素、去除机理、模型模拟 4 个方面综述了近年来生物滞留系统对病原微生物的去除效果及机理。结果表明: 生物滞留系统能够高效去除径流中的病原微生物, 但明确其对病原微生物的去除机理、构建更加完备的模型模拟病原微生物的去除过程、设计最优参数达到最佳的去除效果等仍是未来的重点研究方向。

关键词: 生物滞留系统; 城市降雨径流; 病原微生物; 去除效果; 去除机理; 研究进展

中图分类号: X52; TU992

文献标识码: A

文章编号: 1672-643X(2020)01-0014-09

Progresses in removal effects and mechanisms of bio-retention systems on pathogenic microorganisms from urban rainfall runoff

LI Yajia¹, ZHAO Lingzhi¹, LI Jiak², ZHANG Zhaoxin²

(1. School of Architecture and Civil Engineering, Xi'an University of Science and Technology, Xi'an 710054, China;
2. State Key Laboratory of Eco-hydraulics in Northwest Arid Region, Xi'an University of Technology, Xi'an 710048, China)

Abstract: With the vigorous advancement of sponge city construction, many studies on runoff treatment and reuse of bio-retention systems have been carried out. In order to explore the removal mechanism of pathogenic microorganisms in bio-retention system and solve the problems in the simulation, the bio-retention system in recent years was reviewed from four aspects, namely the type and content characteristics of pathogenic microorganisms, removal effects and influencing factors, removal mechanism and model simulation. The results showed that the bio-retention system can effectively remove pathogenic microorganisms in runoff, but it is clear that its removal mechanism of pathogenic microorganisms, the construction of a more complete model to simulate the removal process of pathogenic microorganisms, and the optimal removal of optimal parameters are still the focuses of future research.

Key words: bio-retention system; urban rainfall runoff; pathogenic microorganism; removal effect; removal mechanism; progress

1 研究背景

随着城市化进展, 水资源短缺、水环境污染、城市水文循环破坏及内涝等问题加剧, 尤其是非点源污染十分严重^[1], 在不透水路面如街道、停车场和屋顶, 在降雨时会产生大量地表径流, 经过地面时, 会吸收污染物并最终进入地表或地下水体中。生物

滞留系统是一种基于源头控制理念的城市雨水低影响开发技术, 最初通过对某一区域进行挖掘后回填, 并对土壤、沙石及植被进行改良, 用于处理城区污染物浓度较高的初期雨水的一种设施^[2], 后来由于其水质净化和污染负荷消减能力强^[3], 且能有效削减雨水径流和延缓雨水洪峰而被逐渐广泛应用于海绵城市建设中^[4]。

收稿日期: 2019-04-07; 修回日期: 2019-09-29

基金项目: 陕西省自然科学基金基础研究计划项目(2019JM-347)

作者简介: 李亚娇(1978-), 女, 辽宁大石桥人, 博士, 副教授, 研究方向为环境水文。

目前国内外对于生物滞留系统的研究方向主要集中在在径流中重金属及 N、P 等污染物的去除,虽然对于病原微生物去除的研究相对较少,但已有研究表明,病原微生物可以通过生物滞留系统进行有效去除^[5]。

本文在介绍生物滞留系统对病原微生物去除效果的基础上,探讨了病原微生物去除的机理及相关研究的进展,旨在为解决病原微生物去除的相关问题提供参考。

2 城市降雨径流中病原微生物类型及含量特点

雨水中的病原体会降低溪水、河流、河口及沿岸水域的水质,可以通过食物、空气、皮肤接触等途径引发肠道及呼吸系统疾病。在城市水环境中,雨水径流中部分病原微生物来自人类或动物粪便,主要包括细菌、病毒、原生动物和病原蠕虫^[6]。此外,不同病原微生物具有不同的致病剂量及浓度,故选取合适的指示微生物十分重要。城市降雨径流中的病原微生物主要种类、含量及感染剂量如表 1 所示。

由表 1 可以看出,径流中的病原微生物大多感染剂量较低。Quilliam 等^[7]指出:每年沿海地区因径流污染引起的胃肠道疾病有 1.2×10^8 多例,呼吸系统疾病 5 000 多万例。甘丽萍等^[8]在三峡库区芭溪河 5 个采样点对地表径流指示菌浓度进行了测定,其中粪大肠杆菌均高于 V 类地表水要求的 4 000 CFU/100 mL。王蕴琦等^[9]对长春市的天然雨水、路面和屋面径流中单位体积的总大肠菌群数量进行了测定,结果分别为 120 个/L、260 个/L 以及 340 个/L。王建军等^[10]对上海市区路面径流中大肠菌群数量进行了测量,发现高架桥地表初期径流中大肠菌群浓度约为 1.32×10^5 CFU/100 mL。江磊等^[11]调查发现我国四大海域中粪大肠菌群数量范围约为 $20 \sim 10^6$ 个/L,其中青岛海域数量大于 2.4×10^4 个/L。李敏^[12]从雨水中分离培养出了 200 株细菌并进行了耐药性研究,发现 96.95% 的细菌具有耐药性,62.30% 具有多重耐药性,具有三重、四重、五重耐药性细菌占比分别为 15.13%、47.90%、18.49%,所占比例较高。Mccarthy 等^[13]研究认为城市径流中粪便所含总悬浮物的许多特征与大肠埃希菌相似,会对地表水水质造成损害。

总体来说,城市降雨径流中病原微生物的存在较为普遍,可通过雨水冲刷汇入地表水体,且降雨初期浓度较高,具有一定初期效应。

表 1 城市降雨径流中常见病原体及其感染剂量

病原微生物类型		含量	感染剂量
细菌	志贺氏菌		低
	霍乱弧菌		高
	伤寒沙门氏菌	中等 - 高	高
	肠道病原性大肠杆菌		高
	空肠弯曲杆菌		高
	小肠结肠炎耶尔森菌		高
	腺病毒		低
病毒	星状病毒		
	轮状病毒		
	杯状病毒	中等 - 高	
	甲肝病毒		
	肠道病毒		
	脊髓灰质炎病毒		
	小隐孢子虫		低
原生动物	肠炎贾第虫	低 - 中等	低
	溶组织内阿米巴原虫		低
	蛔虫		低
蠕虫	人鞭虫	低	低
	粪类圆线虫		低

3 生物滞留系统对降雨径流中病原微生物的去除效果及影响因素

早在 1988 年,德克萨斯州奥斯汀市就已经将生态滞留系统应用于去除细菌。Coffman 等^[14]对 Davis^[15]和 Rusciano 等^[16]的研究进行了总结,结果显示生物滞留系统对细菌的去除效率约为 70% ~ 90%。Hathaway 等^[17]于北卡罗来纳州测量了 6 个最佳雨水管理措施(BMPs)的细菌去除率,最高可达 89% ~ 92%。Lau 等^[18]采用改性后的生物炭作为生物滞留系统的填料,发现在进水大肠杆菌浓度为 $0.3 \times 10^6 \sim 3.2 \times 10^6$ CFU/mL 时,对大肠杆菌的去除效率可达 92% ~ 98%;Chandrasena 等^[19]研究发现生物滞留系统对大肠杆菌的去除率可达到 90% 以上。以上研究均表明生物滞留系统对病原微生物的去除具有很大潜力,其中主要影响去除效果的因素有:

(1)微生物种类。Liu 等^[20]将大肠杆菌(750.5 g/kg)与枯草芽孢杆菌(893.6 g/kg)在金属改性的填料上培养,对比后发现枯草芽孢杆菌在金属改性培养基中的去除率更高,由于大肠杆菌和枯草杆菌

的粘附均会减少铁和铝的氢氧化物表面正电荷并降低 Zeta 电位,因此这可能与枯草芽孢杆菌所带负电荷数量更多有关。有研究表明:轮状病毒在金属改性培养基中因蛋白质外壳结构受损而失活,而大肠杆菌噬菌体(MS2)则是被可逆地吸附在金属改性培养基的表面^[21-22],也有人认为 MS2 是被氧化铁产生的静电力所分解^[23]。由此可见,对于不同的微生物,其去除机理及效果均存在差异性。

(2)间歇性地表径流。间歇期对雨水的处理也有很大影响,有研究表明:空气与水的两相界在冲刷和诱导剪切力的共同作用下,微生物在间歇的流动过程中可能会发生迁移,其驱动力取决于降雨历时和填料的异质性^[24]。Mohanty 等^[25]在进行生物炭模拟柱实验后,认为干湿的间歇循环可以略微提高吸附点的恢复速度,当模拟柱中存在天然有机物(NOM)时,大肠杆菌的浓度略高于没有 NOM 的模拟柱,其推测这是由于 NOM 在干燥期从填料表面扩散到颗粒内孔时会堵塞表面孔隙,从而影响了去除效果^[26]。

(3)降雨量及降雨强度。Park 等^[27]利用小型柱进行模拟实验,发现随着柱内流速的增加,细菌的去除率降低,这很可能是由于较高的流速导致过滤填料表面剪切力增加,从而减少了细菌在填料中的去除率。Coffman 等^[14]的研究则有所不同,他们在不同的填料中进行模拟柱实验,在规定时间内使用最大设计流量和旁路容积对复合物进行体积检测,其实验结果显示:在高流速条件下,粪大肠菌群的去除率仍可达 77%~99%,而进水量较低时,去除效率会明显提高,若增加生物滞留系统的表面积或减少排水面积,均可使相关微生物指标的去除率达到 90% 以上,因此其认为降雨量是主要限制因素。综上所述,降雨量和降雨强度也是影响生物滞留系统微生物去除能力的重要因素,但具体影响关系仍待研究。

(4)接触时间。Coffman 等^[14]和 Park 等^[27]的相关研究都得出了同一结论:随着时间推移、过滤填料的成熟和生物层多样性的发展,会促进微生物群落的捕食活动,使系统对细菌的去除率增加,因此接触时间也会间接影响去除效果。

(5)介质的类型及表面改性。Zhang Lan 等^[28]在不同多孔填料组成的实验柱中进行了模拟,结果显示微生物去除率为 56%~98%,并发现多孔填料的组成以及填料层的厚度会影响微生物的去除效率,去除效果最好的是涂有氧化铁(IOC)的细砂。但是,与其他填料相比,IOC 中的微生物存活率较高,在随后的

降雨径流中可能会成为微生物污染的输入源。

填料的表面改性主要是通过通过在原始填料表面引入不同的结构或化合物,从而影响生物滞留系统对微生物的去除。

Li Yali 等^[32]制备了 15 种金属改性颗粒活性炭(GAC)及沸石用于增强对细菌的去除,Cu 沸石对大肠杆菌具有较好的去除效果,这是因为 Cu^{2+} 的固-液界面和 $\text{Cu}(\text{OH})_2$ 涂层的沉积作用会增强静电吸附使病原微生物失活。相反 Cu-GAC 的去除率相对较低,因为其去除机理主要为电子间的相互作用。Lau 等^[18]研究了 H_2SO_4 、 H_3PO_4 、KOH 和氨基改性的 4 种生物炭对大肠杆菌的去除效果,与原生物炭相比, H_2SO_4 改性生物炭对大肠杆菌去除率略有提高, H_3PO_4 和 KOH 改性的生物炭对大肠杆菌去除率无显著差异。XPS 分析显示:增加亲水性表面面积会使氨基改性生物炭的大肠杆菌去除率低于原始生物炭,此外,有研究显示如果使用抗微生物剂 TPA 改性的树型填料可以去除更多的大肠杆菌,这可能是由于其破坏了细菌的细胞结构或是将细菌永久固定在了多孔填料上^[26]。

4 生物滞留系统对病原微生物的去除机理

城市降雨径流是受纳水体中病原体的重要来源,研究表明生物滞留系统可以去除径流中的大肠杆菌噬菌体及产气荚膜梭菌^[35],即使表面没有种植植物的生物滞留设施,大肠杆菌和粪大肠杆菌的去除效率依然可达 90%^[34]。由此可见,大部分病原体会被截留过滤。在不同湿度下对除菌效果研究表明:干燥会使填料形成裂缝和大孔隙并使细菌脱落,干、湿交替会使空气与水的界面发生移动并冲刷颗粒表面的细菌。因此一定湿度可以减少细菌脱落,设计浸润区并提供足够碳源可以提高生物滞留设施对大肠杆菌的去除率。

此外,植物能促进有益细菌在根系部位的生长,使其吸附和捕食病原菌^[36]。虽然许多研究小组对各种类型的生物滞留填料进行了一系列实验,但是迄今为止,关于雨水处理领域的实地研究有限,但饮用水处理方面有大量文献资料,这些研究结果为病原微生物的去除机理提供了一些思路。主要的去除机理分述如下。

(1)物理应变。在生物滞留滤池中,应变作用被认为是去除病原体微生物的重要机制之一。在雨水径流中微生物会与高浓度可沉降颗粒高度结合,

并且可以在传统填料(TM)模拟柱中通过物理应变会促进生物膜的形成并增加停留时间,从而促进应进行有效去除。此外,降低孔隙率或增加分散性,均变作用^[33,36]。

表 2 不同过滤填料对雨水径流中病原微生物的去除能力

填料类型	过滤填料	去除对象	去除效率(log)	去除机理	参考
商业用填料(CM)	堆肥过滤器	总大肠菌群	0.59	于沉淀颗粒物上附着	Hatt 等 ^[29]
		大肠杆菌	0.60		
	生物炭过滤器	大肠杆菌	1.61		Li 等 ^[30]
		产气荚膜	3.11		
		F-RNA 大肠杆菌噬菌体	4.32		
改性金属填料(MM)	双填料过滤器	HPC	0.88	DLVO 理论,表面粗糙度,带正电荷的表面	Shah 等 ^[31]
		总大肠菌群	1.89		
	铜-沸石过滤填料	大肠杆菌 ATCC 11775	1.7	Cu ²⁺ 和带更多正电表面使吸附增强,进一步使之失活	Li 等 ^[32]
	Cu-GAC 过滤填料	大肠杆菌 ATCC 11775	0.8		
	Cu-GAC 过滤填料	大肠杆菌 ATCC 11775	0.8	静电吸附作用	
新型合成填料(NSM)	PVA 纳米纤维膜-活性炭柱	大肠杆菌	2.3	微滤和静电相互作用	Dobrowsky 等 ^[33]
		异养菌	2.0		
		腺病毒	0.12		
再生材料(RM)	可再生生物炭	大肠杆菌 ATCC 10798	1.47	物理吸附	Lau 等 ^[18]
	H ₂ SO ₄ 改性生物炭		1.89	孔隙的应力和疏水性	
	氨基改性生物炭		1.10	中孔孔隙率降低	Mohanty 等 ^[25]
	生物炭改性砂滤器		3.07	更强的附着力和更高的持水能力	
传统填料(TM)	常规生物滞留填料	大肠杆菌 B6914	0.55	细胞的物理应变和粘附	Zhang 等 ^[28]
		大肠杆菌 B6914(6 个月后)	1.52		
	常规树型过滤填料	大肠杆菌 B6914	0.67	物理应变和粘附	Schifman ^[34]
	改性树型过滤填料	大肠杆菌	0.79	高抗菌负荷灭活	
给水厂污泥(WTR)	Al-WTR	大肠杆菌 ATCC 11229	1.05	综合多种机理	
		MS2	2.51		
	Fe-Al-WTR	大肠杆菌 ATCC 11229	0.99		
		MS2	5.09		
	Cu-Al-WTR	大肠杆菌 ATCC 11229	0.87		
		MS2	6.23		

(2)介质和疏水性的影响。姚舜译等^[37]在石英砂介质中进行了模拟实验,发现随着石英砂粒径的减小,石英砂柱中大肠杆菌数量增加,其推测这是由于粒径减小,介质比表面积增大,能为细菌提供更多吸附点位,从而提高了介质对大肠杆菌的去除效率,但由于某些细菌的细胞体积较大,一些微孔无法被

细菌附着,因此常在多孔结构中引入其他材料以改善杀菌性能^[38]。

此外,有研究发现:疏水性(CSH)越高,细菌对碳氢化合物的吸附能力越强,对疏水性非极性表面的吸附能力也越强^[39],这主要是受填料表面疏水性的量度自由能(SFE)的影响,SFE 越高,则表面疏水性越强^[40]。

(3)静电作用。Hong 等^[41]研究发现枯草芽孢杆菌能使针铁矿表面的正电荷明显减少,也有研究认为带正电荷的填料表面与带负电荷的病毒粒子之间可产生静电相互作用,甚至可以使病毒分解,因此微生物与金属表面之间的静电力作用有助于微生物的去除^[42]。

(4)生物膜的形成。Bradley^[43]推测生物膜的形成取决于水中微生物浓度、营养物、DO 水平、水温等因素,生物膜表面疏水性和大肠杆菌与生物膜之间的聚合也影响着大肠杆菌的分布,且生物膜可通过机械捕获、吸附、捕食和自然死亡增强病原体去除。然而,这些相关研究只是在培养基上进行实验,可能并不代表实际上存在生物膜的形成^[44]。

(5)其他可能的机理。有研究表明:铝凝固剂在水解过程中会形成中间聚合物,并强烈吸附病毒,使其失去传染性^[45],这可能会成为基于氧化铝的给水厂污泥(WTR)病毒去除的潜在假设^[46]。

传统填料(TM)只能通过物理过滤去除少量的病原微生物,处理城市降雨径流的效果并不理想。而金属改良的给水厂污泥(WTR)可以结合上述大多数机制去除大量病原体,并且 WTR 及其金属改性形式具有去除病原体的潜力。总之,生物滞留系统在去除城市降雨径流中的微生物方面具有良好效果,并涉及一种或多种机理,但具体机制仍需探讨。

5 生物滞留系统对病原微生物去除的模拟

为进一步了解城市降雨径流中病原微生物的去除机理,模型模拟是重要途径之一。Zhang 等^[28]利用一维对流扩散方程模拟了径流条件下 6 h 内大肠杆菌在生物滞留填料中的迁移,然而只考虑了单一降雨事件期间的吸附和污染物迁移削减过程,没有描述操作因素或模拟干旱期的影响,因此具有一定局限性。Chandrasena 等^[19]使用模型连续模拟流出浓度,但是不能揭示整个生物滞留系统中微生物的真实传输,另外,还有一些因素的影响如温度不包括在内。Randelovic 等^[47]则提出了“三桶法”模型,该

模型将水流和污染物的传递分别建模,其中吸附—扩散方程用于模拟污染物的传递,虽然该模型能够预测一定规模生物滞留系统中不同微污染物的去除,但是该模型模拟微生物的去除不够准确,此外,该模型既不能模拟不同植物之间蒸散率的差异,也不能反映植物根系从生物滞留系统不同部位吸水的能力,但其中的水流模型方程可以较为准确地模拟生物滞留系统中径流的主要传递过程。Vezzaro 等^[48]则对相关模型进行了一些改进,并将该模型用于模拟水中微生物浓度的变化以及微生物的吸附、解吸和灭活过程。综上所述,目前主要的两个模型为水流模型及微生物质量模型。

5.1 水流模型

生物滞留系统的主要结构如图 1 所示^[49]:

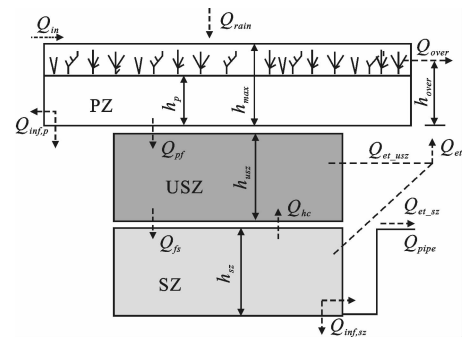


图 1 生物滞留系统模型

图 1 中过滤填料顶部为积水区(PZ),中间为充满不饱和过滤填料的不饱和区(USZ),下层为始终处于饱和状态的饱和区(SZ),模型方程中均假设不饱和区的饱和度(S)在整个 USZ 上是均匀的,具体相关方程如下。

(1) 从积水区至不饱和区:

$$Q_{pf} = \min(K_s \cdot A \cdot \frac{h_p + h_{usz}}{h_{usz}}, \frac{h_p \cdot A_p}{dt} + Q_{in} + Q_{rain}, \frac{1}{dt}(1 - S)n_{usz} \cdot h_{usz} \cdot A) \quad (1)$$

式中: Q_{pf} 为渗透到 USZ 的流量, m^3/s ; K_s 为过滤填料的水力传导率, m/s ; A 为主体区水平面积, m^2 ; h_p 为 PZ 水深, m ; h_{usz} 为 USZ 水深, m ; A_p 为 PZ 水平面积, m^2 ; Q_{in} 为入流量, m^3/s ; Q_{rain} 为降水量, m^3/s ; S 为 USZ 的饱和度; n_{usz} 为 USZ 的孔隙率。

(2) 从积水区至周围土壤:

$$Q_{inf,p} = \begin{cases} \min(K_f[(A_p - A) + C_s \cdot h_p \cdot P_p], \frac{h_p \cdot A_p}{dt}), & \text{无衬里} \\ 0, & \text{有衬里} \end{cases} \quad (2)$$

式中: $Q_{inf,p}$ 为 PZ 至 USZ 土壤的流量, m^3/s ; K_f 为周围材料的水力传导率, m/s ; C_s 为侧渗透系数; P_p 无衬里周长, m 。

(3) 通过溢流堰溢出时:

$$Q_{over} = \begin{cases} \min \left(C_Q \cdot B \sqrt{2g(h_p - h_{over})^3}, \right. \\ \left. \frac{A_p(h_p - h_{over})}{dt} \right), h_p > h_{over} \\ 0, h_p \leq h_{over} \end{cases} \quad (3)$$

式中: h_{over} 为溢流堰深度, m ; Q_{over} 为溢流流量, m^3/s ; C_Q 为堰溢系数; B 为溢流堰长度, m ;

(4) PZ 的质量平衡可表示为:

$$\frac{d(h_p \cdot A_p)}{dt} = Q_{in} + Q_{rain} - Q_{pf} - Q_{over} - Q_{inf,p} \quad (4)$$

(5) USZ 及 SZ 的整体饱和度可表示为:

$$S_{entire} = \frac{S \cdot n_{usz} \cdot h_{usz} + n_{sz} \cdot h_{sz}}{n_{usz} \cdot h_{usz} + n_{sz} \cdot h_{sz}} \quad (5)$$

式中: n_{sz} 为 SZ 的孔隙率; h_{sz} 为 SZ 水深, m 。

(6) USZ 和 SZ 的总蒸发量计算如下:

当 $S_{entire} \leq S_w$ 时:

$$Q_{et} = 0 \quad (6)$$

当 $S_w \leq S_{entire} \leq S_s$ 时:

$$Q_{et} = A \cdot K_C \cdot ET_0 \cdot \frac{S_{entire} - S_w}{S_s - S_w} \quad (7)$$

当 $S_s < S_{entire} \leq 1$ 时:

$$Q_{et} = A \cdot K_C \cdot ET_0 \quad (8)$$

式中: Q_{et} 为 USZ 和 SZ 的总蒸发量, m^3/s ; S_{entire} 为 USZ 及 SZ 的整体饱和度; S_w 为萎蔫点。

(7) 来自 USZ 的蒸发量:

$$Q_{et,usz} = Q_{et} \cdot \frac{S \cdot n_{usz} \cdot h_{usz}}{S \cdot n_{usz} \cdot h_{usz} + n_{sz} \cdot h_{sz}} \quad (9)$$

式中: $Q_{et,usz}$ 为 USZ 的蒸发量, m^3/s 。

(8) 毛细管上升引起流动时:

当 $S_s \leq S \leq S_{fc}$ 时:

$$Q_{hc} = A \cdot C_r \cdot (S - S_s) (S_{fc} - S), \quad C_r = \frac{4K_C \cdot ET_0}{2.5(S_{fc} - S_s)^2} \quad (10)$$

否则:

$$Q_{hc} = 0 \quad (11)$$

式中: Q_{hc} 为毛细管上升引起流动时的流量, m^3/s ; S_s 植物潜在蒸散发的阈值; S_{fc} 为 USZ 在现场容量下的饱和度。

(9) 从 USZ 渗透到 SZ:

$$Q_{fs} = \begin{cases} \min \left((A \cdot K_s \cdot \frac{h_p + h_{usz}}{h_{usz}} \cdot S^\gamma, \right. \\ \left. \frac{(S - S_{fc}) \cdot A \cdot n_{usz} \cdot h_{usz}}{dt} + Q_{pf} + Q_{hc} \right) S \geq S_{fc} \\ 0, S < S_{fc} \end{cases} \quad (12)$$

式中: Q_{fs} 为 USZ 渗透到 SZ 的流量, m^3/s ; γ 为相对导流系数(随土壤类型而变化)。

(10) USZ 中的水质量平衡可表示为:

$$\frac{d(S \cdot n_{usz} \cdot h_{usz} \cdot A)}{dt} = Q_{pf} + Q_{hc} - Q_{fs} - Q_{et,usz} \quad (13)$$

(11) 来自 SZ 土壤水分蒸发蒸腾损失总量:

$$Q_{et,sz} = Q_{et} \cdot \frac{n_{sz} \cdot h_{sz}}{S \cdot n_{usz} \cdot h_{usz} + n_{sz} \cdot h_{sz}} = Q_{et} - Q_{et,usz} \quad (14)$$

(12) 从 SZ 到周围土壤渗透:

$$Q_{inf,sz} = \begin{cases} \min(K_f(A + C_s \cdot h_{sz} \cdot P_{sz}), \\ \frac{n_{sz} \cdot h_{sz} \cdot A}{dt}), \text{无衬里} \\ 0, \text{有衬里} \end{cases} \quad (15)$$

式中: $Q_{inf,sz}$ 为 SZ 到周围土壤的渗透流量, m^3/s ; C_s 为侧渗透系数; P_{sz} 为 SZ 区域周长, m 。

(13) 流经排水管:

$$Q_{pipe} = \begin{cases} \min(A \cdot K_s \cdot \frac{h_p + h_{usz}}{h_{sz} + h_{usz}}, \frac{(h_{sz} - h_{pipe}) \cdot n_{sz} \cdot A}{dt} + \\ Q_{fs} - Q_{hc} - Q_{et,sz} - Q_{inf,sz}), h_{sz} > h_{pipe} \\ 0, h_{sz} \leq h_{pipe} \end{cases} \quad (16)$$

式中: Q_{pipe} 为流经排水管的流量, m^3/s ; h_{pipe} 为排水管道埋深, m 。

5.2 微生物质量模型

该模型也分为 PZ, USZ 和 SZ 3 个部分, 方程中 USZ 和 SZ 中微生物相的传递采用一维平流——弥散方程建模, 微生物质量模型的相关计算方程如下^[47,49]:

(1) PZ 中微生物的质量平衡可表示为:

$$\frac{d(C_p \cdot h_p \cdot A_p)}{dt} = C_{in} \cdot Q_{in} - C_p (Q_{pf} + Q_{over} + Q_{inf,p}) - \mu \cdot c_p \cdot h_p \cdot A_p \quad (17)$$

式中: C_p 为流入 USZ 的微生物浓度, mg/L ; C_{in} 为流入 PZ 的微生物浓度, mg/L ; Q_{in} 为流入 PZ 的径流

量, m^3/s 。

(2) USZ 微生物相的质量平衡可表示为:

$$\frac{\partial(S \cdot n_{usz} \cdot C_{usz})}{\partial t} + (S \cdot n_{usz} \cdot K_{att} \cdot C_{usz} - \rho K_{det} M_1) = \frac{\partial}{\partial z}(S \cdot n_{usz} \cdot D_1 \cdot \frac{\partial C_{usz}}{\partial z}) - \frac{\partial(q_1 \cdot C_{usz})}{\partial z} - S \cdot n_{usz} \cdot \mu \cdot C_{usz} \quad (18)$$

式中: C_{usz} 为 USZ 的微生物浓度, mg/L ; K_{att} 为吸附率, s^{-1} ; K_{det} 解析率, s^{-1} ; ρ 为容重, N/m^3 ; M_1 为 USZ 中吸附的固相中微生物的浓度, mg/L ; D_1 和 D_2 为从踪法研究的结果中获得的参数; q_1 为 USZ 的平均单位流量, m^3/s ; μ 为各部分的衰减率。

(3) 吸附微生物在土壤中的吸附、解吸和死亡可表示为:

$$\frac{\partial M_1}{\partial t} = \frac{S \cdot n_{usz} \cdot K_{att} \cdot C_{usz} - K_{det} \cdot M_1 - \mu \cdot M_1}{\rho} \quad (19)$$

(4) USZ 的分散系数:

$$D_1 = \lambda \cdot \frac{q_1}{n_{usz} \cdot S} \quad (20)$$

式中: λ 为分散率差, m 。

(5) USZ 的平均单位流量:

$$q_1 = \frac{\alpha_1(Q_{pf} - Q_{et}) + \beta_1(Q_{fs} - Q_{hc})}{A} \quad (21)$$

其中: 上边界: $\alpha_1 + \beta_1 = 1$, $\alpha_1 = 1$

下边界: $\beta_1 = 1$

(6) SZ 中微生物相的质量平衡可表示为:

$$\begin{aligned} & \frac{\partial(n_{sz} \cdot C_{sz})}{\partial t} + (n_{sz} \cdot K_{att} \cdot C_{sz} - \rho \cdot K_{det} \cdot M_2) \\ &= \frac{\partial}{\partial z}(n_{usz} \cdot D_2 \cdot \frac{\partial C_{sz}}{\partial z}) - \frac{\partial(q_2 \cdot C_{sz})}{\partial z} - S \cdot n_{sz} \cdot \mu \cdot C_{sz} \end{aligned} \quad (22)$$

式中: M_2 为 SZ 中吸附的固相中的微生物浓度, mg/L ; q_2 为 SZ 的平均流量, m^3/s ; 其他符号物理含义及单位同前。

(7) 附微生物在土壤中的吸附、解吸和死亡可表示为:

$$\frac{\partial M_2}{\partial t} = \frac{n_{sz} \cdot K_{att} \cdot C_{sz} - K_{det} \cdot M_2 - \mu \cdot M_2}{\rho} \quad (23)$$

(8) SZ 的分散系数:

$$D_2 = \lambda \cdot \frac{q_2}{n_{sz} \cdot S} \quad (24)$$

(9) SZ 的平均单位流量:

$$q_2 = \frac{\alpha_2(Q_{fs} - Q_{hc}) + \beta_2(Q_{pipe} + Q_{inf,sz})}{A} \quad (25)$$

其中: 上边界: $\alpha_2 + \beta_2 = 1$, $\alpha_2 = 1$;

下边界: $\beta_2 = 1$ 。

(10) 各部分的衰减率:

$$\mu = \mu_0 \theta^{T-20} \quad (26)$$

式中: μ_0 为给定参考条件下的标准衰减速率, s^{-1} ; θ 为衰减温度校正系数, μ_0 为给定参考条件下的标准衰减速率, s^{-1} 。

该模型在不同操作条件下, 吸附和解吸是交替主导的, 这可能会影响模拟参数, 例如: 当新流入的微生物浓度较高时, 吸附可能占主导地位, 而在冲洗时, 解吸则起着更重要的作用。此外, 捕获的微生物可能会由于解吸而重新回到水中, 但由于 USZ 和 SZ 中填料的吸附能力远远大于 PZ 中植物的吸附能力, 通常 PZ 中的吸附和解吸可以忽略不计。除此之外, 降雨情况也会影响模拟参数, 例如: 在雨天, 进水可能会在渗透到 USZ 之前在 PZ 中停留几个小时, 而在干燥天气下, 微生物可能会在 USZ 和 SZ 中停留几个小时到几天, 且这些参数也会受到后续降雨情况的影响^[47,49]。

5.3 模拟效果

Shen Pengfei 等^[49]通过对 5 种不同的生物膜配置进行 44 周的实验室实验测试上述两种模型, 其预测结果与测量数据基本一致, 与 Nash - Sutcliffe 效率系数比较, 模型中实现的微生物去除率约为 46% ~ 68%, 效果良好。在经过灵敏度分析后, 其结果表明吸附和解吸过程占主导地位, 但由于数据不足, 不同参数之间的相关性尚不明了, 因此相关模型还有待进一步开发。

6 结论与展望

城市降雨径流中的病原微生物主要包括细菌、病毒、原生动物和病原蠕虫, 会通过冲刷作用汇入地表水体, 具有一定的初期效应, 因此运用生物滞留技术对城市降雨径流中的病原微生物进行去除有利于保护城市水环境。

病原微生物的去除主要受微生物的种类、间歇性地表径流、降雨量、降雨强度、接触时间、填料的类型及其表面改性等因素的影响。但是, 目前国内外对于生物滞留系统去除城市降雨径流中的病原微生物的研究才刚刚起步, 特别是国内对于这一方面的研究鲜见, 存在的主要问题是:

(1) 目前得出的结论多参照饮用水处理的相关机理, 且相关研究多来自实验室数据, 这与实际情况相差较大, 因此具体的作用机理尚不明晰, 还需要进一步研究探讨。

(2)相关模型的建立仍然是一个难题,目前应用的模型考虑的条件不够全面,如:只考虑了单一降雨事件的吸附和污染物迁移削减过程、没有描述操作因素或模拟干旱期的影响,还有一些问题如温度没有考虑在内、模型难以准确模拟长期连续降雨条件下病原微生物的迁移和去除过程等,因此,建立更加完备的模型应是目前的重点研究方向。

(3)基于模型,进行设计参数优化,以使系统达到最佳的去除效果,也是未来的研究重点。

参考文献:

- [1] 阮添舜,李家科. 生物滞留设施植物·填料·微生物研究进展[J]. 安徽农业科学,2017,45(18):63-69+112.
- [2] 张金戈. 生物滞留系统去除径流污染构成及作用机理[J]. 西南给排水,2014,36(3):49-52.
- [3] 王书敏,何强,徐强,等. 生物滞留系统去除地表径流中的氮素研究评述[J]. 水科学进展,2015,26(1):140-150.
- [4] 仇付国,李林彬,王娟丽,等. 给水厂污泥改良雨水生物滞留系统填料层最优设计深度研究[J]. 环境工程,2018,36(12):81-86.
- [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(S1):286-291.
- [6] 疏义林,万琴,张雪峰,等. PCR及其衍生技术对水中病原体检测的研究进展[J]. 环境科学与技术,2015,38(S2):172-180+208.
- [7] QUILLIAM R S, JAMIESON J, OLIVER D M. Seaweeds and plastic debris can influence the survival of faecal indicator organisms in beach environments[J]. Marine Pollution Bulletin,2014,84(1-2):201-207.
- [8] 甘丽萍,吴远,石汝杰,等. 三峡库区苕溪河地表径流指示微生物和水质检测[J]. 西南农业学报,2017,30(3):692-696.
- [9] 王蕴琦,赵可,王迪,等. 地表径流雨水水质特性分析[J]. 资源节约与环保,2019,208(3):19-20.
- [10] 王建军,李田,侯娟,等. 路面径流的大肠菌群污染及其雨水花园处理[J]. 环境工程学报,2014,8(12):5221-5225.
- [11] 江磊,朱德军,陈永灿,等. 我国地表水体粪大肠菌群污染现状分析[J]. 水利水电科技进展,2015,35(3):11-18.
- [12] 李敏. 雨水径流中多重耐药性细菌在石英砂表面的粘附特性研究[D]. 北京:北京交通大学,2017.
- [13] MCCARTHY D T, HATHAWAY J M, HUNT W F, et al. Intra-event variability of escherichia coli and total suspended solids in urban stormwater runoff[J]. Water Research,2012,46(20):6661-6670.
- [14] COFFMAN L S, SIVITER T. Filterra by Americast: Advanced bioretention system discussion of the pollutant removal mechanisms and design strategies [C]//Critical Transitions in Water & Environmental Resources Management, ASCE,2014:1-9.
- [15] DAVIS A P. Field performance of bioretention: hydrology impacts[J]. Journal of Hydrologic Engineering,2008,13(2):90-95.
- [16] RUSCIANO G M, OBROPTA C C. Bioretention column study: fecal coliform and total suspended solids reductions [J]. Transactions of the ASABE,2007,50(4):1261-1269.
- [17] HATHAWAY J M. Indicator bacteria removal by stormwater BMPs in Coastal North Carolina [C]//World Environmental & Water Resources Congress. 2010:3218-3225.
- [18] LAU A Y T, TSANG D C W, GRAHAM N J D, et al. Surface-modified biochar in a bioretention system for escherichia coli removal from stormwater [J]. Chemosphere,2017,169:89-98.
- [19] CHANDRASENA G I, DELETIC A, MCCARTHY D T. Evaluating \ r, Escherichia coli \ r, removal performance in stormwater biofilters: a preliminary modelling approach [J]. Water Science & Technology,2013,67(11):2467.
- [20] LIU Zhaodong, WANG Haicui, LI Jiuyu, et al. Adhesion of escherichia coli and bacillus subtilis to amorphous Fe and Al hydroxides and their effects on the surface charges of the hydroxides [J]. Journal of Soils and Sediments,2015,15(11):2293-2303.
- [21] GUTIERREZ L, LI Xuan, WANG Jinwen, et al. Adsorption of rotavirus and bacteriophage MS2 using glass fiber coated with hematite nanoparticles [J]. Water Research,2009,43(20):5198-5208.
- [22] ARMANIOUS A, AEPPLI M, JACAK R, et al. Viruses at solid-water interfaces: a systematic assessment of interactions driving adsorption [J]. Environmental Science & Technology,2016,50(2):732-743.
- [23] RYAN J N, HARVEY R W, METGE D, et al. Field and laboratory investigations of inactivation of viruses (PRD1 and MS2) attached to iron oxide-coated quartz sand [J]. Environmental Science & Technology,2002,36(11):2403-2413.
- [24] MOHANTY S K, BOEHM A B. Effect of weathering on mobilization of biochar particles and bacterial removal in a stormwater biofilter [J]. Water Research,2015,85:208-215.
- [25] MOHANTY S K, CANTRELL K B, NELSON K L, et al. Efficacy of biochar to remove escherichia coli from stormwater under steady and intermittent flow [J]. Water Research,2014,61:288-296.
- [26] MOHANTY S K, SAIERS J E, RYAN J N. Colloid mobili-

- zation in a fractured soil: effect of pore-water exchange between preferential flow paths and soil matrix[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(5): 2310 – 2317.
- [27] PARK S J, LEE C G, KIM S B, et al. Bacterial removal in flow – through columns packed with iron – manganese bi-metallic oxide – coated sand[J]. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 2012, 47(10): 1364 – 1371.
- [28] ZHANG Lan, SEAGREN E A, DAVIS A P, et al. The capture and destruction of escherichia coli from simulated urban runoff using conventional bioretention media and iron oxide – coated sand[J]. *Water Environment Research*, 2010, 82(8): 701 – 714.
- [29] HATT B E, MORISON P, FLETCHER T D, et al. Stormwater biofiltration systems-adoption guidelines[C]// *Image & Signal Processing – international Conference*. DBLP, 2009.
- [30] LI Yali, DELETIC A, MCCARTHY D T. Removal of E. coli from urban stormwater using antimicrobial – modified filter media[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2014, 271(4): 73 – 81.
- [31] SHAH S H, MAHMOOD Q, RAJA I A, et al. Bio-sand filter to treat arsenic contaminated drinking water[J]. *Desalination & Water Treatment*, 2015, 53(11): 2999 – 3006.
- [32] LI Yali, MCCARTHY D T, DELETIC A. Stable copper – zeolite filter media for bacteria removal in stormwater[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2014, 273: 222 – 230.
- [33] DOBROWSKY P H, LOMBARD M, CLOETE W J, et al. Efficiency of microfiltration systems for the removal of bacterial and viral contaminants from surface and rainwater[J]. *Water Air & Soil Pollution* 2015, 226(3): 33.
- [34] SCHIFMAN L A, KASARANENI V K, BOVING T B, et al. Enhanced stormwater contaminant removal using tree filters and modified sorbents[C]// *Agu Fall Meeting*. 2012.
- [35] LI Yali, DELETIC A, ALCAZAR L, et al. Removal of clostridium perfringens, escherichia coli and F – RNA coliphages by stormwater biofilters[J]. *Ecological Engineering*, 2012, 49(12): 137 – 145.
- [36] HONG Zhineng, RONG Xingmn, CAI Peng, et al. Initial adhesion of bacillus subtilis on soil minerals as related to their surface properties[J]. *European Journal of Soil Science*, 2012, 63(4): 457 – 466.
- [37] 姚舜译, 袁雪梅, 杨新瑶, 等. 粒径和流速对大肠杆菌在饱和多孔介质中迁移的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2016, 35(2): 353 – 357.
- [38] TIKHOMIROVA A D, SPIRIDONOVA E A, SAMONIN V V, et al. Preparation and study of activated carbons modified with various bactericidal agents[J]. *Russian Journal of Applied Chemistry*, 2015, 88(8): 1316 – 1320.
- [39] ANNA K, KAREL S. How microorganisms use hydrophobicity and what does this mean for human needs? [J]. *Frontiers in Cellular and Infection Microbiology*, 2014, 4: 112.
- [40] ZHANG Xinru, ZHANG Qian, YAN Tao, et al. Quantitatively predicting bacterial adhesion using surface free energy determined with a spectrophotometric method[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(10): 6164 – 6171.
- [41] HONG Zhineng, LI Jiuyu, JIANG Jun, et al. Presence of bacteria reduced phosphate adsorption on goethite[J]. *European Journal of Soil Science*, 2015, 66(3): 406 – 416.
- [42] MARK E, CHRISTINE S, FRANCIS D G, et al. Investigation of E. coli and virus reductions using replicate, bench-scale biosand filter columns and two filter media[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2015, 12(9): 10276 – 10299.
- [43] BRADLEY I M. Iron oxide amended biosand filters for virus removal[J]. *Water Research*, 2011, 45(15): 4501 – 4510.
- [44] DEBUY S, PECASTAINGS S, BERGEL A, et al. Oxygen – reducing biocathodes designed with pure cultures of microbial strains isolated from seawater biofilms[J]. *International Biodegradation & Biodegradation*, 2015, 103: 16 – 22.
- [45] MATSUI Y, MATSUSHITA T, SAKUMA S, et al. Virus inactivation in aluminum and polyaluminum coagulation [J]. *Environmental Science & Technology*, 2003, 37(22): 5175 – 5180.
- [46] MATSUSHITA T, SHIRASAKI N, MATSUI Y, et al. Virus inactivation during coagulation with aluminum coagulants [J]. *Chemosphere*, 2011, 85(4): 571 – 576.
- [47] RANDELOVIC A, ZHANG Kefeng, JACIMOVIC N, et al. Stormwater biofilter treatment model (MPiRe) for selected micro – pollutants[J]. *Water Research*, 2016, 89: 180 – 191.
- [48] VEZZARO L, MIKKELSEN P S, DELETIC A, et al. Urban drainage models – simplifying uncertainty analysis for practitioners[J]. *Water Science & Technology*, 2013, 68(10): 2136.
- [49] SHEN Pengfei, DELETIC A, URICH C, et al. Stormwater biofilter treatment model for faecal microorganisms [J]. *Science of The Total Environment*, 2018, 630: 992 – 1002.