

# 生物滞留系统去除城市地表径流中 多环芳烃的研究进展

王东琦<sup>1</sup>, 单稼琪<sup>1</sup>, 李怀恩<sup>1</sup>, 李家科<sup>1</sup>, 林奕杉<sup>2</sup>

(1. 西安理工大学 西北旱区生态水利工程国家重点实验室培育基地, 陕西 西安 710048;  
2. 中国科学院 地球环境研究所, 陕西 西安 710061)

**摘要:** 低影响开发(LID)生物滞留系统是净化城市地表径流的重要措施。多环芳烃(PAHs)作为难降解有机污染物,是城市雨水径流中的重要成分之一。通过总结城市地表径流中PAHs污染现状和国内外应用生物滞留系统去除PAHs的研究动态,系统分析了PAHs类污染物的去除机理、效果和影响因素。研究表明:生物滞留系统主要通过填料吸附、微生物降解、植物吸收、挥发等作用去除PAHs,平均去除率在30%~90%。影响去除效果的主要因素包括PAHs性质、系统组成与设计、微生物及环境因子等。建议关注生物滞留系统中PAHs的积累和长期运行效果,并开展系统优化设计和作用机制研究工作。

**关键词:** 低影响开发; 生物滞留; 城市地表径流; 多环芳烃

中图分类号: X522 文献标识码: A 文章编号: 1672-643X(2016)05-0001-08

## Advance on removal of polycyclic aromatic hydrocarbon by bioretention system in urban surface runoff

WANG Dongqi<sup>1</sup>, SHAN Jiaqi<sup>1</sup>, LI Huaien<sup>1</sup>, LI Jiake<sup>1</sup>, LIN Yishan<sup>2</sup>

(1. State Key Laboratory Base of Eco-hydraulic Engineering in Arid Area, Xi'an University of Technology, Xi'an 710048, China;  
2. Institute of Earth Environment, Chinese Academy of Sciences, Xi'an 710061, China)

**Abstract:** The bioretention system of low impact development (LID) is an important measure in the purification of urban surface runoff. As refractory organic pollutant, polycyclic aromatic hydrocarbon (PAHs) is one of the important components in urban stormwater runoff. By summarizing the contamination status of PAHs and research progress in the PAHs removal by bioretention system, the paper systematically analyzed the mechanism, effect and impact factors of PAHs removal. The result indicated that the bioretention system removes PAHs by main ways of adsorption, microbial degradation, plant uptake, and volatilization, etc. with the average removal rate of 30%~90%. The factors affecting the removal efficiency mainly include the nature of PAHs, system composition and design, microbial community and environmental factor. The paper suggested to focus on the PAHs accumulation and long-term operation of bioretention system and carry out further study on system optimization and mechanism.

**Key words:** low-impact development; bioretention; urban surface runoff; polycyclic aromatic hydrocarbon

随着我国城镇化进程与水平的不断提高,以城市为核心的区域水文条件和污染物排放特征发生了显著变化。城市道路地表积累的大量未经处理的污染物在降雨过程中通过溶解、冲刷作用直接进入地

表径流,已成为城市水体非点源污染的重要来源。针对城市雨洪控制利用中的关键问题,美国在20世纪90年代提出了低影响开发(low impact development, LID)理念,旨在通过分散的、小规模源头控

收稿日期:2016-04-29; 修回日期:2016-06-03

基金项目:国家自然科学基金项目(51409209);中国博士后科学基金面上项目(2014M562439);陕西省博士后科研项目、中国科学院西部之光人才培养计划西部博士项目(29Y42918101);西北旱区生态水利工程国家重点实验室培育基地(西安理工大学)开放基金(2016KFKT-2)

作者简介:王东琦(1983-),男,河南汝州人,博士,讲师,主要从事旱区水环境污染控制的研究。

通讯作者:李家科(1975-),男,湖北荆门人,博士,教授,博士生导师,研究方向为非点源污染与水资源保护。

制技术措施达到对暴雨径流和污染的管控<sup>[1-3]</sup>。我国近几年来提出的“海绵城市”建设也是基于LID发展出来的一种新型城市雨水系统构建途径<sup>[4]</sup>。其中,生物滞留系统是比较典型的LID雨水调控设施,通常由表层植被、过滤介质和集水系统组成,主要通过系统中土壤、植物和微生物的吸附、吸收和降解,在削减暴雨径流量的同时有效去除径流中各类污染物<sup>[5-7]</sup>。

近年来,生物滞留技术在国内外得到广泛关注和快速发展,并有许多有关污染物处理的研究报道<sup>[8-11]</sup>。然而,这些研究主要侧重于SS、COD、TP、TN、重金属等,针对有毒有机污染物的研究则相对较少。多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)是具有两个或两个以上苯环的一类有机化合物的总称,也是城市地表径流中石油烃类污染物的重要组分。由于部分PAHs对生物具有致癌、致畸和致突变作用,且其结构稳定、水溶性低、难以被生物降解,美国国家环境保护局(US EPA)将其中16种PAHs确定为优先控制污染物。在城市地表累积的PAHs类污染物经初期雨水冲刷后会产生短时高浓度负荷,这一污染特性所带来的潜在环境风险问题日益受到人们的重视。本文主要是在整理城市地表径流中PAHs污染来源与现状的基础上,总结和分析生物滞留设施去除PAHs的效果、机理及其主要影响因素,以期最终解决城市水环境中PAHs非点源污染问题起到促进作用。

## 1 城市地表径流中 PAHs 污染的来源与现状

### 1.1 城市地表径流中 PAHs 的来源

环境中PAHs污染多来自于人为源,主要包括工农业生产、交通运输和日常生活中大量使用的煤炭、木材、石油、燃料、纸张和烟草等的不完全燃烧或热解。不同环数PAHs的来源也不尽相同,通常低分子量(LMW)PAHs主要来源于石油类污染,而4环及4环以上高分子量(HMW)PAHs则主要来源于化石燃料燃烧。城市地表径流中PAHs的污染过程主要包括地表累积和雨水冲刷<sup>[12]</sup>。大量监测结果表明,机动车尾气排放、油罐泄漏、垃圾非法倾倒、漏油、路面沥青封层、轮胎摩擦和碎屑等道路交通源都对PAHs的地表累积形成贡献<sup>[13]</sup>,其中沥青路面是城市地表径流中PAHs的重要来源<sup>[14-15]</sup>。另外,大气沉降也是PAHs累积的重要途径。HMW PAHs因溶解度较小在大气中主要富集在颗粒物上,大部

分以干沉降方式累积到地面;LMW PAHs则多以气态形式存在,且因其易溶于水,主要通过降雨淋洗溶解的湿沉降方式进入地表径流<sup>[16]</sup>。

### 1.2 城市地表径流中 PAHs 的污染现状

随着城市非点源污染研究的兴起,国内外对PAHs在土壤、大气、水体、沉积物等环境介质中的迁移转化已开展了大量调查研究工作<sup>[17-19]</sup>,针对城市地表径流中PAHs的污染状况也有相关研究报道。Dibiasi等<sup>[20]</sup>研究发现在美国Maryland University停车场路面径流中16种PAHs的场次降雨平均浓度(EMC)为 $2.08\mu\text{g/L}$ 。墨西哥Tijuana地区地表径流中16种PAHs的浓度范围为 $1.11\sim 4.87\mu\text{g/L}$ <sup>[21]</sup>。上海市区沥青路面径流中16种PAHs总浓度平均值达 $4.02\mu\text{g/L}$ <sup>[22]</sup>。杭州市区交通道路地表径流中16种PAHs总浓度平均值为 $3.27\mu\text{g/L}$ <sup>[16]</sup>。降雨冲刷过程产生的大量悬浮颗粒物对PAHs有强吸附作用,因此PAHs在径流中主要以颗粒态存在。张巍等<sup>[23]</sup>研究发现北京市交通道路地表径流中溶解相PAHs的浓度均值为 $0.55\mu\text{g/L}$ ,而颗粒相PAHs则达到 $3.87\mu\text{g/L}$ 。Lau等<sup>[24]</sup>观测美国洛杉矶高速公路62场降雨事件发现,径流中PAHs以颗粒相为主,溶解相浓度则多低于检测限。

表1列举了部分城市和地区地表径流或雨水中PAHs的调查结果。由表可知,许多地区的路面径流中均受到不同程度的PAHs污染。与其它发达和发展中国家相比,我国中东部沿海城市的雨水及城市降雨径流中PAHs的污染较重,且范围广、强度高。城市路面径流一旦流入透水地表(如农田、草地和绿化用地等),携带的PAHs随之进入,或滞留于表土,或向浅层地下水迁移,会造成土壤和地下水资源的污染<sup>[36]</sup>。Pavlosky<sup>[37]</sup>研究发现,雨水径流经沥青路面流入受纳池塘后,会使沉积物中PAHs含量升高 $35\sim 480$ 倍,对水生生物产生毒性效应。因此,如何有效降低PAHs向地表水体和土壤环境的迁移量,进而从源头上防治环境污染,是保证生态可持续发展的一个关键性问题。

## 2 生物滞留系统去除 PAHs 的机理

生物滞留系统作为一种分散式、高效、经济的LID技术措施,可促进解决城市水环境中的PAHs面源污染问题,但是目前对其净化效果和机理的研究较少。生物滞留系统通常可有效截留地表径流中的石油烃,去除效果可达85%以上<sup>[38-41]</sup>,其中PAHs类污染物的主要去除机制可分为挥发扩散、

土壤吸附、微生物降解、植物吸收等4个方面(如图1所示)。

表1 部分城市地表径流中 PAHs 的浓度分布

研究地点	样品类型	检出 PAHs 种类	PAHs 浓度(ng/L)	文献来源
Los Angeles, USA	高速路径流	16	23.6 ~ 1880	[24]
Maryland, USA	停车场径流	16	290 ~ 5160	[20]
Chesapeake, USA	降雨径流	11	2030 ~ 11200	[25]
Washington D. C., USA	降雨径流	35	1510 ~ 12500	[26]
Milwaukee, USA	降雨径流	15	13400	[27]
Columbia, USA	降雨径流	14	400 ~ 16300	[28]
Shasbourg, France	雨水	16	3.7 ~ 1596	[29]
Paris, France	道路径流	16	677 ~ 6477	[30]
Le Havre, France	道路径流	14	485 ~ 33704	[31]
Gdańsk, Poland	机场道路径流	16	295 ~ 6758	[32]
北京,中国	雨水	16	295 ~ 2717	[33]
北京,中国	雨水	16	溶解相 69 ~ 654 颗粒相 37 ~ 1611	[23]
北京,中国	道路径流	16	溶解相 89 ~ 2457 颗粒相 184 ~ 48184	[23]
上海,中国	道路径流	16	1585 ~ 7523	[34]
杭州,中国	雨水	12	2157	[16]
杭州,中国	道路径流	12	3272	[16]
温州,中国	停车场径流	16	668 ~ 4757	[35]

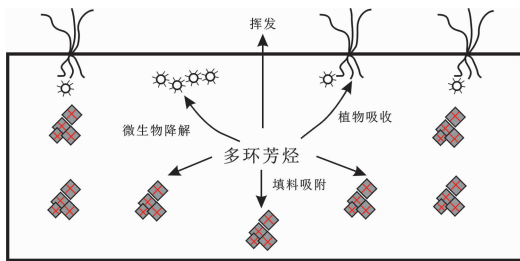


图1 生物滞留系统去除 PAHs 的机理

## 2.1 挥发扩散

地表雨水径流中 PAHs 的挥发是其潜在的去除机制之一,但是其作用相对较弱<sup>[40-41]</sup>。生物滞留系统通常采用快速渗滤设计,因此气-水界面间的传质时间十分有限。此外,除低环化合物外,PAHs 的气-水相平衡常数较低( $-\log K_{iaw} = 1 \sim 5$ ),挥发性较弱。即使是对于挥发性较高的低环 PAHs 来说,挥发过程主要发生在地表径流未进入生物滞留系统之前,而非在滞留系统中完成。

## 2.2 填料吸附

填料对生物滞留系统中 PAHs 的去除有至关重要的作用,它可以立即将污染水体中的 PAHs 吸附并截留于系统中,以使其它较缓慢的处理过程(例如微生物降解、植物吸收)能够顺利进行。由于土壤对 PAHs 的吸附过程多是可逆的,故可以通过缓

慢的解吸过程释放一部分有机物进入随后的生物降解过程中,同时再生吸附能力<sup>[42-45]</sup>。研究发现,小型生物滞留系统可通过吸附过程有效去除油脂<sup>[38-39]</sup>、甲苯和萘<sup>[41]</sup>。生物滞留系统中填料对 PAHs 的吸附行为与其自身的物理化学性质密切相关。溶解度低而疏水性强的 HMW PAHs 因为辛醇/水分配系数( $K_{ow}$ )高而更易于被吸附到颗粒物上<sup>[46-47]</sup>。土壤中一部分有机碳(如炭黑)会在一些 PAHs 的吸附过程中起主要作用,并控制其生物可利用性<sup>[48]</sup>。炭黑一般仅占土壤总碳的 4% 左右,而吸附容量却是非晶有机碳的 10 ~ 100 倍,且过程是不可逆的<sup>[49]</sup>。目前暂无研究涉及传统生物滞留填料中的炭黑含量。

## 2.3 微生物降解

微生物是维持生物滞留系统可持续性的关键因素。微生物可以降解或矿化有机污染物,维持甚至再生填料的吸附容量<sup>[50]</sup>。LeFevre 等<sup>[43]</sup>采集了美国明尼阿波利斯区超过 50 个生物滞留系统野外试点的填料样品并分析了其中的总石油烃(TPH)残量。结果表明,生物滞留系统中的 TPH 浓度(未检出 ~ 33  $\mu\text{g}/\text{kg}$ )低于标准限值,且检测值比期望值(假设所有输入均被吸附且无流失)低 3 个数量级,

说明吸附的污染物已被生物降解至相当低的水平。系统填料中大量降解功能基因(酚单加氧酶和萘双加氧酶基因)与总细菌 16S rRNA 基因的存在说明系统具备 TPH 生物降解能力。LeFevre 等<sup>[40]</sup>利用同位素示踪技术对实验室规模生物滞留系统的研究发现,系统对萘有明显的生物矿化作用,且矿化率随时间而逐渐升高。实验开展 5 个月后,系统中萘双加氧酶基因已达到与实际生物滞留系统相同的丰度水平,说明系统建立后可在较短的暴露时间内具备良好的污染物降解能力。

## 2.4 植物吸收

植物在生物滞留系统去除污染物过程中发挥的作用不可忽视。大部分的生物滞留系统都有植被覆盖区域,使之具备了植物修复 PAHs 污染的潜在能力。径流中溶解度较高的低环 PAHs 可通过植物呼吸作用<sup>[51]</sup>从叶片气孔直接蒸发而去除。但大部分 PAHs 水溶性很低,被植物吸收后主要通过细胞酶的作用代谢为毒性较低的物质或摄食动物不可消化的组织成分<sup>[52]</sup>。尽管植物可直接摄取有机污染物,但相关文献表明,污染土壤的植物修复主要是通过激发根际微生物活性来实现的<sup>[53]</sup>。植物根部可以增加土壤的含氧量<sup>[54]</sup>,从而增强微生物的好氧降解过程。植物释放的分泌物可诱导污染物的降解,刺激细菌种群发育<sup>[55]</sup>或增强疏水性 PAHs 的生物可利用性(Bioavailability)<sup>[56]</sup>。实验室研究表明,有植被覆盖的生物滞留系统中微生物对 PAHs 的降解速率远高于无植被系统。另有报道指出,由深根植被覆盖的生物滞留系统的处理效果明显好于种植浅根植物的系统,根系发达的植被区域所含有的降解功能基因与总细菌数要明显高于无植被或草皮覆盖区(根系非常浅的区域)<sup>[43]</sup>,说明植物种类也是影响系统处理性能的重要因素<sup>[40]</sup>。

## 3 生物滞留系统去除 PAHs 的效果及影响因素

### 3.1 生物滞留系统 PAHs 去除效果的研究进展

近年来,国外已开始研究如何利用生物滞留技术来防治城市地面径流的 PAHs 污染,而国内这方面的研究却鲜见。国外现有研究表明,生物滞留系统的表层对截留和去除地表径流中的 PAHs 有很大贡献。生物滞留系统表面常设有覆土层,用以防止土壤层的侵蚀与干燥,并去除地表径流中的某些有害成分(如重金属)。而这个覆土层还可以用来截留石油烃类污染物,原因是覆土层中含量较高的木

质素对疏水性 PAHs 化合物有很强的亲和力<sup>[57]</sup>。Boving 等<sup>[58]</sup>通过野外试验研究了不同设计条件下生物滤沟对 10 种 PAHs 的去除效果。结果表明,溶解相 PAHs 的平均去除率可达 67%,与滤料量呈正相关,且 HMW PAHs 的去除效率普遍高于 LMW PAHs。Dibiasi 等<sup>[20]</sup>研究发现,雨水花园可将每次降雨径流中的入流 PAHs 降低 31%~99%,且 PAHs 负荷量的年平均去除率可达 87%。不过,在高强度降水条件下,雨水花园可由“汇”转为“源”,先前截留的 PAHs 解吸并被冲刷出来,导致 PAHs 流出负荷量反而大于入流负荷量。LeFevre 等<sup>[40]</sup>首次利用放射性<sup>14</sup>C 标记的萘作为模式化合物,在实验室规模生物滞留系统中详细分析了污染物的迁移规律。得出的量化结果显示,萘的总去除率在 78%~93%,吸附作用对萘去除的贡献最多,达到了 56%~73%,其次是生物降解作用,可矿化 12%~18%的萘,而植物吸收的贡献率是 2%~23%,挥发的作用则可以忽略(低于 1%)。值得注意的是,尽管现有数据显示 PAHs 类污染物的去除效果较好,但主要的去除机制仍以吸附为主,被截留在系统中的污染物可能并没有被完全降解或无害化。假如这些未完全降解或难降解的污染物在系统中不断积累并富集到一定程度,必然会对整个生物滞留系统中的微生物、植物产生抑制和毒性作用,最终导致系统整体净化效果的下降,甚至形成污染源向外扩散,引起周边土壤、地下水和地表水环境的污染问题。

### 3.2 影响 PAHs 去除效果的主要因素

影响 PAHs 去除效果的因素有很多,包括生物滞留系统设计、填料组成、环境因子、微生物和植物作用等,相关研究进展总结如下:

3.2.1 PAHs 性质 PAHs 的性质包括化学结构、毒性、浓度、溶解性和吸附性能等,这些性质主要通过改变 PAHs 的生物可利用性和可降解性影响生物滞留系统中 PAHs 的去除效果。Hong 等<sup>[41]</sup>发现,萘在生物滞留系统中的去除率可达到 90%,甲苯的去除率是 83%,而机油的去除率则为 80%。不溶性和高环 PAHs 往往更容易被吸附于生物滞留系统中,而低环 PAHs 则更容易挥发出去<sup>[46-47]</sup>。但是吸附在土壤中的时间越长,PAHs 的生物可利用性越低<sup>[59]</sup>,这会导致系统中污染物的累积不断增多,从而降低系统对污染物的重复处理率。因此,人们常通过添加表面活性剂、溶解性有机质、有机酸等使 PAHs 从固体颗粒表面和有机腐殖质中解吸出来,从而提高微生物的可利用性<sup>[60]</sup>。

3.2.2 系统组成与设计 生物滞留系统中的填料对于 PAHs 的去除十分重要。填料中的组分不仅可以对进入系统中的 PAHs 进行吸附去除,还提供了支持污染物降解的电子供体,为降解 PAHs 的微生物提供了生长繁殖的场所<sup>[61]</sup>。在美国马里兰州、德国和法国的暴雨滞留系统实验中发现,降水径流中绝大部分 PAHs 在土壤表层几公分的区域中被截留而得到去除<sup>[20,47,62]</sup>。与野外观测一致,实验室研究发现最高的萘残留出现在生物滞留反应柱的顶部<sup>[40]</sup>。因此,采用浅水深大面积的设计更有利于利用土壤吸附作用去除 PAHs。生物滞留系统中种植的植物也会对 PAHs 的去除有积极作用。Siciliano 等<sup>[63]</sup>研究发现,种植植物的生物滞留设施对 PAHs 生物降解速率是没有种植植物系统的两倍,种植根系发达的原生草原牧草能增加 PAHs 的降解速率。植物发达的根系可促使填料孔隙的生成,从而维持生物滞留系统的渗透速率,促进系统对污染物的吸收、吸附。植物根系还可提供微生物生长附着的载体,旺盛的微生物活动可大幅提高对 PAHs 的降解去除能力<sup>[40,43]</sup>。因此,为了提高生物滞留系统的去除污染物的能力,可通过改变填料组分的做法,即向单一的土壤填料中添加一些通透性好、比表面积大、吸附能力强的组分<sup>[64]</sup>,或者种植不同类型的植物来增加污染物的吸收,从而提高生物降解 PAHs 的效率。

3.2.3 微生物 近年来,利用分子生物学技术开展的对降解菌和微生物功能性种群的分子生态学研究极大地促进了生物强化修复技术水平的提升,使得许多高效 PAHs 降解菌被筛选分离出来。主要包括假单胞菌属 (*Pseudomonas*)、黄杆菌属 (*Flavobacterium*)、诺卡氏菌属 (*Nocardia*)、弧菌属 (*Vibrio*) 和解环菌属 (*Cycloclasticus*) 等<sup>[65-66]</sup>。钟鸣等<sup>[67]</sup>研究表明,寡养单胞菌 ZQ5 (*Stenotrophomonas* sp.) 能以萘为唯一碳源,经过在 30℃ 振荡培养 10 d 后,对萘的降解率达 91%。杨晓磊等<sup>[68]</sup>通过富集培养从土壤中分离出的克雷伯氏菌 JUI (*Klebsiella* sp.) 能以 2000mg/L 的荧蒽为唯一碳源和能源,6 d 去除率高达 93%。4 环以上 PAHs 的高效降解菌多为真菌菌株,主要有白腐菌 (*White-rot fungi*)、烟管菌 (*Bjerkanderaadusta*) 等。大量研究表明,白腐菌能够产生胞外和胞内酶,如木素过氧化物酶、锰过氧化物酶、漆酶等,具有降解 PAHs 的能力<sup>[69]</sup>。5 环或 5 环以上 PAHs 的高效降解可通过细菌和真菌的联合修复作用完成,其降解效果及菌体生物量显著高于单独培养<sup>[70]</sup>。李培军等<sup>[71]</sup>研究表明,土壤混合微生物

对 BaP 的降解效果优于单一微生物,60 d 降解率可达 93%。因此,对于组成复杂的 PAHs 混合污染物来说,单一菌株往往不能有效利用全部 PAHs 底物,且在投加后与土著菌群间产生竞争作用,导致有效菌浓度降低,影响了系统降解效率和稳定性,而混合菌群中不同菌株可以利用不同的底物,提高了底物的利用范围和降解速度。

3.2.4 环境因子 在生物滞留系统中,环境因子主要是通过改变微生物的新陈代谢活动来影响其对 PAHs 的降解效率。土壤是微生物生活的场所,当这个场所受不同环境因子的影响时,微生物的种类、数量和动态分布将会按照一定的生态规律产生各种差异,从而对生物滞留系统的处理污染能力产生影响。主要的环境因子包括:氧、温度、土壤 pH、碳、氮及无机盐含量等。生物滞留系统中 PAHs 的生物降解主要是好氧过程,而氧的供给是实现好氧代谢重要的物质条件。土壤中细菌和真菌的最适生长温度在 25~30℃ 左右<sup>[72]</sup>,过高或过低的温度均会使微生物的活性降低从而导致 PAHs 降解能力的下降。尤其在我国北方寒冷地区,低温会影响微生物的生长繁殖速率和营养物质、代谢产物的运输和扩散,导致 PAHs 的降解速率减缓甚至没有明显效果。土壤 pH 可引起细胞膜电荷的变化,从而影响系统中微生物对营养物质的吸收。同时 pH 会对代谢过程中酶的活性产生影响,使相关代谢过程中的酶促反应速率和途径发生改变。pH 还会改变土壤中营养物质的可给性和有害物质的毒性。碳源、氮源是合成菌体成分的原料,而碳源也是微生物获取能量的主要来源。Margesin 等<sup>[73]</sup>研究含氮无机肥的施加对石油烃的降解作用时发现,含氮肥料可以显著提高总烃的降解率和脂肪酶活性,从而使降解效率提高。无机盐主要为微生物提供除碳、氮以外的各种重要元素,还会影响细胞渗透压和酶的活性。Lin Xing 等<sup>[74]</sup>曾报道在实验室条件下,向老化土中添加适量的无机盐溶液培养 30d 后,土壤中总 PAHs 含量下降了 33%。

## 4 结论与建议

基于 LID 理念的生物滞留技术越来越受到人们的关注和研究,它主要通过整个系统的填料吸附、生物降解和植物转化作用有效去除城市地表径流中的 PAHs 类污染物。基于当前国内外研究进展得出以下结论与建议:

(1) 生物滞留系统的研究作为一个新兴课题,

在 PAHs 污染物的去除效果、机理和影响因素等方面的研究仍然缺乏系统性,尤其是系统长期运行效果的监测数据十分缺乏,导致其设计和运行过程中的不确定性增强。因此有必要进行更多的室内外实验、模型模拟等研究工作,对生物滞留系统中 PAHs 类有机污染物的降解途径和机理进行深入分析和研究,以明确各因素对系统运行效果的作用与影响。

(2) 填料吸附对于生物滞留系统的 PAHs 去除效果起首要作用,大部分 PAHs 在进入系统后即被填料截留。填料性质、组成与设计对 PAHs 的吸附过程与吸附容量有较大差异,因此有必要优化选择合适的复合生物滞留介质,并在有效去除 PAHs 的同时避免系统中的积累和二次污染问题。

(3) 微生物降解是生物滞留系统可持续性的重要保证,但整体降解效率并不高。可考虑采用生物强化技术,向生物滞留系统中投加高效降解菌群,从而提高 PAHs 的生物降解率。另外,可借助近年来发展迅速的分子生物学技术,从微观水平上获取生物滞留系统中微生物群落结构、多样性、功能基因等信息,从而更全面地揭示生物反应在 PAHs 去除与生态修复过程中的作用机制。

(4) 生物滞留系统中的植物可以促进 PAHs 类污染物的生物降解和吸收,但目前对其作用机理的研究较少,关于植被种类、种植面积、位置及密度等方面的优化设计工作明显不足。另外,枯死植物腐败过程中污染物的再释放问题及其对策有待深入研究。

## 参考文献:

- [1] Davis A P, Hunt W F, Traver R G, et al. Bioretention technology: Overview of current practice and future needs [J]. *Environmental Engineering*, 2009, 135(3): 109 - 117.
- [2] 胡爱兵, 张书函, 陈建刚. 生物滞留池改善城市雨水径流水质的研究进展 [J]. *环境污染与防治*, 2011, 33(1): 74 - 77.
- [3] 王建龙, 车伍, 易红星. 基于低影响开发的都市雨洪控制与利用方法. *中国给水排水* [J], 2009, 25(14): 6 - 9.
- [4] 仇保兴. 海绵城市(LID)的内涵、途径与展望 [J]. *中国勘察设计*, 2015, 41(3): 1 - 7.
- [5] 李家科, 刘增超, 黄宁俊, 等. 低影响开发(LID)生物滞留技术研究进展 [J]. *干旱区研究*, 2014, 31(3): 431 - 439.
- [6] 许萍, 何俊超, 张建强, 等. 生物滞留强化脱氮除磷技术研究进展 [J]. *环境工程*, 2015, 33(11): 21 - 25 + 30.
- [7] 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.
- [8] 王晓璐, 左剑恶, 千里里, 等. 复合填料生物渗滤系统处理城市雨水径流的研究 [J]. *环境科学*, 2015, 36(7): 2518 - 2524.
- [9] 王建军, 李田, 张颖. 给水厂污泥改良生物滞留填料除磷效果的研究 [J]. *环境科学*, 2014, 35(12): 4642 - 4647.
- [10] 王建龙, 杨丽琼, 黄涛. 复合生物滞留介质对雨水径流中重金属净化效果 [J]. *环境工程学报*, 2015, 9(7): 3086 - 3092.
- [11] 李立青, 龚燕芳, 颜子钦, 等. 生物滞留设施对城市地表径流低浓度磷吸附基质研究 [J]. *环境科学*, 2015, 36(7): 2511 - 2517.
- [12] 罗小林, 郑一, 张巍, 等. 城市降雨径流多环芳烃污染研究的进展与展望 [J]. *环境科学与技术*, 2011, 34(4): 55 - 59.
- [13] 张蕾, 周启星. 城市地表径流污染来源的分类与特征 [J]. *生态学杂志*, 2010, 29(11): 2272 - 2279.
- [14] Mahler B J, Van Metre P C, Bashara T J, et al. Parking lot sealcoat: an unrecognized source of urban polycyclic aromatic hydrocarbons [J]. *Environmental Science and Technology*, 2005, 39(15): 5560 - 5566.
- [15] Watts A W, Ballesteros T P, Roseen R M, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in stormwater runoff from seal-coated pavements [J]. *Environmental Science and Technology*, 2010, 44(23): 8849 - 8854.
- [16] 王静, 朱利中. 交通干线空气中多环芳烃的干、湿沉降 [J]. *中国环境科学*, 2005, 25(4): 471 - 474.
- [17] Wilcke W. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil - a review [J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2000, 163(3): 229 - 248.
- [18] Larsen R K, Baker J E. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmosphere: a comparison of three methods [J]. *Environmental Science and Technology*, 2003, 37(9): 1873 - 1881.
- [19] Zhang Zulin, Huang Jun, Yu Gang, et al. Occurrence of PAHs, PCBs and organochlorine pesticides in the Tonghui River of Beijing, China [J]. *Environmental Pollution*, 2004, 130(2): 249 - 261.
- [20] Diblasi C J, Li H, Davis A P, et al. Removal and fate of polycyclic aromatic hydrocarbon pollutants in an urban stormwater bioretention facility [J]. *Environmental Science and Technology*, 2009, 43(2): 494 - 502.
- [21] Garcia - Flores E, Wakida F T, Espinoza - Gomez J H. Sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff in Tijuana, Mexico [J]. *International Journal of Environmental Research*, 2013, 7(2): 387 - 394.
- [22] Hou Juan, Lu Bian, Tian Li. Characteristics and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in impervious surface run

- off in an urban area in Shanghai, China[J]. *Journal of Zhejiang University - Science A*, 2013, 14(10):751 - 759.
- [23] 张巍,张树才,岳大攀,等. 北京城市道路地表径流中PAHs的污染特征研究[J]. *环境科学学报*, 2008, 28(1):160 - 167.
- [24] Lau S L, Han Y, Kang J H, et al. Characteristics of highway stormwater runoff in Los Angeles; metals and polycyclic aromatic hydrocarbons[J]. *Water Environment Research*, 2009, 81(3):308 - 318.
- [25] Foster G D, Lippa K A, Miller C V. Seasonal concentrations of organic contaminants at the fall line of the Susquehanna River basin and estimated fluxes to northern Chesapeake Bay, USA[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2000, 19(41):992 - 1001.
- [26] Hwang H M, Foster G D. Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff flowing into the tidal Anacostia River, Washington, DC, USA[J]. *Environmental Pollution*, 2006, 140(3):416 - 426.
- [27] Crunkilton R L, DeVita W M. Determination of aqueous concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an urban stream[J]. *Chemosphere*, 1997, 35(7):1447 - 1463.
- [28] Ngabe B, Bidleman T F, Scott G I. Polycyclic aromatic hydrocarbons in storm runoff from urban and coastal South Carolina[J]. *Science of the Total Environment*, 2000, 255(1):1 - 9.
- [29] Delhomme O, Rieb E, Millet M. Polycyclic aromatic hydrocarbons analyzed in rainwater collected on two sites in east of France (Strasbourg and Erstein) [J]. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 2008, 28(4):472 - 485.
- [30] Zgheib S, Moilleron R, Chebbo G. Priority pollutants in urban stormwater; part 1 case of separate storm sewers[J]. *Water Research*, 2012, 46(20):6683 - 6692.
- [31] Motelay - Massei A, Garban B, Tiphagne-larcher K., et al. Mass balance for polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban watershed of Le Havre (France): transport and fate of PAHs from the atmosphere to the outlet[J]. *Water Research*, 2006, 40(10):1995 - 2006.
- [32] Sulej A M, Polkowska Z, Namieśnik J. Contamination of runoff water at Gdańsk Airport (Poland) by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs)[J]. *Sensors*, 2011, 11(12):11901 - 11920.
- [33] 叶友斌,张巍,胡丹,等. 城市大气中多环芳烃的降雨冲刷[J]. *中国环境科学*, 2010, 30(7):985 - 991.
- [34] 边璐,李田,侯娟. PMF和PCA/MLR法解析上海市高架道路地表径流中多环芳烃的来源[J]. *环境科学*, 2013, 34(10):3840 - 3846.
- [35] 韩景超,毕春娟,陈振楼,等. 城市不同下垫面径流中PAHs污染特征及源辨析[J]. *环境科学学报*, 2013, 33(2):503 - 510.
- [36] Enell A, Reichenberg F, Warfvinge P, et al. A column method for determination of leaching of polycyclic aromatic hydrocarbons from aged contaminated soil [J]. *Chemosphere*, 2004, 54(6):707 - 715.
- [37] Pavlowsky R T. Coal - tar pavement sealant use and polycyclic aromatic hydrocarbon contamination in urban stream sediments[J]. *Physical Geography*, 2013, 34(4 - 5):392 - 415.
- [38] Hsieh C H, Davis A P. Evaluation and optimization of bioretention media for treatment of urban stormwater runoff [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2005, 131(11):1521 - 1531.
- [39] Hsieh C H, Davis A P. Multiple - event study of bioretention for treatment of urban storm water runoff[J]. *Water Science and Technology*, 2005, 51(3 - 4):177 - 181.
- [40] LeFevre G H, Novak P J, Hozalski R M. Fate of naphthalene in laboratory - scale bioretention cells; implications for sustainable stormwater management [J]. *Environmental Science and Technology*, 2012, 46(2):995 - 1002.
- [41] Hong E, Seagren E A, Davis A P. Sustainable oil and grease removal from synthetic stormwater runoff using bench - scale bioretention studies [J]. *Water Environment Research*, 2006, 78(2):141 - 155.
- [42] Davis A P, McCuen R H. *Stormwater management for smart growth*[M]. New York:Springer, 2005.
- [43] LeFevre G H, Hozalski R M, Novak P J. The role of biodegradation in limiting the accumulation of petroleum hydrocarbons in raingarden soils[J]. *Water Research*, 2012, 46(20):6753 - 6762.
- [44] Li H, Davis A P. Water quality improvement through reductions of pollutant loads using bioretention[J]. *Environmental Engineering*, 2009, 135(8):567 - 576.
- [45] Van Metre P C V, Mahler B J. The contribution of particles washed from rooftops to contaminant loading to urban streams[J]. *Chemosphere*, 2003, 52(10):1727 - 1741.
- [46] Schwarzenbach R P, Gschwend P M, Imboden D M. *Environmental organic chemistry*[M]. Hoboken, NJ:Wiley, 2003.
- [47] Dierkes C, Geiger W F. Pollution retention capabilities of roadside soils[J]. *Water Science and Technology*, 1999, 39(2):201 - 208.
- [48] Ghosh U. The role of black carbon in influencing availability of PAHs in sediments [J]. *Human and Ecological Risk Assessment*, 2007, 13(2):276 - 285.
- [49] Cornelissen G, Gustafsson O, Bucheli T D, et al. Extensive sorption of organic compounds to black carbon, coal,

- and kerogen in sediments and soils: mechanisms and consequences for distribution, bioaccumulation, and biodegradation[J]. *Environmental Science and Technology*, 2005, 39(18):6881–6895.
- [50] Roy – Poirier A, Champagne P, Filion, Y. Review of bioretention system research and design: past, present, and future[J]. *Environmental Engineering*, 2010, 136(9):878–889.
- [51] Andersen R G, Booth E C, Marr, L C, et al. Volatilization and biodegradation of naphthalene in the vadose zone impacted by phytoremediation[J]. *Environmental Science and Technology*, 2008, 42(7):2575–2581.
- [52] McCutcheonson S C, Schnoor J L. *Phytoremediation: transformation and control of contaminants*[M]. Hoboken, N J: Wiley, 2003.
- [53] Gerhardt K E, Huang Xiaodong, Glick B R, et al. Phytoremediation and rhizoremediation of organic soil contaminants: potential and challenges[J]. *Plant Science*, 2009, 176(1):20–30.
- [54] Weishaar J A, Tsao D, Burken J G. Phytoremediation of BTEX hydrocarbons: potential impacts of diurnal groundwater fluctuation on microbial degradation[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2009, 11(5):509–523.
- [55] Leigh M B, Fletcher J S, Fu X, et al. Root turnover: an important source of microbial substrates in rhizosphere remediation of recalcitrant contaminants[J]. *Environmental Science and Technology*, 2002, 36(7):1579–1583.
- [56] LeFevre G H, Hozalski R M, Novak P J. Root exudate enhanced contaminant desorption: an abiotic contribution to the rhizosphere effect[J]. *Environmental Science and Technology*, 2013, 47(20):11545–11553.
- [57] Garbarini D R, Lion L W. Influence of the nature of soil organics on the sorption of toluene and trichloroethylene[J]. *Environmental Science and Technology*, 1986, 20(12):1263–1269.
- [58] Boving T B, Neary K. Attenuation of polycyclic aromatic hydrocarbons from urban stormwater runoff by wood filters[J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2007, 91(1–2):43–57.
- [59] Hatzinger P B, Alexander M. Effect of aging of chemicals in soil on their biodegradability and extractability[J]. *Environmental Science and Technology*, 1995, 29(2):537–545.
- [60] 刘魏魏, 尹睿, 林先贵, 等. 生物表面活性剂 – 微生物强化紫花苜蓿修复多环芳烃污染土壤[J]. *环境科学*, 2010, 31(4):1079–1084.
- [61] Bardin J P, Gautier A, Barraud S, et al. The purification performance of infiltration basins fitted with pretreatment facilities: a case study[J]. *Water Science and Technology*, 2001, 43(5):119–128.
- [62] Barraud S, Gautier A, Bardin J P, et al. The impact of intentional stormwater infiltration on soil and groundwater[J]. *Water Science and Technology*, 1999, 39(2):185–192.
- [63] Siciliano S D, Germida J J, Banks K, et al. Changes in microbial community composition and function during a polyaromatic hydrocarbon phytoremediation field trial[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2002, 69(1):483–489.
- [64] 孟莹莹, 陈建刚, 张书函. 生物滞留技术研究现状及应用的重要问题探讨[J]. *中国给水排水*, 2010, 26(24):20–24.
- [65] Peng Rihe, Xiong Aishang, Xue Young, et al. Microbial biodegradation of polyaromatic hydrocarbons[J]. *FEMS Microbiology Reviews*, 2008, 32(6):927–955.
- [66] Zhao Zhenyong, Wong J W. Biosurfactants from *Acinetobacter calcoaceticus* BU03 enhance the solubility and biodegradation of phenanthrene[J]. *Environmental Technology*, 2009, 30(3):291–299.
- [67] 钟鸣, 张佳庆, 吴小霞, 等. 芘高效降解菌的分离鉴定及其降解特性[J]. *应用生态学报*, 2010, 21(5):1334–1338.
- [68] 杨晓磊, 陆贻通, 曹林奎. 多环芳烃芘降解菌的筛选鉴定及降解特性研究[J]. *科技通报*, 2007, 23(1):46–51.
- [69] Field J A, Dejong E, Feijoo C G, et al. Biodegradation of polycyclic aromatic – hydrocarbons by new isolates of white rot fungi[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1992, 58(7):2219–2226.
- [70] Kanaly R A, Harayama S. Advances in the field of high – molecular – weight polycyclic aromatic hydrocarbon biodegradation by bacteria[J]. *Microbial Biotechnology*, 2010, 3(2):136–164.
- [71] 李培军, 许华夏, 张春桂, 等. 污染土壤中苯并(a)芘的微生物降解[J]. *环境污染治理技术与设备*, 2001, 2(5):37–40.
- [72] Pietikäinen J, Pettersson M, Bååth E. Comparison of temperature effects on soil respiration and bacterial and fungal growth rates[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2005, 52(1):49–58.
- [73] Margesin R, Hmmerle M, Tschlerko D. Microbial activity and community composition during bioremediation of diesel – oil contaminated soil effects of hydrocarbon concentration, fertilizers, and incubation time[J]. *Microbial Ecology*, 2007, 53(2):259–269.
- [74] Lin Xing, William L. Chameides. Biodegradation of aged polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by microbial consortia in soil and slurry phases[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, 150(1):21–26.