

# 生态雨水设施的污染物积累效应及风险研究进展

李海燕,魏 鹏,张 悦

(北京建筑大学城市雨水系统与水环境省部共建教育部重点实验室,北京 100044)

**摘要:**对植被浅沟、雨水花园及雨水塘 3 种具有代表性的生态雨水设施应用于径流中有机质、颗粒物、重金属等污染物控制时,污染物在设施内的积累特性进行了归纳总结,分析了设施长期运行时面临的污染风险,提出了这 3 种生态雨水设施运行管理与维护的建议:植被浅沟运行寿命应结合我国道路雨水径流水质综合确定,超期运行的植被浅沟应对表层 5cm 种植土进行更换;雨水花园表层介质重金属含量较高时,可更换 0~10 cm 深度范围内的种植土,为减少表层磷溶出量,可在表层覆盖树皮以加强对磷的吸附;雨水塘中沉积物的清理周期应按功能区分类确定,对于沉积物中多环芳烃含量较高的干塘应酌情增加清理次数。

**关键词:**生态雨水设施;污染物积累;植被浅沟;雨水花园;雨水塘;风险管理

**中图分类号:**X524      **文献标志码:**A      **文章编号:**1006-7647(2015)06-0090-06

**Pollutant accumulation effect and risk to ecological rainwater facilities**//LI Haiyan, WEI Peng, ZHANG Yue (*Key Laboratory of Urban Storm Water System and Water Environment Sponsored by both Ministry of Education and Beijing Local Government, Beijing University of Civil Engineering and Architecture, Beijing 100044, China*)

**Abstract:** This paper reviews progress in research on the pollution accumulation in and long-term risk to ecological rainwater facilities such as grass swales, rain gardens, and stormwater ponds, which are used to control runoff pollutants such as organics, suspended solids, and heavy metals. Suggestions are given for the operation and maintenance of these three types of facilities: the service life of grass swales should be regulated according to the runoff water quality in China, and the top 5 cm soil of grass swales should be replaced when they exceed the limit of the service life; 0 to 10 cm of soil should be replaced when there are high levels of heavy metal in the media, and bark mulch is an effective way to prevent the leaching of phosphorous from the top soil due to its phosphorus adsorption ability; the dredging cycle should be determined according to where the function areas in the pond are located, and the dredging frequency of a dry pond could be discretionarily increased due to the higher concentration of PAH in its sediment.

**Key words:** ecological rainwater facilities; pollution accumulation; grass swale; rain garden; stormwater pond; risk management

与传统的“灰色排水设施”<sup>[1]</sup>相比,生态雨水设施是一种全新的环保排水设施。生态排水理念将雨水视为一种资源<sup>[2]</sup>,强调运用小型、分散且兼具景观效果的绿色基础设施来减小场地开发对周边区域水文特性带来的影响,并从源头上对径流中的污染物进行控制。与传统的管道排水系统相比,其属于“微排水系统”,具有占地面积小、布置灵活的特点,可用于高密度城市区域。目前,生态雨水设施已形成了一套较为科学的设计规范与管理体系。

20 世纪 70 年代,生态雨水设施在美国兴起,随后由于其具有构造简单、截污效果好、维护成本低等

优点,在世界各地得到了广泛的应用。但部分学者对其长期运行对环境带来的风险表示担忧<sup>[3]</sup>。欧美等国由于起步较早,已经积累了大量的工程案例,并率先开展了生态雨水设施的污染物积累效应研究,试图对生态雨水设施的运行寿命及运行风险进行预测,得出较为合理的管理方案。而国内生态雨水设施的建设进程相对滞后,存在设施类型单一、运行时间较短、监测数据匮乏等问题,难以构建较为完善的污染物积累效应评估体系。部分学者试图通过室内模拟等手段弥补监测数据匮乏的不足,但室内模拟结果与实际运行情况仍有差距。本文通过分析

基金项目:北京市科学技术委员会科技创新基地培育与发展工程专项(Z141109004414087);北京市属高等学校高层次人才引进与培养计划(CIT&TCD201404073);北京市研究和人才培养基地专项(PXM 2013-014210-000122)

作者简介:李海燕(1975—),女,河北唐山人,教授,博士,主要从事城市雨水径流污染物迁移转化规律与污染控制等研究。E-mail:lihaiyan@bucea.edu.cn

植被浅沟、雨水花园及雨水塘 3 种典型生态雨水设施内污染物积累特性,指出这 3 种典型生态雨水设施在运行过程所面临的污染风险,并据此提供相应的管理、维护建议,以期为国内生态雨水设施的建设及管理提供参考。

## 1 典型生态雨水设施污染物积累特性

### 1.1 植被浅沟

植被浅沟是一种开放式的地表沟渠排水系统,主要分为传输型浅沟、干式浅沟(下设渗排管)和湿式浅沟(长期处于淹水状态,浅沟内多栽种湿地植被)3 种,与其他生态雨水设施相比,植被浅沟更注重排水特性,水力停留时间略短,因此其污染物积累特性与其他设施相比有显著区别。

植被浅沟污染物积累研究主要包括浅沟表层颗粒态污染物积累特性、有机物积累效应和重金属积累效应 3 个方面。重金属及部分持久性有机污染物主要以颗粒态的形式存在于地表径流中<sup>[4]</sup>,其中绝大部分颗粒物在流经植被浅沟时在植被截留和吸附作用下沉降在浅沟表层,具有潜在的污染物释放风险,Backstrom<sup>[5]</sup>据此对浅沟表层颗粒物进行了采样分析,发现传输型植被浅沟表层颗粒物中 Cd、Cr、Pb、Zn 等 10 种重金属及致癌性多环芳烃(PAHs)含量均未超过土壤污染浓度限值,表明在径流的淋洗作用下,颗粒态污染物有向浅沟种植土中迁移转化的趋势。

浅沟土壤中有机质含量过高会增大重金属及磷的溶出风险<sup>[6]</sup>,但为了保证植被的正常生长,种植土中有机质含量一般要求维持在 1%~3% 范围内。已有研究指出有机质主要在 0~5 cm 土壤内积累,且与运行年限有较强的相关性,不同类型浅沟有机质的积累状况有显著差别,见表 1<sup>[7-8]</sup>。在此基础上 Boucharda 等<sup>[8]</sup>利用回归分析估算了植被浅沟的最大有机质积累年限,其值约为 21.5a。

表 1 植被浅沟有机质积累状况

| 浅沟类型 | 汇水面积/设施面积 | 有机质质量分数/% | 运行年限/a | 年均积累量/(kg·m <sup>-2</sup> ) |
|------|-----------|-----------|--------|-----------------------------|
| 传输型  | 4.4       | 2.55      | 17~28  | 0.099                       |
| 干式   | 7.4       | 5.04      | 6~16   |                             |
| 湿式   | 2.2       | 5.90      | 15~17  | 0.17                        |

相比有机污染物,重金属作为不可降解污染物得到的关注与研究更多,起步也较早。早期研究<sup>[9-11]</sup>认为多数重金属在传输型浅沟表层 5 cm 深度内土壤中沉积,且仅有 0.3%~5.5% 的重金属在植物内富集;干式浅沟中重金属的积累规律与传输型浅沟类似,Ingvertsen 等<sup>[7]</sup>指出重金属在植被浅沟中的积累量与道路交通状况并无明显相关性,重金属积累量更多地取决于浅沟运行年限、土壤性质、植

被种类等因素。根据目前的重金属积累速率,当干式浅沟用于市政道路排水时,其寿命为 20~30 a。

干式浅沟由于在底部设置了渗排管,在径流的淋洗作用下,具有更大的重金属溶出风险,目前研究指出重金属在干式浅沟中的迁移能力与种植土中总有机碳(TOC)含量有很强的相关性,其溶出风险由大到小分别为 Cr、Cu、Cd、Zn,但该结论与重金属在干式浅沟中的含量分布有很大区别<sup>[12]</sup>,这也表明在干式浅沟中,重金属的存在形态对其迁移能力有着巨大的影响。目前对湿式浅沟中重金属积累状况的研究还较少,但由于湿式浅沟种植土中有机质含量较高,重金属迁移风险较大,因此有必要加大研究力度。

### 1.2 雨水花园

与植被浅沟的横向传输作用相比,雨水花园更强调垂向净化效果和雨水滞蓄作用,具有较长的水力停留时间,因此其污染物积累特征也有所不同,相关研究目前主要集中在两方面:一是通过圆柱试验对雨水花园土壤中污染物积累状况进行分析,并得出合理的预测模型;二是通过实际监测,对雨水花园运行状况及寿命进行评估。

雨水花园对总悬浮颗粒(TSS)有非常好的去除效果,但径流中过多的黏土颗粒也会带来因渗透性降低而导致的运行不畅等问题。目前在试验条件下所得出的 TSS 最大穿透深度(也称介质更换厚度)约为 10 cm<sup>[13]</sup>,而实地监测过程中这一深度可达 20 cm。因此从延长运行寿命及降低维护频次的角度考虑,雨水花园不宜作为工地等径流雨水中黏土含量较高地区的雨水处理设施,同时为了防止堵塞,雨水花园中所选择植物的根系深度应尽可能满足 20 cm 的最低要求。

雨水花园的另一重要作用是去除径流中的营养元素磷,当填料中磷积累过多时,很可能因为径流的淋洗作用而发生磷酸盐溶出现象。圆柱试验发现<sup>[14]</sup>,在不栽种植被的情况下,雨水花园土壤中磷含量在 5 a 内就会达到饱和。而实地监测表明,当汇水面积与设施面积之比为 12.6,入水磷平均质量浓度为 0.4 mg/L 时,已运行 9 a 的雨水花园仅表层 0~10 cm 厚种植土对磷的吸附能力达到了饱和状态<sup>[15]</sup>,若要使 10~30 cm 种植土达到磷饱和状态至少需要 67a(表 2),这也表明植被对磷的吸收在雨水花园磷循环过程中发挥了重要作用。同时随着种植土深度的增加,植物及微生物的活性降低,对磷的吸收作用减弱,土壤中的有效磷质量分数显著升高<sup>[16]</sup>,当土壤深度达到 30 cm 时,有效磷质量分数基本稳定在 14×10<sup>-6</sup>。因此在径流的淋洗作用下,有效磷不断沿垂向迁移,依然有可能导致出水磷质

量分数增高的结果,为此应多栽植根系较深的乔木,以降低有效磷含量。

表2 雨水花园各层填料的磷吸附能力

| 深度/cm | 已吸附量/<br>10 <sup>-3</sup> | 剩余吸附量/<br>10 <sup>-3</sup> | 剩余吸附<br>年限/a | 累计剩余<br>吸附时间/a |
|-------|---------------------------|----------------------------|--------------|----------------|
| 0~5   | 0.099                     | 0                          | 0            | 0              |
| 5~10  | 0.055                     | 0                          | 0            | 0              |
| 10~15 | 0.055                     | 0.019                      | 8            | 8              |
| 15~20 | 0.054                     | 0.037                      | 15           | 23             |
| 20~25 | 0.044                     | 0.047                      | 25           | 48             |
| 25~30 | 0.051                     | 0.040                      | 19           | 67             |

雨水花园中有机质的有效积累深度约为30 cm<sup>[12]</sup>,其中表层0~3 cm 种植土中有机质质量分数最高<sup>[17]</sup>,其均值可达17%。而入口处由于受径流侵蚀作用,有机质质量分数略低(约为1.9%),在距径流入口4 m 附近种植土层中有机质质量分数基本稳定,因此,为充分发挥雨水花园的径流净化效能,雨水花园应尽可能满足均匀配水或多端进水的设计要求。总石油烃(TPH)是雨水花园中有机污染物的常见组分,由于其中含有难降解的PAHs,因此易于在土壤中积累。但目前的研究<sup>[18]</sup>指出雨水花园中存在能降解TPH的微生物,所监测的雨水花园(雨水花园监测总数71,汇水面积与设施面积之比平均值为24.3,径流中TPH质量浓度为0.2~277 mg/L)种植土中TPH含量均小于3 μg/kg,远低于10 000 μg/kg的控制标准。因此当雨水花园用于处理道路径流时,TPH的积累风险较低。

雨水花园种植土中重金属的垂向分布规律能够有效表征重金属的迁移特性<sup>[9,13]</sup>。Zn、Pb主要在种植土表层0~12 cm 范围内积累,见表3<sup>[13,17]</sup>,由于有机结合态Cu的高迁移特性,导致Cu在80~90 cm深度范围内依然维持在较高的水平,Zn和Pb的可交换态含量分别为18%和1%,因此Zn的下行淋洗风险较大,与雨水径流中重金属在颗粒物上的可交换态含量相比<sup>[19]</sup>,Zn的可交换态含量略低,这主要是由于种植土通过碳酸根离子、磷酸根离子等的固定作用<sup>[20]</sup>降低了重金属的迁移能力。但Pb在花园表层种植土中的质量分数远超出了当地居住区规范中的限值(350×10<sup>-6</sup>),且具有生物有效性的Pb比例高达25%,有潜在的风险,因此雨水花园植被层宜选用对Pb有较强结合能力的植物,以降低其所占比例。

表3 雨水花园表层种植土中金属积累量均值<sup>[13,17]</sup>

| 土地<br>类型 | 汇水面积/<br>设施面积 | 运行<br>时间/a | 重金属富集<br>深度/cm | 重金属质量分数/10 <sup>-3</sup> |    |     |
|----------|---------------|------------|----------------|--------------------------|----|-----|
|          |               |            |                | Pb                       | Cu | Zn  |
| 居民区      | 42.7          | 5          | 12             | 660                      | 75 | 532 |
| 停车场      | 53.5          | 4          | 12             | 62                       | 46 | 240 |

1.3 雨水塘

雨水塘是欧美国家广泛使用的生态雨水设施,

具有良好的雨水滞蓄效果,且维护简单,污染物去除效果稳定,深受雨水工程师的青睐。雨水塘不同于人工湿地,按照美国环保总局(EPA)的定义,其水深一般不超过1.5 m,植被覆盖率小于40%,而且作为一种长期处于淹没状态的雨水设施,其污染物积累特性也与其他设施有较大区别。

早期对雨水塘中污染物积累特性的研究主要集中在污染物的物理特性上,雨水塘底部沉积的颗粒物粒径从入口到出口逐渐减小<sup>[21]</sup>,其中90%的沉积物粒径小于72 μm<sup>[22-23]</sup>,且入口处的沉积物以粗砂为主,出口处主要是黏土和细沙,其中黏土的质量分数由入口处的1%增加至出口处的54%。沉积物厚度的增长速率约为0~4 cm/a<sup>[24]</sup>。

稳定运行的雨水塘底部沉积物中有机质质量分数较高,一般介于66%~74%之间<sup>[23]</sup>。沉积物中有机质的积累速率很大程度受岸边植被带的影响,对于有植被带的雨水塘,其沉积物中有机质积累速率约为140.6 g/(m<sup>2</sup>·a);而无植被带的雨水塘由于微生物的消耗作用以及缺少植物残体的补充,其有机质含量反而有降低的趋势<sup>[25]</sup>。PAHs是雨水塘沉积物污染水平的重要指标,由于雨水塘底部长期处于缺氧状态,氧化还原电位较低,因此对其降解过程有一定的抑制作用,有较大的积累风险。Istenic等<sup>[26]</sup>指出雨水塘沉积物中PAHs以大分子为主(环数大于5),且沿流向PAHs含量逐渐降低。当雨水塘处于干湿交替的变化环境时<sup>[27]</sup>,会在一定程度上抑制微生物对PAHs的降解作用,造成PAHs的积累(PAHs质量分数38×10<sup>-6</sup>~65×10<sup>-6</sup>),因此在雨水塘的运行过程中水位有必要保持相对稳定。

雨水塘沉积物中重金属积累效应一直是研究的热点,沉积物在受到外界扰动时极有可能发生重金属释放现象,目前已发现雨水塘有Ni溶出现象<sup>[22]</sup>。Wium等<sup>[28]</sup>对雨水塘沉积物中重金属含量及形态的分析表明,Zn和Ni的可交换态含量最高,因此释放风险也最大,Cd次之,约为12%,Cr和Pb最为稳定(主要以颗粒态和残渣态存在),约占0.7%。

由于沉积物中重金属种类繁多,单一重金属含量难以衡量沉积物的整体污染状况,Marsalek等<sup>[29]</sup>利用SPI(sediment pollution index)指数法对雨水塘沉积物的重金属污染状况进行了更为直观的评价,计算公式如下:

$$S = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{L_i} \frac{L_i}{n}$$

(1)

式中:S为SPI指数;C<sub>i</sub>为第i种重金属在沉积物中的质量分数;L<sub>i</sub>为第i种重金属的最高质量分数规

范限值;*n* 为监测的重金属种类数。

雨水塘沉积物中重金属污染状况评价结果见表 4,从中可以看出,雨水塘的重金属积累状况与其汇水面类型显著相关,其中公路旁雨水塘中沉积物污染状况最为严重,位于商业区的雨水塘次之,公园区和居民区的雨水塘沉积物的污染水平相当,SPI 指数最低。这一结论与各功能区雨水径流中重金属含量的研究结果基本吻合<sup>[30]</sup>,因此在对雨水塘中累积沉积物进行风险等级划分时,可将其所处功能区作为划分的基本依据。

表 4 雨水塘沉积物中重金属污染状况评价结果

| 雨水塘<br>位置 | 修建<br>年份 | 面积/<br>m <sup>2</sup> | 深度/<br>m | 重金属质量分数/10 <sup>-6</sup> |     |     |    |     |     | SPI<br>指数 |
|-----------|----------|-----------------------|----------|--------------------------|-----|-----|----|-----|-----|-----------|
|           |          |                       |          | Cd                       | Cr  | Cu  | Ni | Pb  | Zn  |           |
| 商业区       | 1982     | 5200                  | 1.2      | 1.40                     | 122 | 80  | 34 | 149 | 406 | 0.59      |
| 居民区 1     | 2000     | 1750                  |          | 0.46                     | 42  | 28  | 25 | 20  | 127 | 0.21      |
| 居民区 2     | 2000     | 10200                 |          | 0.53                     | 31  | 22  | 15 | 22  | 95  | 0.16      |
| 公园区       | 2000     | 7000                  | 1.5      | 1.00                     | 24  | 37  | 24 | 24  | 117 | 0.20      |
| 公路旁       | 1996     | 2850                  | 1.8      | 4.20                     | 45  | 151 | 64 | 202 | 610 | 0.76      |

注: Cd、Cr、Cu、Ni、Pb、Zn 质量分数的规范限值分别为 10×10<sup>-6</sup>、110×10<sup>-6</sup>、110×10<sup>-6</sup>、75×10<sup>-6</sup>、250×10<sup>-6</sup>、820×10<sup>-6</sup>。

相比污染物含量分析,生理毒性评价能够更加直观地反映沉积物的危害性。沉淀是降低雨水径流毒性的有效手段之一<sup>[31]</sup>,同时也会增加雨水塘中沉积物的毒性,早期研究认为雨水塘中沉积物的毒性从径流入口至出口递减<sup>[32]</sup>,但近期研究指出:雨水塘中沉积物的毒性主要表现在小粒径颗粒上,因此小粒径颗粒物集中的末端沉积物往往表现出更强的生理毒性<sup>[26]</sup>。与雨水调蓄池相比,雨水塘更接近自然环境,其底部沉积物中所含污染物多为微生物难于降解的有毒物质,因此也具有更强的毒性<sup>[29]</sup>。

雨水塘沉积物孔隙水中污染物的含量能够有效表征沉积物受到外界扰动时的释放风险,有研究指出孔隙水中污染物浓度是雨水塘表层水的数倍<sup>[33]</sup>,因此当雨水塘底部受到扰动时,极有可能造成水质恶化等问题,特别在冬季和春季,大量含氯融雪剂进入雨水塘导致微生物降解能力降低,孔隙水往往具有更强的毒性。

2 典型生态雨水设施的管理和维护建议

综上所述,植被浅沟、雨水花园和雨水塘等 3 种典型生态雨水设施均面临着较为严重的污染物积累及溶出风险。目前国内还没有出台生态雨水设施的维护细则,也没有对设施的运行寿命做出要求,对设施的管理主要集中在杂物的清除和植被的日常收割上,基本上属于景观管理的范畴,缺乏科学的管理依据,特别是在寿命评估方面,还处于空白阶段。

2.1 植被浅沟

国内的植被浅沟维护过于随意,频繁的收割不

但影响浅沟对污染物的去除效果,而且还会减少水力停留时间,增大径流对浅沟土壤的抗侵蚀效果;残留在浅沟内的植被残骸还会增大表层土壤中的有机质含量,增大重金属的溶出风险。因此为了保证浅沟的正常运行,国外通常只要求每季度对浅沟植被进行一次收割(生长缓慢的植被可半年收割一次),同时为了控制径流的侵蚀作用,收割后的植被应当保持在 5 cm 左右的高度<sup>[34]</sup>。

德国用于道路排水的植被浅沟其寿命约为 20~30 a,我国地表径流中重金属含量相对较高<sup>[6,35-37]</sup>,在设计干式浅沟时,其合理运行年限可参考德国的设计标准并适当减少,如我国的道路地表径流重金属污染约为德国的 3 倍,则浅沟的运行寿命应约为德国的 1/3(年限可设计为 10 a)。为保证重金属溶出风险最小,可按单因子进行估算,超过浅沟运行年限时,应及时对浅沟表层的种植土进行更换,根据目前研究得出的结论,更换深度以 5 cm 为宜。

2.2 雨水花园

相比植被浅沟,雨水花园中雨水径流的渗透量更大,面临的主要问题是表层铅的积累以及路面 TSS 含量较高而导致的堵塞问题。因此在日常的运行维护中,应保证雨水花园系统具有足够的植被覆盖率,以防含铅颗粒物被风卷起而被人体吸入,进而对人体机能造成危害。若雨水花园因颗粒物的积累而堵塞,可更换表层 20 cm 厚种植土;当重金属有超标风险时,可通过更换表层 10 cm 厚种植土的方法予以解决;当雨水花园运行过久时,表层磷已趋于饱和,在冲刷作用强烈的暴雨事件中大量的磷会通过溢流口进入水体,造成较大的冲击负荷,为解决上述问题,可在冲刷严重的入口区铺设树皮等覆盖物,以减缓径流对土壤的侵蚀效应,同时也能够有效吸附径流中的磷,降低磷释放风险<sup>[38]</sup>。

2.3 雨水塘

雨水塘维护的主要环节是底泥的清理,EPA<sup>[39]</sup>提出:当雨水塘调蓄体积减小 10% 或者运行 10 a 以上时,需要对雨水塘进行清理以降低污染物释放风险,但该方案未考虑雨水塘所处的功能区对污染物积累与释放风险的影响。基于 SPI 指数法,若居民区雨水塘沉积物的清理年限为 10 a,可利用公式(2)估算其他不同汇水区域雨水塘的清理年限,结果见表 5。由于沉积物在春季和冬季的毒性较强,因此选择春季作为清理季节,以减小其在夏季多雨季节的释放风险。对于沉积物中 PAH 含量较高的干塘,应酌情增加清理次数以保证出水水质。

$$a = \frac{S_m}{S_n} \times 10.0 a$$

(2)

式中: $a$  为雨水塘中沉积物清理年限; $S_m$  为居民区雨水塘沉积物的污染状况指数; $S_n$  为评价区域内雨水塘沉积物的污染状况指数。

表 5 不同汇水区域雨水塘清理年限

| 汇水区域 | SPI 指数 | 清理年限/a |
|------|--------|--------|
| 居民区  | 0. 21  | 10. 0  |
| 公 园  | 0. 20  | 10. 5  |
| 商业区  | 0. 59  | 3. 5   |
| 道 路  | 0. 76  | 2. 7   |

3 结 语

本文对植被浅沟、雨水花园及雨水塘 3 种典型的生态雨水设施的污染物积累特点进行了总结分析,结果表明 3 种设施对有机污染物都有一定的降解能力,但均面临着一定的重金属积累风险。植被浅沟种植土中重金属的淋溶释放风险与土壤有机质含量呈显著正相关,因此为降低有机质的富集速率,延长植被浅沟运行寿命,应规范浅沟内植被的收割操作,避免因植物残体滞留、腐烂所导致的土壤有机质过快积累。同时结合国内道路雨水径流水质特征确定植被浅沟的运行年限,到达运行年限后,至少应对表层 5 cm 深度范围内的土壤进行置换;为避免阻塞问题的发生,雨水花园不宜作为工地等径流中黏粒含量较高地区的雨水处理设施,其栽种植物的根系应尽可能满足 20 cm 的最低要求。此外,雨水花园种植土中总石油烃的积累风险较小,但 0 ~ 10 cm 深度土壤中磷饱和问题较为突出,当雨水花园超期运行或出水磷含量较高时,可考虑在雨水花园表层敷设树皮等对磷具有吸附性能的材料,同时雨水花园底部土壤有效磷质量分数较高,下行淋洗风险较大,为此应多栽植根系较深的乔木,以降低土壤有效磷含量。参考目前的研究结论,雨水花园土壤中 Pb 和 Zn 等重金属的富集深度约为 12 cm,宜作为雨水花园土壤重金属超标的置换深度;雨水塘沉积物中 PAHs 和重金属含量较高,具有较强的生理毒性,且存在显著的污染物释放现象。道路旁的雨水塘沉积物污染最为严重,商业区次之,居民区和公园区的污染物含量最低。结合 SPI 指数法得出居民区、公园、商业区、道路旁的雨水塘中沉积物清理年限分别为 10. 0 a、10. 5 a、3. 5 a 和 2. 7 a。

参考文献:

[ 1 ] 李俊奇,王文亮,边静,等. 城市道路雨水生态处置技术及其案例分析[ J ]. 中国给水排水,2010,26 ( 16 ) : 60-64. ( LI Junqi, WANG Wenliang, BIAN Jing. Eco-technologies and case study on disposal of urban road runoff [ J ]. China Water & Wastewater,2010,26 ( 16 ) :

60-64. ( in Chinese ) )

[ 2 ] AHIABLA ME L M, ENGEL B A, CHAUBEY I. Effectiveness of low impact development practices: literature review and suggestions for future research [ J ]. Water,Air & Soil Pollution,2012,223 ( 7 ) :4253-4273.

[ 3 ] BARBOSA A E, FERNANDES J N, DAVID L M. Key issues for sustainable urban stormwater management[ J ]. Water Research,2012,46 ( 20 ) :6787-6798.

[ 4 ] SADEGHI S H R, HARCHEGANI M K, YOUNESI H A. Suspended sediment concentration and particle size distribution, and their relationship with heavy metal content [ J ]. Journal of Earth System Science,2012,121 ( 1 ) :63-71.

[ 5 ] BACKSTROM M. Grassed swales for stormwater pollution control during rain and snowmelt [ J ]. Water Science and Technology,2003,48 ( 9 ) :123-132.

[ 6 ] YANG Yuangen, HE Zhenli, WANG Yanbo, et al. Dissolved organic matter in relation to nutrients ( N and P ) and heavy metals in surface runoff water as affected by temporal variation and land uses;a case study from Indian River Area, south Florida, USA [ J ]. Agricultural Water Management,2013,118 :38-49.

[ 7 ] INGVERTSEN S T, CEDERKVIST K, RÉGENT Y, et al. Assessment of existing roadside swales with engineered filter soil:I characterization and lifetime expectancy [ J ]. Journal of Environmental Quality, 2012, 41 ( 6 ) : 1960-1969.

[ 8 ] BOUCHARDA N R, OSMONDB D L, WINSTONA R J, et al. The capacity of roadside vegetated filter strips and swales to sequester carbon [ J ]. Ecological Engineering, 2013 ( 54 ) :227-232.

[ 9 ] WIGINGTON P J, RANDALL C W, GRIZZARD T J. Accumulation of selected trace metals in soils of urban runoff drain swales [ J ]. Water Resour Bull,1996,22 ( 1 ) : 73-79.

[ 10 ] MARSALEK J. Advances in urban stormwater and agricultural runoff source controls [ M ]. Dordrecht:Kluwer Academic Publishers,2001.

[ 11 ] LANCASTER C D, BEUTEL M W, YONGE D. Evaluation of roadside infiltration to manage stormwater runoff in semiarid eastern washington [ J ]. Environmental Engineering Science,2009,26 ( 5 ) :935-940.

[ 12 ] INGVERTSEN S T, CEDERKVIST K, JENSEN M B, et al. Assessment of existing roadside swales with engineered filter soil: II treatment efficiency and in situ mobilization in soil columns [ J ]. Journal of Environmental Quality, 2012,41 ( 6 ) :1970-1981.

[ 13 ] LI H, DAVIS A P. Urban particle capture in bioretention media:I laboratory and field studies [ J ]. Journal of Environmental Engineering,2008,134 ( 6 ) :409-418.

[ 14 ] HSIEH C H, DAVIS A P. Bioretention column studies of phosphorus removal from urban stormwater runoff [ J ]. Water Environment Research,2007,79 ( 2 ) :179-184.

[ 15 ] KOMLOS J, TRAVER R G. Long-term orthophosphate

- removal in a field-scale storm-water bioinfiltration rain garden [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2012, 138(10):991-998.
- [16] CHEN Xiaolu, PELTIER E, STURM B S M, et al. Nitrogen removal and nitrifying and denitrifying bacteria quantification in a stormwater bioretention system [J]. *Water Research*, 2013, 47(4):1691-1700.
- [17] JONES P S, DAVIS A P. Spatial accumulation and strength of affiliation of heavy metals in bioretention media [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2013, 39(4):479-487.
- [18] LEFEVRE G H, HOZALSKI R M, NOVAK P J. The role of biodegradation in limiting the accumulation of petroleum hydrocarbons in rain garden soils [J]. *Water Research*, 2012, 46(20):6735-6762.
- [19] FERREIRA M, LAU S L, STENSTROM M K. Metals concentration on particles in highway runoff [J]. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2011(7):4294-4300.
- [20] 许燕波, 钱春香, 陆兆文. 微生物矿化修复重金属污染土壤[J]. *环境工程学报*, 2013, 7(7):2763-2768. (XU Yanbo, QIAN Chunxiang, LU Zhaowen. Remediation of heavy metal contaminated soil by bacteria biomineralization [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2013, 7(7):2763-2768. (in Chinese))
- [21] MARSALEK J, MARSALEK P M. Characteristics of sediments from a stormwater management pond [J]. *Water Science and Technology*, 1997, 36(8):117-122.
- [22] GERMAN J, SVENSSON G. Stormwater pond sediments and water-characterization and assessment [J]. *Urban Water Journal*, 2005, 2(1):39-50.
- [23] KARLSSONA K, VIKLANDERA M, SCHOLESB L, et al. Heavy metal concentrations and toxicity in water and sediment from stormwater ponds and sedimentation tank [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 178(1/2/3):612-618.
- [24] FÄRM C. Evaluation of the accumulation of sediment and heavy metals in a storm-water detention pond [J]. *Water Science and Technology*, 2002, 45(7):105-112.
- [25] MOORE T L, HUNT W F. Ecosystem service provision by stormwater wetlands and ponds: a means for evaluation [J]. *Water Research*, 2012, 46(20):6811-6823.
- [26] ISTENIC D, ARIAS C A, MATAMOROS V, et al. Elimination and accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater wet detention ponds [J]. *Water Science & Technology*, 2011, 64(4):818-825.
- [27] KAMALAKKANNAN R, ZETTEL V, GOUBATCHEV A, et al. Chemical (polycyclic aromatic hydrocarbon and heavy metal) levels in contaminated stormwater and sediments from a motorway dry detention pond drainage system [J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 2004, 6:175-181.
- [28] WIUM A T, NIELSEN A H, HVITVED J T. Heavy metals, PAHs and toxicity in storm water wet detention ponds [J]. *Water Science & Technology*, 2011, 64(2):503-511.
- [29] MARSALEK J, WATT W E, ANDERSON B C. Trace metal levels in sediments deposited in urban stormwater management facilities [J]. *Water Science & Technology*, 2006, 53(2):175-183.
- [30] WICKE D, COCHRANE T A, O' SULLIVAN A D. Atmospheric deposition and storm induced runoff of heavy metals from different impermeable urban surfaces [J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 2012, 14(1):209-216.
- [31] KAYHANIAN M, STRANSKY C, BAY S. Toxicity of urban highway runoff with respect to storm duration [J]. *The Science of the Total Environment*, 2008, 389(2/3):386-406.
- [32] MARSALEK J, ROCHFORD Q, GRAPENTINE L, et al. Assessment of stormwater impacts on an urban stream with a detention pond [J]. *Water Science and Technology*, 2002, 45(3):255-263.
- [33] TIXIER G, ROCHFORD Q, GRAPENTINE L, et al. Spatial and seasonal toxicity in a stormwater management facility: evidence obtained by adapting an integrated sediment quality assessment approach [J]. *Water Research*, 2012, 46(20):6671-6682.
- [34] ERICKSON A J, GULLIVER J S, KANG J H, et al. Maintenance for stormwater treatment practices [J]. *Journal of Contemporary Water Research & Education*, 2010, 146:75-82.
- [35] 李倩倩, 李铁龙, 赵倩倩, 等. 天津市路面雨水径流重金属污染特征[J]. *生态环境学报*, 2011, 20(1):143-148. (LI Qianqian, LI Tielong, ZHAO Qianqian, et al. Characteristics of heavy metal pollution in road rainfall-runoff of Tianjin city [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, 20(1):143-148. (in Chinese))
- [36] 李静静, 李云飞, 张宁, 等. 合肥市经开区路面径流中重金属污染特征分析[J]. *安徽农业科学*, 2012, 40(30):14905-14908. (LI Jingjing, LI Yunfei, ZHANG Ning, et al. Analysis of characteristics of heavy metal pollution in road rainfall-runoff of economic development district in Hefei [J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2012, 40(30):14905-14908. (in Chinese))
- [37] 甘华阳, 卓慕宁, 李定强, 等. 广州城市道路雨水径流的水质特征[J]. *生态环境*, 2006, 15(5):969-973. (GAN Huayang, ZHUO Muning, LI Dingqiang, et al. Water quality characteristics of road runoff from urban area of Guangzhou [J]. *Ecology and Environment*, 2006, 15(5):969-973. (in Chinese))
- [38] YING Mei, YANG Xiaohua, GA Rongjian, et al. Phosphorus isothermal adsorption characteristics of mulch of bioretention [J]. *Thermal Science*, 2012, 16(5):1358-1361.
- [39] EPA. Stormwater wet pond and wetland management guidebook [M]. Memphis, Tennessee:Books LLC, 2009.

(收稿日期:2014-08-08 编辑:骆超)