

颗粒物对渗滤系统去除公路径流重金属的影响

孔繁昕¹, 左晓俊¹, 杨一夫²

(1. 南京信息工程大学环境科学与工程学院, 江苏 南京 210044; 2. 南京市市政设计研究院有限责任公司, 江苏 南京 210018)

摘要: 研究旨在揭示高速公路地表径流颗粒对径流重金属过滤的影响, 采用碎石-土壤渗滤柱处理南京绕城公路马群段路面径流, 探究高速公路地表径流中重金属的渗滤去除特性、颗粒物截留特征, 重点阐明不同粒径颗粒物截留与重金属渗滤去除的关系, 同时探讨季节、pH值等环境因素对碎石-土壤渗滤去除径流重金属的影响。结果表明: 沿碎石-土壤渗滤柱深度方向, Cu、Zn浓度呈非线性递减; 装置上层35 cm厚度的土壤对大部分可去除的Cu、Zn有很好的截留作用。颗粒去除对径流中去除重金属的影响随着渗滤层填料厚度的增厚而提高。季节、pH值、氧化还原电位(ORP)及干期时间对重金属去除有不同程度的影响。

关键词: 高速公路径流; 重金属; 渗滤去除; 颗粒粒径; 环境因素

中图分类号: X703.1

文献标志码: A

文章编号: 1009-7716(2022)01-0181-06

0 引言

随着我国高速公路里程的大幅增加, 高速公路周边环境问题日益严峻。日益增加的车辆来往造成高速公路地表径流中含有大量悬浮颗粒物(SS)、氮磷、重金属等其他污染物^[1-2], 逐渐危害道路附近生态环境的安全。重金属是地表径流的重要污染物成分, 它不类似于SS、氮磷等其他污染物, 它不易在自然中降解, 易于在生物体内大量聚集, 且污染影响持久、影响区域广泛、治理难度大。重金属以水和食物等方式进入人体, 并在人体中大量富集, 达到一定浓度后会对人体造成毒性作用。若不加以处理控制直接排放到环境中, 极易引起环境系统的恶化, 最终威胁人类生命安全。

从20世纪70年代开始, 国内外诸多专家相继展开了有关公路地表径流的取样研究工作, 已有大量的数据参考资料。其中, 涉及到径流重金属的研究聚焦在其来源、浓度负荷、赋存形态、初期效应、毒性分析、迁移特性、与其它污染物的关系, 以及相关影响因素等方面^[3]。这些研究为探究高速公路地表径流中重金属的污染控制提供了基础的数据参考。目前, 高速公路附近雨水径流控制方式主要有道旁植被截留、生物滞留池、土壤渗滤系统、氧化塘、人工湿地系统等。然而, 由于高速公路里程长、面积大的特点, 降雨地表径流通常水量大, 且远离市政管网的覆

盖范围, 因而对高速公路地表径流的收集、处理难度较大。可见, 当前高速公路路面径流控制应采取就地分散处理的策略, 以高速公路道旁边坡植被拦截与土壤渗滤系统为主要手段。目前已有的研究集中在土壤的渗滤作用对高速公路地表径流中重金属的去除效果、土壤对重金属的吸附效果, 以及不同pH对土壤吸附重金属的影响上^[4-6], 而有关高速公路地表径流颗粒物对径流重金属在碎石-土壤渗滤去除过程中的影响尚未见研究报道。

考虑Cu和Zn在高速公路地表径流重金属污染中浓度较高, 因此, 该项研究选取Cu、Zn^[7]作为指标因子, 以碎石-土壤渗滤柱为对象, 研究此装置对高速公路地表径流中重金属的渗滤去除特性、对颗粒物的截留特征, 重点阐明不同粒径颗粒物截留与重金属渗滤去除的关系。同时, 探讨季节、pH值等环境因素对碎石-土壤渗滤去除径流重金属的影响, 揭示高速公路地表径流颗粒物对径流中重金属渗滤去除的作用。

1 材料与方法

1.1 采样地点及方法

南京位于北亚热带季风气候的影响区域, 年均温度15.3℃, 年降水量1106.5 mm, 每年6月中下旬至次月初为南方的梅雨季节, 降雨多, 晴天少, 而7~8月常出现极端高温, 超过38℃, 降雨多集中于6月至9月。南京高速公路网发达, 其中, 南京绕城高速马群段是一条重要通道, 它北接南京二桥高速, 南连沪宁和宁杭等主要高速公路, 也是入宁的交通要道,

收稿日期: 2021-05-12

作者简介: 孔繁昕(1996—), 女, 博士, 研究方向为雨水径流污染控制技术。

此路段日均车流量超过 38 000 辆,车辆往来密集。故,选取南京绕城高速马群段作为试验对象进行采样监测,取样位置如图 1 所示。该地区路面降水径流经由落水管收集排放,采集落水管出流作为试验样品,区域汇水面积约 1 100 m²。采样地区特征如下:采样路面为铺设沥青路的高架,宽度为双向六车道,周边用地类型主要为道路运输用地。

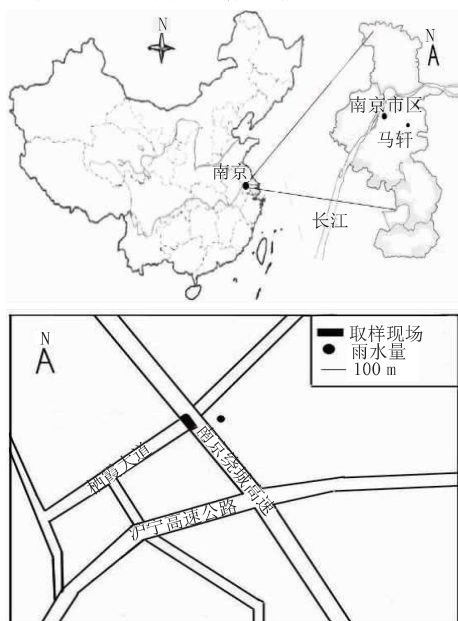


图 1 采样点位置图

每场降雨采集的水样均使用聚乙烯塑料桶(内径 40 cm,高度 50 cm),采集前用稀硝酸溶液(体积比 1:499)进行清洗,采样时将其放置在被监测地段的道路边缘处。

1.2 渗滤试验装置及方法

采用 4 个长 70 cm、直径 35 cm 的 PVC 材质的渗滤柱作为试验装置,其底部和顶部均用粒径 20 mm 的建筑碎石进行铺设(厚度为 5 cm),主体部分为粒径范围在 300–2000 μm 范围内的采样区域道路周边表层土壤;装置外部自上而下垂直设置三个采样口,距离底部高度分别为 55 cm(1 号采样口)、30 cm(2 号采样口)、5 cm(3 号采样口),如图 2 所示。渗滤试验前,测得 4 个渗滤装置的初始渗透速率(K 值)分别为 0.018 cm/s、0.020 cm/s、0.021 cm/s 及 0.023 cm/s。

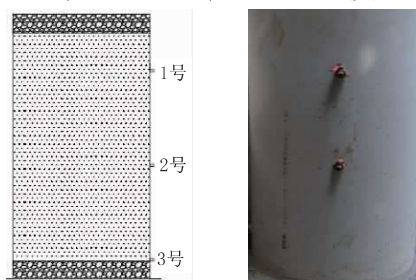


图 2 碎石-土壤渗滤柱图示

试验开始前,将采集的水样搅拌均匀后注入塑料桶(直径 80 cm、高 120 cm)中,同时取 1 L 水样作为初始样品,然后接入蠕动泵(BT100-2J),以预设流速将水样泵入试验装置中,采用自上而下的进水方式,经预设时间后,分别从装置侧面三个预留的采样口采样,采集量均为 0.6 L。

1.3 测定及分析方法

每次采样结束后,及时使用马尔文 Mastersizer 2000 激光衍射仪确定各水样颗粒粒径分布。参考《水与废水标准分析方法》(第 20 版)^[8] 中的湿式方法对水样进行消解,采用火焰原子吸收光谱法(日本岛津,AA-6800)分别测定 Cu、Zn 的浓度。所有玻璃器皿在使用前均由(浓度 50%)硝酸溶液过夜浸泡,试验用水均为去离子水。水样的温度、ORP 及 pH 值由 pH-2602 型台式高精度酸度计(中国)测定。使用 ORIGIN 8 软件进行图形绘制;使用 SPSS11.5 统计软件对数据相关性进行分析。

2 结果与讨论

2.1 重金属去除特性

图 3 反映了碎石-土壤渗滤柱中重金属 Cu、Zn 总的、溶解态的及颗粒态的浓度沿程分布情况。

Cu、Zn 总的、溶解态的及颗粒态的浓度沿碎石-土壤柱深度方向变化的程度各异,但总体的变化趋势均表现为逐渐减少。这可能与重金属在颗粒中的分布及土壤颗粒对重金属的吸附有关。土壤渗滤去除包括截留、过滤、吸附及络合等多个物理、化学或生物过程。就该项研究而言,碎石-土壤渗滤柱需应对路面径流污染负荷的随机性和不连续性的影响,同时应能满足快速处理污染物的要求。可见,该系统与其它类似系统(如人工湿地等)的处理方式不同。其处理周期短、生物处理效果较差,而以基质过滤、吸附去除为主要处理方式。试验数据表明,1 号出水口总 Cu 的浓度占初始进水总浓度的百分数在 70.43%到 82.36%之间变化(均值为 78.14%);溶解态 Cu 的浓度与初始进水中的相比变化不明显;而颗粒态 Cu 浓度的平均去除率为 39.20%。Zn 的浓度变化情况与 Cu 的相似。与 1 号出水口相比,2 号出水口 Cu、Zn 的浓度继续减少,且幅度分别为总 Cu 24.39%,总 Zn 26.16%。这主要表现为 Cu、Zn 各自颗粒态浓度的减小。而 3 号出水口 Cu、Zn 的浓度与 2 号出水口的相差不大,平均降低幅度均不超过 10%。这表明沿系统深度方向,重金属 Cu、Zn 的浓度呈非

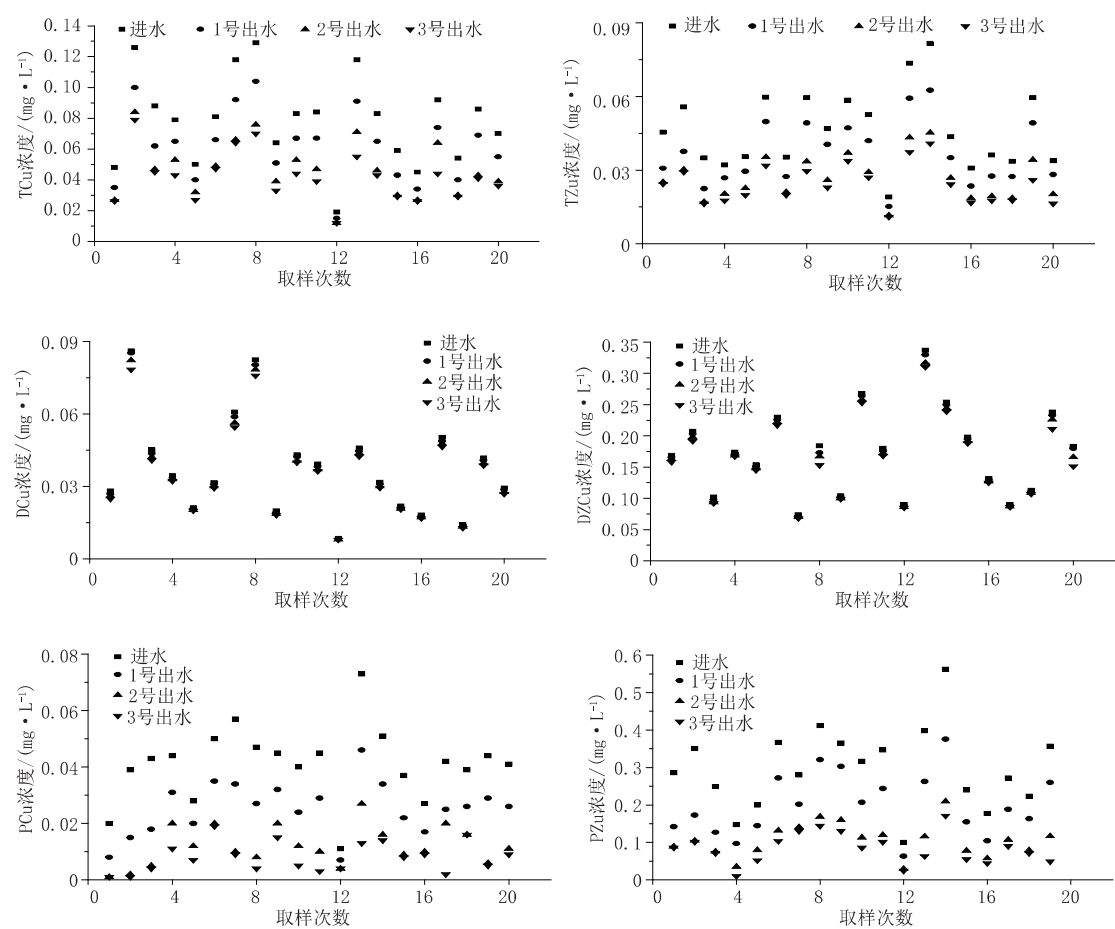


图3 Cu、Zn总浓度及其各自赋存形态浓度的沿程分布情况图示

线形递减;径流中大部分的可去除重金属污染物被渗滤柱表层35 cm的土壤填料截留吸附。

根据图3的结果,得出碎石-土壤渗滤柱对高速路面径流Cu、Zn的去除效果,如表1所列。

由表1可知,路面径流中重金属Cu、Zn均得到不同程度的去除,且均在3号出水口处的渗滤去除最明显。其中,重金属总量的平均去除率均超过45%。经过碎石-土壤渗滤处理后,末端出水中Cu、Zn均达到《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)基本项目标准限值III类标准值,但Cu仍未完全达到《地下水质量标准》(GB/T 14848—9)基本项目标准限值II类标准值。这可能与该项研究路面径流重金属在小颗粒中的含量较高有关。在土壤深度为35 cm处,重金属Cu、Zn总量的去除均接近40%。而Rycciewicz-Borecki等^[9]对暴雨生物滞留系统中重金属去除的研究发现,距土壤表层27 cm深度处Cu、Zn等重金属去除率大于92%。另外,由于地下水系统的自净能力较差,路面径流中的重金属下渗到地下水系统后危害更持久、处理更困难。随着土壤渗滤系统中pH值等环境条件的变化,被截留的重金属易再析出。因此,经碎石-土壤渗滤处理后的出水仍需作进一步处理。

表1 碎石-土壤渗滤对Cu、Zn的去除效果一览表

出水口		Cu			Zn		
		总的	颗粒态	溶解态	总的	颗粒态	溶解态
1号	去除率/%	17.64~29.57	29.22~62.94	1.05~7.40	13.61~35.94	17.04~50.73	1.26~5.88
	浓度/(mg·L ⁻¹)	0.015~0.104	0.007~0.046	0.008~0.085	0.152~0.626	0.063~0.376	0.072~0.330
2号	去除率/%	30.99~50.46	52.38~95.38	4.35~17.84	35.86~51.31	49.58~76.62	3.00~9.31
	浓度/(mg·L ⁻¹)	0.012~0.084	0.001~0.027	0.008~0.082	0.116~0.453	0.029~0.210	0.070~0.317
3号	去除率/%	36.81~53.25	60.10~97.46	6.13~20.15	42.25~56.41	53.41~93.21	4.53~17.23
	浓度/(mg·L ⁻¹)	0.012~0.079	0.001~0.019	0.008~0.078	0.109~0.409	0.010~0.171	0.068~0.310
相关水质标准/(mg·L ⁻¹)		1.0 ^a ; ≤0.05 ^b			1.0 ^a ; 0.5 ^b		

注:(1)地表水环境质量标准(GB 3838—2002)(III类);(2)地下水质量标准(GB/T 14848—9)(II类)。

2.2 颗粒渗滤截留及其与重金属去除的关系

2.2.1 颗粒渗滤截留

根据该项研究路面径流颗粒的研究结果,仍对碎石-土壤渗滤柱中的颗粒粒径进行6个区间的划分:0.45~10 μm 、11~20 μm 、21~75 μm 、76~150 μm 、151~300 μm 和大于300 μm 。图4显示了渗滤系统中不同粒径范围颗粒沿程分布及其变化情况。

渗滤系统进水中粒径较小的颗粒(小于75 μm)累积体积较大(见图4),尤其是粒径在0.45~10 μm 范围的颗粒体积最大,占总颗粒平均体积的30.51%;粒径范围在11~20 μm 及21~75 μm 的颗粒次之;粒径大于75 μm 的颗粒体积均较小,其平均体积与总颗粒平均体积的比值低于11%;这充分体现了路面径流颗粒的沉降效果。在渗滤过程中,随渗滤深度的增加,小颗粒(粒径小于20 μm)的累积体积在总颗粒体积中的占比也随之增加,而较大颗粒(粒径大于20 μm)的累积体积的比例则随之逐渐减小,尤以大于150 μm 的颗粒下降的趋势最为明显。这表明碎石-土壤渗滤柱对粒径大于20 μm 的颗粒去除较为明显,尤其是对粒径大于150 μm 的颗粒更显著(最终出水中Cu、Zn平均去除率均超过96%)。同时,0.45~10 μm 及11~20 μm 粒径段的颗粒也得到一定程度的去除(最终出水中Cu、Zn平均去除率均超过55%)。另外,在该项研究中,小于0.45 μm 的颗粒被视为溶解态,且其累积体积变化不明显,因而未作讨论。

2.2.2 颗粒消减与重金属去除的关系

作为重金属的主要载体之一,颗粒的吸附、絮凝、沉积和迁移作用决定着重金属的去向和归宿^[10]。

在该研究中,碎石-土壤渗滤柱主要起过滤与吸附作用;基质填料对颗粒的去除以过滤作用为主,对重金属的去除也以过滤为主。因而,碎石-土壤渗滤柱中颗粒去除对重金属去除会有相当程度的影响。根据颗粒粒径分布的结果,不同粒径段颗粒随渗滤系统沿程去除的效果各异,这可推测出不同粒径段颗粒去除对重金属去除的影响程度亦不同;同时这种影响程度还可能受重金属在初始颗粒中分布的制约。表2给出了不同粒径段颗粒中重金属的初始分布。

表2 Cu、Zn在不同粒径段颗粒中的初始分布表 单位: %

重金属	0.45~ 10 μm	11~ 20 μm	21~ 75 μm	76~ 150 μm	151~ 300 μm	>300 μm
Cu	26.5	20.4	20.8	11.5	10.2	10.6
Zn	23.1	20.0	18.5	14.1	12.7	11.5

由表2可知,0.45~10 μm 粒径段颗粒中Cu、Zn的含量最高;11~20 μm 及21~75 μm 粒径段颗粒中的次之;大于75 μm 的各粒径段颗粒中的较小,且均接近10%。在距渗滤柱表层15 cm深度处(1号出水口),粒径大于75 μm 的颗粒累积去除效果较好,且与重金属去除的相关性均较明显(见表3)。

这表明渗滤柱表层Cu、Zn的去除主要与大颗粒有关,但同时受Cu、Zn在大颗粒中分布的制约。在距渗滤柱表层40 cm深度处(2号出水口),大于20 μm 的各粒径段颗粒累积去除率均高于80%,但仅21~75 μm 粒径段颗粒的去除对Cu、Zn去除的影响最大,这与该粒径段颗粒中Cu、Zn含量较高有着相当的关系。距离渗滤柱表层65 cm处(3号出水口),大于20 μm 的各粒径颗粒累积去除率均超过90%,但其对Cu、Zn去除的影响程度均低于小于20 μm

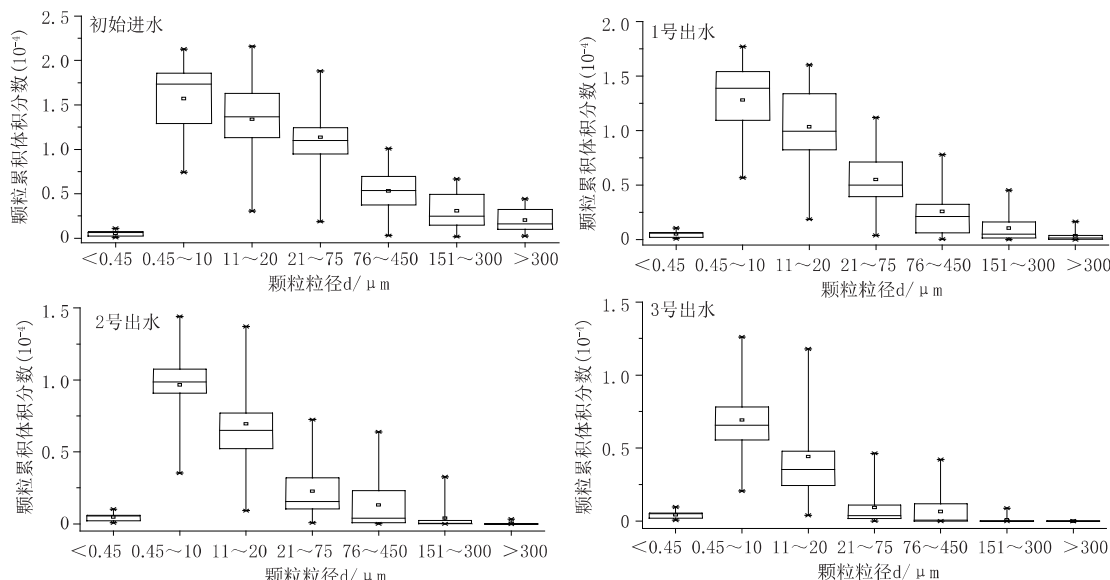


图4 颗粒累积体积沿程分布情况图示

表 3 Cu、Zn 沿程去除率与不同粒径段颗粒沿程去除率之间的 Pearson 相关系数表

沿程	重金属	0.45~10 μm	11~20 μm	21~75 μm	76~150 μm	151~300 μm	>300 μm
1	Cu	0.256(0.322)	0.231(0.372)	0.218(0.400)	0.576 ¹⁾ (0.016)	0.501 ¹⁾ (0.041)	0.506 ¹⁾ (0.038)
	Zn	0.140(0.592)	0.173(0.506)	0.061(0.816)	0.380(0.133)	0.373(0.140)	0.547 ¹⁾ (0.023)
2	Cu	0.395(0.116)	0.301(0.240)	0.411(0.101)	0.315(0.218)	0.190(0.464)	0.194(0.456)
	Zn	0.362(0.153)	0.415(0.097)	0.521 ¹⁾ (0.032)	0.443(0.075)	0.315(0.217)	0.344(0.176)
3	Cu	0.404(0.107)	0.394(0.117)	0.380(0.132)	0.383(0.130)	0.391(0.121)	0.352(0.166)
	Zn	0.415(0.097)	0.397(0.115)	0.369(0.145)	0.331(0.195)	0.212(0.413)	0.158(0.545)

注:1) 在 0.05 水平上显著相关;括号内数值为 P 值。

颗粒。可见,沿渗滤柱深度方向,小粒径颗粒对 Cu、Zn 去除的影响越来越突出,而大粒径颗粒的影响却不断减弱。

2.3 环境因素的影响

2.3.1 季节

因高速公路路面径流水样的温度主要与季节有关,故在该项研究中,探讨季节参数对重金属去除的影响。所有碎石-土壤渗滤柱三个高度的出水口水样中 Cu、Zn 浓度随季节变化规律性不明显(见图 5)。由此可知,渗滤柱中土壤对 Cu、Zn 的吸附作用受季节影响较弱。有研究显示,吸附剂吸附溶液中重金属的过程在不同温度下变化明显^[11]。该项试验的对象为高速公路径流水样,其中含有大量颗粒物,且多数为小颗粒;同时,小颗粒中 Cu、Zn 含量较高,这意味着小颗粒去除效果制约着季节对 Cu、Zn 吸附过程的影响。因此,在该项研究中,季节对渗滤柱中 Cu、Zn 去除的影响不显著。

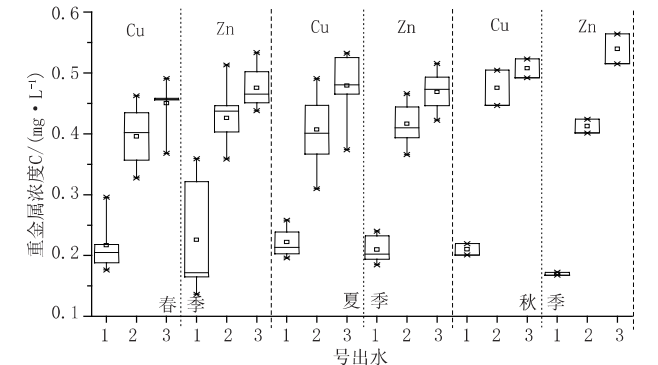


图 5 不同季节渗滤柱沿程出水中 Cu、Zn 平均浓度图示

2.3.2 pH 值与氧化还原电位

pH 值和氧化还原电位(ORP)是影响重金属在沉积物中运移的两个主要因素^[12-13]。图 6 显示了不同高度各出水口水样中的 ORP 及 pH 值。

由图 6 可知,所用渗滤柱沿程出水水样的平均 pH 值呈下降趋势,且从碱性逐渐过渡到酸性,这应该与基质土壤为弱酸性有关。出水水样平均 ORP 沿渗滤柱深度方向的变化趋势与 pH 值的变化恰好相

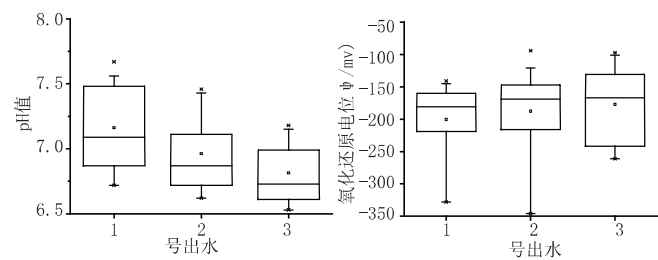


图 6 pH 值及氧化还原电位沿程分布情况图示

反,且出水中 ORP 值均为负,且多数大于 -300 mv,表明所有渗滤柱在运行时为缺氧或兼氧状态。有研究表明,pH 值对土壤表面电荷量显著影响调控土壤对重金属离子的吸附过程^[14],而 ORP 则通过影响 pH 值间接改变重金属的分布^[15]。根据出水中 pH 值和 ORP 与渗滤柱沿程 Cu、Zn 去除率之间的 Pearson 相关系数(见表 4)可知,渗滤柱各出水口 pH 值和 ORP 与其对应的重金属 Cu 及 Zn 的去除率之间的相关系数均沿程逐渐减小,表明 pH 值与 ORP 对渗滤柱中 Cu、Zn 去除的影响沿深度方向上呈减小趋势;这可能与沿程各段出水中 pH 值逐渐降低有关。pH 值较低的环境将有利于被吸附的重金属再次溶出^[16],阻碍了重金属去除。此外,ORP 与 Cu、Zn 去除率之间的相关系数低于 pH 的(见表 4),这反映了 ORP 对去除重金属影响的间接性。

2.3.3 系统干期时间

降雨事件的随机性和不确定性会导致渗滤柱运行的不连续性,由此产生渗滤系统干湿期。图 7 反映了渗滤柱干期时间与系统湿期重金属去除之间的变化情况。

干期过程显著影响重金属在土壤或沉积物中的形态分布^[17]。雨期土壤中溶解态重金属浓度受干期影响而比干期土壤中的更高^[18],这表明干湿期对渗滤柱中重金属去除应该存在重要影响。但干期时间与雨期径流重金属去除之间并不存在明显的变化关系(见图 7),这与前文献中提及的干湿期对未种植植物生物过滤池的影响并不显著的研究结论^[19-20]相

表4 出水 pH 值、氧化还原电位与相应各段 Cu、Zn 去除率之间的 Pearson 相关系数表

因子	Cu 去除率			Zn 去除率		
	1 号出水	2 号出水	3 号出水	1 号出水	2 号出水	3 号出水
pH 值	0.250(0.288)	0.123(0.605)	0.105(0.659)	0.234(0.320)	0.133(0.576)	0.109(0.648)
氧化还原电位	0.246(0.296)	0.111(0.640)	0.088(0.711)	0.216(0.361)	0.117(0.624)	0.093(0.696)

注:括号内数值为 p 值。

类似。同时,Blecken 等^[21]的研究表明干湿期对种植植物生物过滤池去除重金属的影响也主要与植物有关。虽然该项研究的渗滤介质与上述文献研究中的介质不同,具有一定的保水性,但干期时间对渗滤柱去除路面径流重金属的影响没有明显的规律性,这应该与渗滤柱主要依靠基质的吸附截留去除重金属的机理^[22]有关。

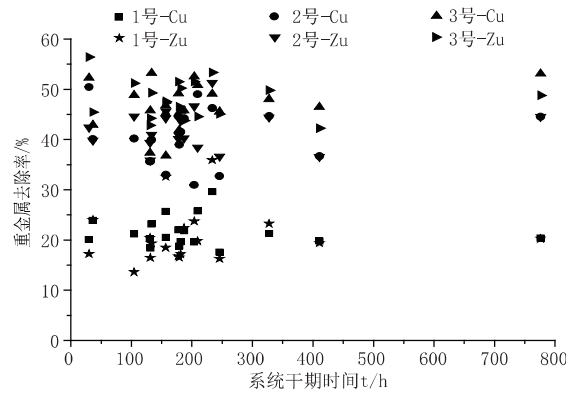


图7 干期时间与湿期重金属去除之间的变化关系图

3 结 论

(1)沿该渗滤柱深度方向,Cu、Zn 浓度呈非线性递减,其大部分被截留在表层 35 cm 厚基质中。

(2)粒径较大颗粒(大于 20 μm)在总颗粒中的体积占比沿渗滤柱深度方向逐渐降低,而其对 Cu 和 Zn 去除的影响却逐渐增加,但小颗粒对 Cu、Zn 累积去除影响逐渐显著。若在实际工程中加以利用,可参照颗粒去除予以设计渗滤池。

(3)季节对渗滤柱中重金属去除的影响受颗粒去除的制约。pH 值与 ORP 对去除重金属的影响程度沿程降低,且 ORP 对去除重金属起到间接影响的作用。

(4)干期时间对渗滤柱中重金属去除的影响不明显。

参考文献:

[1] 韦毓韬,熊家祺,张校源,等.城市道路径流中重金属污染现状及控制策略[J].山西建筑,2018(44):187-189.
[2] 简丽.公路桥面径流颗粒物污染特性及污染控制探讨[J].环境工程,2018(36):41-44.
[3] Maximilian H, Antje W, Brigitte H. Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence,influencing factors, and

partitioning[J]. Science of The Total Environment, 2016, 541: 895-919.
[4] Maniquiz-Redillas MC, Kim LH. Understanding the factors influencing the removal of heavy metals in urban stormwater runoff. Water Science and Technology, 2016, 73(12), 2921-2928.
[5] 李晨,徐云兰,钟登杰等.渗滤作用在雨水资源化中的应用研究进展[J].重庆理工大学学报(自然科学),2018(32):126-139.
[6] Flanagan K, Branchu P, Boudahmane L, et al. Retention and transport processes of particulate and dissolved micropollutants in stormwater biofilters treating road runoff [J]. Science of the Total Environment, 2019, 656, 1178-1190.
[7] 周怡,胡文友,黄标等.我国高速公路周边土壤重金属污染现状及研究进展[J].中国环境监测,2020,v.36;No.207(5):117-125.
[8] American Public Health Association,American Water Works Association,and Water Environment Federation. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater[S].
[9] Ryciewicz-Borecki M, McLean JE, Dupont RR, et al. Bioaccumulation of copper, lead, and zinc in six macrophyte species grown in simulated stormwater bioretention systems. Journal of Environmental Management, 2016, 166, 267-275.
[10] Bentarzi Y, Ghenaïm A, Terfous A, et al. Quantifying mobile and immobile zones during simulated stormwater infiltration through a new permeable pavement material [J]. Environmental Technology, 2015, 36: 628-637.
[11] Xu J, Cao Z, Zhang Y.L, et al. A review of functionalized carbon nanotubes and graphene for heavy metal adsorption from water: Preparation, application, and mechanism. Chemosphere, 2018, 195: 351-364.
[12] Zhang S, Wen J, Hu Y, et al. Humic substances from green waste compost: an effective washing agent for heavy metal (Cd, Ni) removal from contaminated sediments[J]. Journal of Hazardous Materials, 2018.
[13] Rajpert L, Schaffer A, Lenz M. Redox-stat bioreactors for elucidating mobilisation mechanisms of trace elements: an example of As-contaminated mining soils. Applied Microbiology and Biotechnology, 2018, 102, 7635-7641.
[14] 张沛,杏艳,刘建利等. pH 对土壤吸附重金属镉的影响[J]. 广东化工,2013(40):116-117.
[15] Tao, Ma, Yanqing, et al. Multistage remediation of heavy metal contaminated river sediments in a mining region based on particle size [J]. Chemosphere, 2019.
[16] Sun X, Y Yi. Acid washing of incineration bottom ash of municipal solid waste: Effects of pH on removal and leaching of heavy metals [J]. Waste Management, 2021, 120:183-192.

0.798,且厚度系数小于单掺粉煤灰或矿粉的最小厚度系数。

3 结 论

在单掺粉煤灰的条件下,粉煤灰掺量为 20%时,混凝土 56 d 龄期的抗氯离子渗透能力最佳,保护层厚度影响系数最小。在单掺矿粉的条件下,矿粉掺量为 25%时,混凝土抗氯离子渗透能力最佳,保护层厚度影响系数最小。在双掺粉煤灰、矿粉的条件下,粉煤灰掺配比例为 10%,矿粉掺配比例为 25%时,混凝土抗氯离子渗透性能最佳,保护层厚度影响系数最小。

参考文献:

- [1] 牛荻涛.混凝土结构耐久性与寿命预测[M].北京:科学出版社,2003.
- [2] 朱江.混凝土保护层厚度与强度关系的研究[J].广西工学院学报, 2000(1):71-74.
- [3] 张雪勤. 掺合料对再生混凝土抗氯离子渗透性影响的研究进展[J]. 四川建材, 2021, 47(1):15-17.
- [4] 丁娅,秦晓川,周莹,等.氯离子侵蚀下钢筋混凝土结构耐久性寿命预测——经典模型对比与分析[J].混凝土, 2020(12):15-20.
- [5] 高延红,汪蒙,周晓芸,等.粉煤灰掺量对混凝土氯离子扩散性能稳定时间的影响及机理[J].自然灾害学报, 2020, 29(6):30-40.
- [6] 张斌.西北寒旱地区混凝土抗氯离子渗透性能影响因素[J].公路交通科技, 2020, 37(11):8-14+80.
- [7] 崔建文,高新民,陈飞,等.复合矿物掺合料高性能桩基混凝土性能研究[J].中国建材科技, 2020, 29(4):55-57+25.
- [8] 余刚.混凝土长养护龄期氯离子扩散系数的影响因素分析[J].广东土木与建筑, 2020, 27(6):106-108+112.
- [9] Hany Abdalla. Concrete cover requirements for FRP reinforced members in hot climates. Composite Structures, 2006
- [10] Abebe Dinku, H.W. Reinhardt. Gas permeability coefficient of cover concrete as a performance control. Materials and Structures 1997.30
- [11] 吴毅峰.双掺粉煤灰和矿粉的海工混凝土抗氯离子性能试验分析[J].福建建设科技, 2012(3):35-37.
- [17] Sracek O, Kribek B, Mihaljevic M, et al. The impact of wetland on neutral mine drainage from mining wastes at Luanshya in the Zambian Copperbelt in the framework of climate change [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2018, 25, 28961-28972.
- [18] Ye L, Huang M, Zhong B, et al. Wet and dry deposition fluxes of heavy metals in Pearl River Delta Region (China): Characteristics, ecological risk assessment, and source apportionment [J]. Journal of Environmental Sciences, 2017, 70:106-123
- [19] Subramaniam DN, Egodawatta P, Mather P, et al. Stabilization of stormwater biofilters: Impacts of wetting and drying phases and the addition of organic matter to filter media.[J] Environmental Management, 2015, 56, 630-642.
- [20] Zinger Y, Prodanovic V, Zhang K, et al. The effect of intermittent drying and wetting stormwater cycles on the nutrient removal performances of two vegetated biofiltration designs [J]. Chemosphere, 2020.
- [21] Blecken G T, Zinger Y, Deletic A, et al. Influence of intermittent wetting and drying conditions on heavy metal removal by stormwater biofilters[J]. Water Research, 2009, 43(18):4590-4598.
- [22] Chowdhury R, Abaya JS, Tsikis T, et al. Removal of heavy metals in vegetative graywater biofiltration columns.[J] Journal of Environmental Engineering, 2018, 144, 04018112.

(上接第 186 页)