

下凹式绿地人工滤层对初期雨水中 Cu^{2+} 的截留实验研究

高天赐, 崔建国*, 张峰

(太原理工大学环境科学与工程学院, 山西省市政工程研究生教育创新中心, 山西 晋中 030600)

摘要:通过人工配水模拟道路径流,以动态土柱实验为手段,研究了 Cu^{2+} 初始浓度(100~200 mg/L)、下凹式绿地水深(5~15 cm)、溶液 pH(3~7)等因素对下凹式绿地人工滤层吸附截留 Cu^{2+} 的影响规律,同时对吸附穿透曲线进行了拟合,依此推论了实际初期雨水中 Cu^{2+} 的吸附截留规律。结果表明,随着 Cu^{2+} 初始浓度的增大、水深的增大、pH 的减小,穿透时间缩短,饱和吸附总量减小, Cu^{2+} 去除率也减小。总体上穿透规律符合 Thomas 模型($R^2 > 0.963$)。在路面径流 Cu^{2+} 的统计最大浓度(0.935 5 mg/L)下,下凹式绿地人工滤层可以对 Cu^{2+} 有较长时间的吸附,但酸性雨水和积水深度较大时穿透性增强。

关键词:海绵城市;下凹式绿地;重金属;铜;穿透曲线;吸附截留

中图分类号:X52;U417

文献标志码:A

文章编号:0253-4320(2020)S-0132-06

DOI:10.16606/j.cnki.issn.0253-4320.2020.S.029

Experimental study on interception of Cu^{2+} in early rainwater by artificial concave greenbelt filter layer

GAO Tian-ci, CUI Jian-guo*, ZHANG Feng

(College of Environmental Science and Engineering, Taiyuan University of Technology,

Graduate Education Innovation Center of Shanxi Institute of Municipal Engineering, Jinzhong 030600, China)

Abstract:As a low-impact development facility for sponge cities, concave green space has the advantages such as reducing flow, intercepting runoff pollutants, and improving rainwater quality. Through artificial water distribution to simulate the path flow of the road, and taking dynamic soil column experiments as the means, the influence rules of operation factors on interception of Cu^{2+} by artificial concave greenbelt filter layer are studied, including the initial concentration of Cu^{2+} (100–200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), the water depth of sunken green space (5–15 cm), and the solution pH (3–7). The adsorption penetration curve is fitted, and the adsorption and retention rules of Cu^{2+} in actual initial rainwater are deduced accordingly. Results show that the penetration time, the total saturated adsorption and the removal rate of Cu^{2+} all decreases as the initial Cu^{2+} concentration increases, or the water depth increases, or the pH value decreases. In general, the penetration rule conforms to Thomas model ($R^2 = 0.963$). In the case of the maximum statistical concentration of Cu^{2+} in road runoff (0.935 5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), the artificial filter layer in concave green space can adsorb Cu^{2+} for a long time, but the penetrability is enhanced when the rainwater is acidic or the depth of ponding water is large.

Key words: sponge city; concave greenbelt; heavy metal; copper; penetration curve; adsorption and retention

在我国,海绵城市的生态建设理念受到了广泛关注^[1-2],其中,下凹式绿地是一项成本低且效果好的设施,其高程低于路面,内设高程低于路面但高于绿地的雨水口,它可起到削减洪峰流量和削减径流污染物的双重作用^[3]。尽管国内外已经采取了比较成熟的雨洪管理技术和控制路面径流污染的措施^[4],但初期雨水对下凹式绿地的污染问题却依然突出,因为绿地接受来自道路的地表径流中含有 Cu、Pb、Zn 等重金属和有机污染物等,其中重金属污染物主要来源于汽车尾气排放、轮胎和路面磨损、化石燃料燃烧以及各种金属部件的腐蚀等^[5]。目前,在海绵城市设计与建设运营中多关注对下凹式绿地削减洪峰流量的效果^[6-8],但对下凹式绿地截

留去除雨水径流污染物,尤其是重金属污染物的研究还相对较少。因此,本文以北方典型下凹式绿地结构为对象,结合初期雨水径流的污染特征,通过室内土柱模拟实验,研究下凹式绿地对重金属的吸附截留规律,从而为判断污染物对地下水是否产生污染风险提供依据,为海绵城市设计理念优化提供参考。

1 下凹式绿地对初期雨水污染物下渗的影响

1.1 下凹式绿地的结构

下凹式绿地有狭义和广义之分^[9]:狭义下凹式绿地指低于周边铺砌地面或道路在 200 mm 以内的

收稿日期:2020-03-26;修回日期:2020-06-03

基金项目:山西省自然科学基金资助项目(201701D121126)

作者简介:高天赐(1994-),男,硕士生,研究方向为环境污染控制与修复,705381592@qq.com;崔建国(1965-),男,博士,教授,研究方向为环境污染控制与修复,通讯联系人,afh2005@163.com。

绿地,其典型构造如图1所示;广义下凹式绿地泛指具有一定的调蓄容积,且可用于调蓄和净化径流雨水的绿地,包括生物滞留设施、渗透塘、雨水湿地等低影响开发设施,广义下凹式绿地结构如图2所示。关于下凹式绿地结构设计并未完全统一,本研究采用广义下凹式绿地结构。

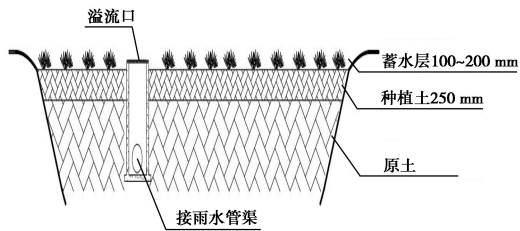


图1 狭义下凹式绿地典型构造示意图

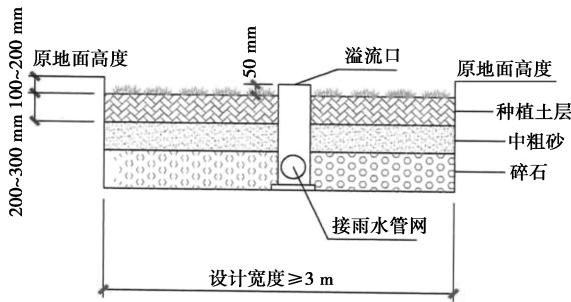


图2 广义下凹式绿地典型构造示意图

1.2 初期雨水的水质特征

在水质上,城市路面污染径流具有初期降雨浓度高、污染浓度变化大、来源广泛、随机性强^[10]的特点。研究表明,几乎路面所有的污染物都集中在初期雨水径流中,并且不同地区、不同区域的水质污染情况差异较大。本研究以华北地区为对象,其路面雨水径流中的重金属污染情况见表1。

表1 华北地区路面径流重金属污染情况汇总表

地区	北京 ^[11]	天津 ^[12]	太原 ^[13]
Cu ²⁺ /(mg·L ⁻¹)			
平均值	0.3813	0.017	0.11
最大值	0.9355	0.076	0.28
统计最大值		0.9355	

1.3 污染物迁移过程

屋面径流雨水可由水落管接入下凹式绿地,广场及道路径流雨水可通过路缘石豁口分散流入下凹式绿地,径流中的重金属污染物将随着水分下渗,并在下凹式绿地人工滤层中形成纵向迁移扩散,依次穿过各层结构发生沉淀、络合、吸附交换以及截留等物理反应和化学反应。超量雨水径流溢流口设置于下凹式绿地中的雨水排水口后。

2 实验部分

2.1 实验装置

本实验使用有机玻璃柱,其内部直径为5 cm,长度为60 cm,土柱下方设有可以调节流量的出水孔,以方便土柱中的水渗出。填充时底部垫两层纱布,以避免填充物漏撒堵塞出水口。由输液器控制实验用水淋滤的速度。实验装置示意图见图3。

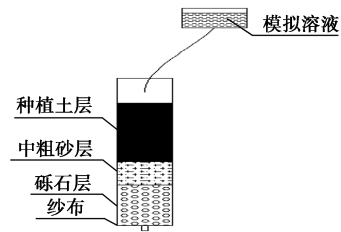


图3 实验装置示意图

为模拟下凹式绿地人工滤层结构,参照相关指南、资料 and 标准图集的设计要求^[14-18],装置自上而下分为种植土、中粗砂和砾石3层,各层高度设置为种植土层厚200 mm、中粗砂层厚50 mm、砾石层厚150 mm。填充过程分阶段进行,每填充5 cm进行振捣,以确保整个土柱的均匀程度一致以及保持不同土柱的容重一致。填充完毕后在最上层顶端放置2~3 cm碎石,起均匀布水作用,以避免水流的冲击影响。

2.2 实验材料

2.2.1 装置材料

根据改良土有关实验^[19-20]和下渗系统的实验研究^[21],选用70%砂土比的改良土壤。实验所用壤土取自山西大学城附近的农田,经过自然风干、研磨、过2 mm筛后备用,其理化性质见表2。砂为普通建筑用砂,过筛后粒径为0.25~2 mm。将砂与壤土按照7:3的比例混合均匀作为种植土。砾石层选用粒径为5~10 mm的碎石。

表2 实验土壤的理化性质

参数	pH	有机质/ (g· kg ⁻¹)	容重/ (g· cm ⁻³)	CEC/ (cmol· kg ⁻¹)	含水率/ %	总Cu ²⁺ / (mg· kg ⁻¹)
数值	7.82	17.63	1.223	10.21	13.37	17.82

注:CEC为阳离子交换量。

2.2.2 实验用水

实验用模拟污水由超纯水加入硫酸铜(分析

纯)配制而成。

2.3 实验方法

将不同层依次填装成完整的下凹式绿地结构,同时将种植土层、砂层、砾石层单独填装作为对比,用超纯水湿润进行排气(从柱子底部吸水),然后从顶部注入模拟污水,并保持上部淹水深度为 5 cm,调节下方出水孔使流速一致,以保证渗滤系统以定水头方式运行(测出此时进水流量为 2.80 mL/min)。当下方出水孔有水样渗流出时,每间隔 2 h 采集一次水样(可根据实验情况调整取样间隔时间)。将采集的水样过 0.45 μm 滤膜,用火焰原子吸收分光光度法测定 Cu^{2+} 浓度。

2.4 饱和吸附总量和去除率的计算

从吸附开始到穿透终点人工滤层吸附 Cu^{2+} 的总量 M_{ad} (mg) 可由穿透曲线与初始浓度直线所围成的积分面积进行计算,见式(1):

$$M_{\text{ad}} = (60Q/1\ 000) \int_0^{t_c} (c_0 - c_e) dt \quad (1)$$

从吸附开始操作到穿透终点流过的 Cu^{2+} 总量 M_{total} (mg) 用式(2)计算:

$$M_{\text{total}} = (60c_0Qt_c)/1\ 000 \quad (2)$$

下凹式绿地对 Cu^{2+} 的去除率 R (%) 由式(3)计算:

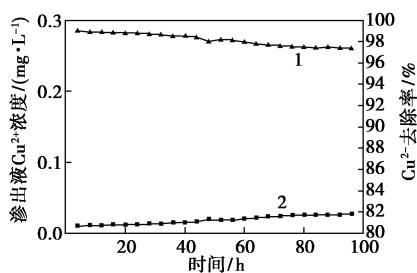
$$R = (M_{\text{ad}}/M_{\text{total}}) \times 100\% \quad (3)$$

式中: Q 为进水流量, mL/min; c_0 为初始 Cu^{2+} 浓度, mg/L; c_e 为出水中 Cu^{2+} 浓度, mg/L; t_c 为穿透终点时间, h; t 为吸附时间, h。

3 结果与讨论

3.1 人工滤层对模拟径流雨水中 Cu^{2+} 的削减

按照路面径流中 Cu^{2+} 统计最大质量浓度 0.935 5 mg/L 配制模拟雨水。通过下凹式绿地装置后的重金属渗出液浓度及去除率如图 4 所示。



1— Cu^{2+} 去除率; 2—渗出液 Cu^{2+} 浓度

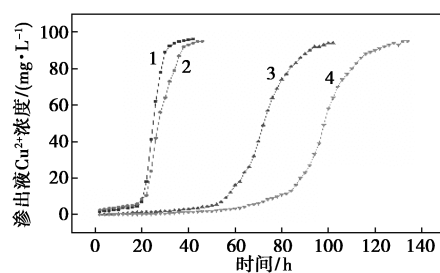
图 4 下凹式绿地对模拟道路径流中 Cu^{2+} 的削减过程

由图 4 可知,模拟道路径流中的 Cu^{2+} 在相当长时间内几乎保持被完全吸附,渗出液浓度极低,去除率极高,这与实际是相符的。说明下凹式绿地人工滤层吸附性能良好,对径流污染物有很好的去除效果,并能长时间保持这种作用,这对地下水环境的保护是有利的。

考虑到实验条件,当渗透液初始浓度设计太低时会出现长时间仍未穿透的状态,浓度和去除率的差异太小,因此将模拟径流设计浓度近似提高为实际浓度统计最大值的 100 倍左右,即 100 mg/L,进行后续的实验。

3.2 不同层级结构对 Cu^{2+} 的去除效果

为了研究不同层级结构对重金属的去除穿透效果,分别将污染溶液注入单独的种植土层、中粗砂层、砾石层,穿透曲线见图 5。以出水浓度 c_i 达到进水初始浓度 c_0 的 5% 作为穿透点; c_i 达到 c_0 的 90% 视为吸附基本达到平衡,作为吸附终点。



1—砾石层; 2—中粗砂层; 3—种植土层; 4—下凹式绿地

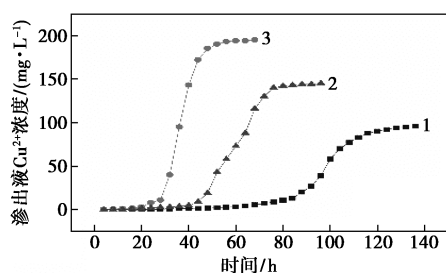
图 5 Cu^{2+} 在不同层级结构下的穿透曲线

由图 5 可知, Cu^{2+} 含量在前期渗出液中均较低,后期随时间的延长而增加,当达到吸附饱和后趋于稳定。不同层级结构对 Cu^{2+} 的穿透曲线也有很大差异,砾石层和中粗砂层穿透时间较短,曲线变化趋势较陡,到达吸附终点的时间也较短。种植土层的穿透较慢,需经过较长时间才能达到平衡,这一方面是由于种植土的厚度相对较大,持久性更好;另一方面可能是因为 Cu^{2+} 跟土壤中的组分发生了物理化学反应及生物富集,通过截留、吸附、分解等作用降解了污染物。下凹式绿地人工滤层在垂直构造上包含了以上 3 层结构,穿透效果显著增强,对 Cu^{2+} 的饱和吸附总量为 1 631.42 mg,去除率为 81.92%,在保证渗蓄效果的同时也有良好的吸附截留效果,对地下水的保护有积极作用。

3.3 初始浓度对人工滤层吸附效果的影响

为了更好地了解影响 Cu^{2+} 在下凹式绿地人工滤层中截留吸附的因素,选取 Cu^{2+} 浓度 100、150、

200 mg/L 进行实验,测定不同时间下 Cu^{2+} 的出口浓度,从而得到图 6 的动态吸附曲线。



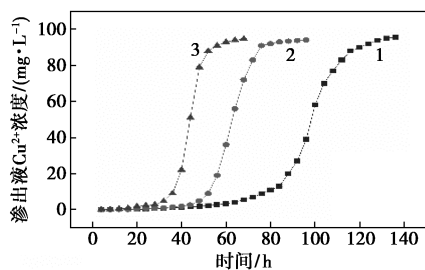
1—100 mg/L; 2—150 mg/L; 3—200 mg/L

图 6 不同初始浓度下的穿透曲线

如图 6 所示,初始浓度为 100、150 和 200 mg/L 时,人工滤层对 Cu^{2+} 的饱和吸附总量分别为 1 631.42、1 495.48 和 1 231.82 mg,去除率分别为 81.92%、78.08% 和 76.31%。随着初始浓度的增大,吸附容量和去除率减小,达到吸附饱和的时间缩短,曲线上升部分变陡。这可能是因为吸附剂和吸附质之间存在作用力,该作用力随着浓度的增大而增大,从而造成传质速率增大,使曲线斜率变大。因此,径流浓度越低,下凹式绿地对 Cu^{2+} 的去除效果越好。

3.4 水深对人工滤层吸附效果的影响

下凹式绿地的下凹深度以及溢流口的顶部标高是有标准的,俞少武等^[22]研究认为,下凹式绿地高程应该低于城市硬化地面高程 0.15~0.3 m,绿地内设置溢流口,并高于绿地高程 0.05~0.15 m。溢流口顶部标高的设计直接影响到集蓄汇水的水深高度,水深不同,径流进入下凹式绿地的流速也不同。实验设置水深高度分别为 5、10、15 cm(测出进水流速分别为 2.80、4.36 和 6.12 mL/min), Cu^{2+} 初始浓度为 100 mg/L,探讨了水深对渗出液中 Cu^{2+} 浓度的影响,结果见图 7。



1—5 cm; 2—10 cm; 3—15 cm

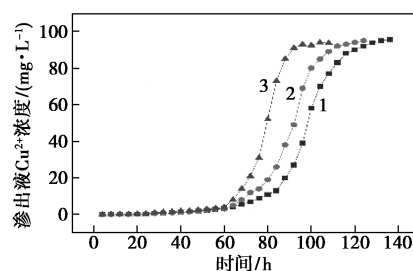
图 7 不同水深下的穿透曲线

从图 7 可以看出,水深 5 cm 时穿透时间最长,吸附效果最好。水深为 5、10、15 cm 时,人工滤层的吸

附总量分别为 1 631.42、1 562.54 和 1 513.23 mg,去除率分别为 81.92%、79.64% 和 76.31%。随着水深的增加,穿透时间明显缩短,曲线斜率变陡,吸附容量和去除率都有所减小。这主要是因为下凹式绿地的水深增加,水头压力增大,流速也相应提高。当流速较低时,重金属溶液在人工滤层内停留时间更长,填充物上的吸附点有足够的时间与 Cu^{2+} 充分接触将其吸附到表面或内部,吸附更加完全;流速增大时接触时间变短,反应不充分,因而效率较低。这与文献[23]的动态趋势相似。因此,将溢流口标高高于下凹绿地 5 cm 较为合适,这与聂发辉等^[24]的研究结果一致。

3.5 溶液 pH 对人工滤层吸附效果的影响

保持水深 5 cm、 Cu^{2+} 初始浓度 100 mg/L,将重金属溶液的 pH 分别调节为 3、5、7,研究 pH 对下凹式绿地人工滤层吸附截留 Cu^{2+} 的影响,结果见图 8。



1—pH=7; 2—pH=5; 3—pH=3

图 8 不同 pH 下的穿透曲线

由图 8 可知,pH 较低时, Cu^{2+} 穿透时间较早。当 pH 为 3、5 和 7 时饱和和吸附总量分别为 1 328.64、1 507.86 和 1 631.42 mg,去除率分别为 73.23%、78.73% 和 81.92%,即随着流入重金属污染物溶液 pH 的降低,人工滤层的吸附容量和重金属去除率降低。这可能是因为 pH 较低时,土柱的吸附主要以低能吸附点位的专性吸附为主,基质表面质子不易释放^[25-26],吸附点位较少,同时 pH 较低时 H^+ 浓度较高,抑制了离子的水解和微生物的生长,破坏了重金属离子形成的络合物;随着 pH 的升高,土壤表面负电荷量增多,有利于表面质子的释放,使基质吸附能力增强,微生物也较活跃,土壤能发挥自身的缓冲性能,因此去除率提高,在穿透曲线上表现为较晚出流。这也验证了 pH 影响土壤中金属离子水解等的相关研究^[27-28]。实验也说明了酸性降雨的发生会增加绿地中重金属自由离子的浓度,增大了其在土壤中的流动性,从而增加了污染地下水的风险。

3.6 穿透曲线的模型拟合

Thomas 模型是目前应用最为广泛的一种吸附动力学模型^[29],通常用来描述动态吸附过程中的理论性能,可估算饱和吸附容量和吸附速率常数。其表达式如式(4):

$$c_t/c_0 = 1/[1 + \exp(K_{th}M_{cal}/Q - K_{th}c_0t)] \quad (4)$$

式中: c_t 为出流液的浓度,mg/L; c_0 为溶液的初始浓度,mg/L; K_{th} 为 Thomas 速率常数,mL/(min·mg); M_{cal} 为吸附平衡时的饱和吸附总量,mg; Q 为流速,mL/min; t 为吸附时间,min。

Thomas 模型的线性形式如式(5):

$$\ln(c_0/c_t - 1) = K_{th}M_{cal}/Q - K_{th}c_0t \quad (5)$$

以 $\ln(c_0/c_t - 1)$ 对 t 作图,从斜率和截距可以得到吸附总量、速率常数及相关参数,结果见表 3。从表 3 可知,随着初始浓度和水深的增加、pH 的减小,饱和吸附总量减小,并且饱和吸附总量实测值与模型拟合值相差不大,拟合相关系数 R^2 范围为 0.963 1~0.987 1,可见 Thomas 模型能够很好地描述下凹式绿地人工滤层对 Cu^{2+} 的动态吸附过程。

表 3 不同因素下 Thomas 模型参数

初始 浓度/ (mg· L ⁻¹)	溶液 pH	水深/ cm	流速/ (mL· min ⁻¹)	速率常 数 K_{th} / (10 ⁻⁵ mL· min ⁻¹ · mg ⁻¹)	吸附总 量计算 值 M_{cal} / mg	吸附总 量实测 值 M_{ad} / mg	相关 系数 R^2
100	7	5	2.80	1.383	1641.31	1631.42	0.9871
150	7	5	2.80	1.385	1548.82	1495.48	0.9838
200	7	5	2.80	1.497	1334.96	1231.82	0.9631
100	7	5	2.80	1.383	1641.31	1631.42	0.9871
100	7	10	4.36	2.165	1628.69	1562.54	0.9785
100	7	15	6.12	2.765	1603.67	1513.23	0.9740
100	3	5	2.80	1.719	1329.31	1328.64	0.9686
100	5	5	2.80	1.520	1517.60	1507.86	0.9870
100	7	5	2.80	1.383	1641.31	1631.42	0.9871

3.7 实际雨水 Cu^{2+} 初始浓度穿透过程预测

对于 Thomas 模型,饱和吸附总量通常代表着吸附剂的最大吸附能力。从表 3 可以看出,初始浓度较低时饱和吸附总量稍大,当初始浓度增大时,速率常数 K_{th} 虽然也呈现提升趋势,但变化幅度并不明显。因此为了对实际雨水 Cu^{2+} 初始浓度 ($c_0=0.935 5$ mg/L) 穿透时间进行预测, K_{th} 取各初始浓度所对应的速率常数的平均值,饱和吸附总量

按最大吸附总量计算,利用 Thomas 模型反推得到穿透耗竭时间($c_t=0.9c_0$)为 12 345.57 h,此时去除率为 79.17%。说明下凹式绿地人工滤层在击穿时限内有着较好的去除效果,对地下水的保护有长期截留作用。

4 结论

(1) 下凹式绿地人工滤层对 Cu^{2+} 的吸附截留效果显著, Cu^{2+} 初始浓度、下凹式绿地的水深、溶液的 pH 均会影响动态吸附过程。Thomas 模型穿透曲线拟合效果较好 ($R^2>0.963 1$),能够很好地描述下凹式绿地人工滤层对 Cu^{2+} 的动态吸附过程。

(2) 随着初始浓度的增大、水深的增大、pH 的减小,穿透时间缩短,饱和吸附总量减小,对 Cu^{2+} 的去除率也减小。说明酸雨形成的地面径流及积水深度较大时不利于下凹式绿地对 Cu^{2+} 的截留,应及时通过溢流和排水口进行排水。

(3) 在路面径流 Cu^{2+} 的统计最大浓度下,下凹式绿地人工滤层可以对 Cu^{2+} 有较长时间的吸附,但酸性雨水和积水深度较大时穿透性增强,因此需对下凹式绿地进行定期维护管理,避免长期浸水后增加地下水被污染的风险。

参考文献

- [1] 周迪.海绵城市在现代城市建设中的应用研究[J].安徽农业科学,2015,43(16):174-175.
- [2] 仇保兴.海绵城市(LID)的内涵、途径与展望[J].中国勘察设计,2015,(7):30-41.
- [3] Tian S G. Effect analysis on rainwater conservation benefit of concave herbaceous field in Jinan city[J].Advanced Materials Research,2013,726/731:3685-3689.
- [4] Fletcher T D, Shuster W, Hunt W F, et al. SUDS, LID, BMPs, WSUD and more—The evolution and application of terminology surrounding urban drainage[J].Urban Water Journal, 2014, 12(7):525-542.
- [5] 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.
- [6] 张金龙,张志政.下凹式绿地蓄渗能力及其影响因素分析[J].节水灌溉,2012,(1):44-47.
- [7] 周丰,彭小金,李玉来.下凹式绿地对城市雨水径流和汇流的影响[J].东北水利水电,2007,25(10):10-11.
- [8] 胡苗,连巧霞.下凹式绿地的暴雨蓄渗效果影响因素及模拟计算[J].长江大学学报(自科版),2013,10(35):16-18.
- [9] 全贺,王建龙,车伍,等.基于海绵城市理念的城市规划方法探讨[J].南方建筑,2015,(4):108-114.

- [10] 申丽勤,车伍,李海燕,等.我国城市道路雨水径流污染状况及控制措施[J].中国给水排水,2009,25(4):23-28.
- [11] 李海燕,胡磊,王崇臣.道路雨水径流重金属含量测定[J].环境化学,2009,28(1):145-146.
- [12] 张娜,赵乐军,李铁龙,等.天津城区道路雨水径流水质监测及污染特征分析[J].生态环境学报,2009,18(6):2127-2131.
- [13] 来雪慧,赵金安,李丹,等.太原市工业区不同下垫面降雨径流污染特征[J].水土保持通报,2015,35(6):97-100.
- [14] 住房和城乡建设部.海绵城市建设技术指南—低影响开发雨水系统构建(试行)[Z].北京:中国建筑工业出版社,2015.
- [15] 华蓝设计(集团)有限公司,南宁城乡建设委员会,广西工程建设标准化协会.海绵城市工程设计图集:低影响开发雨水控制及利用(附实用手册)[M].南宁:广西师范大学出版社,2016.
- [16] 姜利国,尹成薇,秦冰,等.一种基于海绵城市理念的下凹式绿地铺装结构:CN201610585302.9[P].2016-10-26.
- [17] 厦门市建设局.DB3502/Z 5009—2016 厦门市海绵城市建设技术标准图集(试行)[S].厦门:厦门市市政工程设计院有限公司,2016.
- [18] 龚晨晓,康得军,郑恭毅,等.下凹式绿地层级结构对水质及下渗率研究[J].住宅与房地产,2018,498(13):282-283.
- [19] 王红武,毛云峰,高原,等.低影响开发(LID)的工程措施及其效果[J].环境科学与技术,2012,35(10):99-103.
- [20] 朱木兰,廖杰,陈国元,等.针对LID型道路绿化带土壤渗透性
- 能的改良[J].水资源保护,2013,29(3):25-28.
- [21] 廖江.下凹式绿地雨水下渗系统的试验研究[D].昆明:昆明理工大学,2016.
- [22] 俞绍武,丁年,任心欣,等.城市下凹式绿地雨水蓄渗利用技术的探讨[J].给水排水,2010,36(1):116-118.
- [23] Vinodhini V, Das N. Packed bed column studies on Cr(VI) removal from tannery wastewater by neem sawdust [J]. Desalination, 2010, 264(1): 9-14.
- [24] 聂发辉,李田,宁静.概率分析法计算下凹式绿地对雨水径流的截留效率[J].中国给水排水,2008,24(12):58-61.
- [25] McBride M B, Sauve S, Hendershot W H. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils [J]. European Journal of Soil Science, 1997, 48(2): 337-346.
- [26] 林青,徐绍辉.土壤中重金属离子竞争吸附的研究进展[J].土壤,2008,40(5):706-711.
- [27] Yang J Y, Yang X E, He Z L, et al. Effects of pH, organic acids, and inorganic ions on lead desorption from soils [J]. Environmental Pollution, 2006, 143(1): 1-15.
- [28] Arias M, Pérez-Novo C, López E, et al. Competitive adsorption and desorption of copper and zinc in acid soils [J]. Geoderma, 2006, 133(3/4): 151-159.
- [29] 王利平,张继义,武英香,等.麦草对水中苯胺的动态吸附研究[J].环境工程学报,2011,5(12):2755-2760. ■
-
- (上接第131页)
- [7] Shimada N, Kawamoto H, Saka S. Different action of alkali/alkaline earth metal chlorides on cellulose pyrolysis [J]. J Anal Appl Pyrol, 2008, 81(1): 80-87.
- [8] Aho A, Demartini N, Pranovich A, et al. Pyrolysis of pine and gasification of pine chars—influence of organically bound metals [J]. Bioresource Technology, 2013, 128: 22-29.
- [9] 孔晓英,武书彬,吴创之,等.蔗渣磨木木素(MWL)热解过程的初步研究[J].造纸科学与技术,2004,23(1):46-49.
- [10] 阮娟.两种无机添加剂对生物质热解的催化作用研究[D].淮南:安徽理工大学,2011.
- [11] 骆仲泮,张晓东,周劲松,等.生物质热解焦油的热裂解与催化裂解[J].高校化学工程学报,2004,18(2):162-167.
- [12] 孙俊.碱金属对生物质热解气化催化作用的研究[D].长沙:长沙理工大学,2017.
- [13] 杨素文,丘克强,李湘洲,等.松木屑生物质热解特性研究[J].广州化工,2012,40(5):85-87,91.
- [14] 宋春财,胡浩权.秸秆及其主要组分的催化热解及动力学研究[J].煤炭转化,2003,26(3):91-97.
- [15] Li S, Lyons-Hart J, Banyasz J L, et al. Real-time evolved gas analysis by FT-IR method: An experimental study of cellulose pyrolysis [J]. Fuel, 2001, 80(12): 1809-1817.
- [16] 王树荣,骆仲泮.生物质组分热裂解[M].北京:科学出版社,2013:84-85.
- [17] Qu T, Guo W, Shen L, et al. Experimental study of biomass pyrolysis based on three major components: Hemicellulose, cellulose and lignin [J]. Industrial & Engineering Chemistry Research, 2011, 50(18): 10424-10433.
- [18] 安杨,徐静,余江龙.花生壳和松木屑固定床低温热解特性的实验研究[J].可再生能源,2016,34(12):1886-1890.
- [19] 孙云娟.生物质催化气化及焦油裂解的研究[D].北京:中国林业科学研究院,2006.
- [20] 沈琦.熔融碱热解生物质制氢[D].杭州:浙江工业大学,2011.
- [21] 李小明,王小波,常胜,等.熔融盐对生物质粗燃气的组分调整实验研究[J].燃料化学学报,2014,42(6):671-676.
- [22] 邢其毅.基础有机化学[M].北京:高等教育出版社,2005.
- [23] Sar P, Kazy S, Asthana R, et al. Metal adsorption and desorption by lyophilized *Pseudomonas aeruginosa* [J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 1999, 44(2-3): 101-110.
- [24] 彭云云,武书彬.金属离子对半纤维素热裂解特性的影响[J].太阳能学报,2011,32(9):1333-1338.
- [25] Patwardhan P R, Satrio J A, Brown R C, et al. Influence of inorganic salts on the primary pyrolysis products of cellulose [J]. Bioresource Technology, 2010, 101(12): 4646-4655.
- [26] Piskorz J, Radlein D, Scott D S. On the mechanism of the rapid pyrolysis of cellulose [J]. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 1986, 9(2): 121-137.
- [27] Fahmi R, Bridgwater A V, Darvell L I, et al. The effect of alkali metals on combustion and pyrolysis of *Lolium* and *Festuca* grasses, switchgrass and willow [J]. Fuel, 2007, 86(10-11): 1560-1569.
- [28] Nowakowski D J, James J M. Uncatalysed and potassium-catalysed pyrolysis of the cell-wall constituents of biomass and their model compounds [J]. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 2008, 83(1): 12-25.
- [29] 叶结旺,金春德,宋平安,等.碳酸钠催化碱木质素的热解动力学研究[J].林产化学与工业,2010,30(6):40-44. ■