

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2020.15.017

生物炭填充方式与老化对生物滞留氮磷淋失的影响

张 军^{1,2}, 宋萌萌², 高 兴², 耿 雪³

(1. 无锡环境科学与工程研究中心, 江苏 无锡 214153; 2. 无锡城市职业技术学院 建筑与环境工程学院, 江苏 无锡 214153; 3. 苏州科技大学 环境科学与工程学院, 江苏 苏州 215011)

摘 要: 为了考察添加生物炭对生物滞留设施基质特性以及养分淋失的影响, 采用去离子水对不同基质进行降雨淋洗模拟实验。结果显示, 添加生物炭后基质的饱和导水率、滞留能力平均提高21%、41%, 并且N、P养分的累积淋失量降低。添加老化前的生物炭, 混合式填充方式比分层式填充方式基质的饱和导水率更高、滞留能力更好; 生物炭老化后, 亲水性、极性、酸性官能团增加, 静电斥力降低, 而且干湿交替方式比恒湿方式的老化作用更强。基质的饱和导水率、滞留能力、氮磷的累积淋失减控能力随生物炭老化作用的增强而增强, 生物炭的这一特性有望用于生物滞留设施基质中N、P淋失的长效控制。

关键词: 生物滞留设施; 生物炭; 基质; 养分; 淋失; 老化

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2020)15-0100-07

Effect of Biochar Filling Mode and Aging on Leaching of Nitrogen and Phosphorus in Bioretention Facilities

ZHANG Jun^{1,2}, SONG Meng-meng², GAO Xing², GENG Xue³

(1. Wuxi Research Center for Environmental Science and Engineering, Wuxi 214153, China; 2. School of Architecture and Environmental Engineering, Wuxi City College of Vocational Technology, Wuxi 214153, China; 3. School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215011, China)

Abstract: In order to investigate the effects of biochar addition on characteristics and nutrient leaching in bioretention facilities, deionized water was used to simulate the precipitation leaching of different substrates. After adding biochar, saturated water conductivity and retention capacity of the substrates increased by 21% and 41% on average, and the accumulative leaching of nitrogen and phosphorus nutrients was reduced. After adding pre-aging biochar, the substrate with mixed biochar filling showed higher saturated hydraulic conductivity and retention capacity than those of stratified filling. After aging, the hydrophily, polarity and acidic functional groups of the biochar increased and the electrostatic repulsion decreased, and alternating wetting and drying mode had stronger aging effect than the constant wetting mode. The saturated water conductivity, retention capacity and cumulative leaching

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07102); 江苏省大学生创新项目(201813748010Y); 无锡城市职业技术学院院级课题(WXCY-2017-KZ-04); 无锡市科学技术协会软科学重点课题(KX-19-C49); 无锡城市职业技术学院“青蓝工程”资助项目; 江苏高校“青蓝工程”资助项目

通信作者: 张军 E-mail: 89422193@qq.com

loss control ability of nitrogen and phosphorus increased with aging of the biochar. Therefore, this property of biochar was expected to be used for long-term control of nitrogen and phosphorus leaching in substrate of bioretention facilities.

Key words: bioretention facility; biochar; substrate; nutrient; leaching; aging

生物滞留是目前常用的雨水径流管理技术,它对雨水径流中的 TSS 有较好的去除效果,但对氮、磷的去除效果不稳定,出水中常伴有营养物的析出。生物滞留设施中的填料、堆肥、植被凋落物也是养分淋失的主要原因,其中堆肥是污染物淋失的主要来源^[1-2]。生物炭是利用植物秸秆、粪便、污泥等经高温慢热解生成的固态物,可用来提高土壤孔隙率、持水性能与通气能力,且对 N、P 有一定的去除作用,被认为是一种环境友好型土壤改良剂^[3-4]。生物炭虽然性质稳定,但在长期冻融、雨淋、生物附着等作用下会逐步老化而引发物化性质的改变^[5-6]。目前将生物炭用作土壤改良剂的研究较多,但用作生物滞留设施基质堆肥 N、P 持留能力的研究较少。为考察添加生物炭对生物滞留设施基质特性以及堆肥中 N、P 淋失的影响,以砂基质为对照,分别添加老化前、后的生物炭,老化前生物炭采用分层与混合两种填充方式,老化后生物炭采用两种不同老化方式的混合式填充,通过模拟降雨淋洗实验,监测老化前、后生物炭的理化性质,对比生物炭的不同填充方式和老化作用对生物滞留基质水力特性、养分淋失行为以及累积养分淋失的影响。

1 材料与方法

1.1 实验材料

生物炭购自江苏某公司,该生物炭以小麦秸秆为原料,以 5~10℃/min 的速度升温至 650℃ 高温热解 2 h 制成,生物炭粒径分布如下:粒径 <0.075、0.075~0.15、0.15~0.25、0.25~0.5、0.5~1、1~2、>2 mm 的占比分别为 12.78%、6.46%、16.37%、22.17%、16.43%、12.58%、13.21%。

基质下层采用透水性高的砂(过 2 mm 筛),生物炭与砂用自来水洗净晒干。生物炭在自然界老化是一个长期的过程,参考 Guo 等人^[6]的方法,进行生物炭的老化处理:称取两份 900 g 新购生物炭进行老化处理,一份加入去离子水将含水率控制在 30%~40%,在 25℃ 培养箱中培养 2 个月;另一份每隔 2 周加入不定量去离子水,干湿交替培养 2 个月,培养过程中定期开启紫外灯进行灭菌处理。将

未经老化处理的生物炭标记为 B,恒湿老化处理的生物炭标记为 PB,干湿交替老化处理的生物炭标记为 IB。实验用堆肥购自浙江远大肥料有限公司,堆肥由 50% 猪粪与 50% 稻草混合制成,全氮含量为 11 g/kg,全磷含量为 6 g/kg,总碳含量为 176 g/kg。

1.2 实验装置

实验装置呈圆柱形,内径为 10.4 cm,总高度为 60 cm、超高为 5 cm(如图 1 所示),底部汇水区铺 1 mm 土工布,每组实验设 3 个重复。

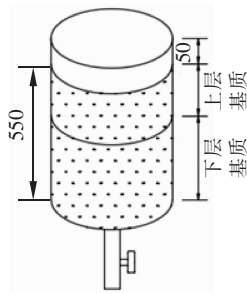


图 1 实验装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of experiment device

实验共设计 5 组生物滞留装置,各装置基质组成参考美国雨洪管理手册,生物炭添加量参考 Beck 等人^[7]的研究,各装置中基质的具体组成如表 1 所示。填充前管壁涂上薄层凡士林以减少管壁入渗影响,填充基质时,分 5 cm 一层摇晃振实、逐层填充。

表 1 生物滞留装置的基质组成

Tab. 1 Substrates composition of bioretention devices

装置编号	所用材料(体积比)	基质深度/cm
S	上层:砂 70% + 堆肥 30% (分层填充);下层:砂 100%	15 + 40
LB	上层:砂 70% + 堆肥 30% (分层填充);下层:砂 80% + 未老化生物炭 20% (分层填充)	15 + 40
MB	上层:砂 70% + 堆肥 30% (分层填充);下层:砂 80% + 未老化生物炭 20% (混合填充)	15 + 40
PB	上层:砂 70% + 堆肥 30% (分层填充);下层:砂 80% + 恒湿老化生物炭 20% (混合填充)	15 + 40
IB	上层:砂 70% + 堆肥 30% (分层填充);下层:砂 80% + 干湿交替老化生物炭 20% (混合填充)	15 + 40

1.3 实验进水

实验采用去离子水模拟装置在累积降雨条件下的淋溶现象,根据《降水量等级》(GB/T 28592—2012),结合无锡地区近5年降雨资料中各雨量出现的频次,以雨强为35.4 mm/d、生物滞留设施面积占汇水面积的10%进行雨水淋洗模拟实验,对应装置进水约为2.78 L,落干4 h,共计9场(累积通量约为3.2 m^[8]),采用11.6 mL/min、4 h恒定进水方式,出水收集后在8 h内完成水质检测。

1.4 分析测试与数据分析

生物炭中的C、H、N、O含量采用元素分析仪测定;Zeta电位采用Zeta电位以及纳米/微米粒度分析仪测定;测定pH值时,生物炭:水为1:20(质量比),采用pH计测定;滞水量采用差重法^[7]测定;饱和导水率采用定水头法测定,先将出水阀关闭,在定水头下维持一段时间让整个基质充分饱和,然后恒定水头出水记录时间与出水量,根据公式(1)计算饱和导水率^[9]。

$$K_s = \frac{VL}{HA t} \quad (1)$$

式中: K_s 为土壤饱和导水率,cm/min; V 为一定时间内的出流量,cm³; L 为土样长度,cm; H 为水头差,cm; A 为土样截面积,cm²; t 为渗流时间,min。

表2 生物炭老化前后的理化性质

Tab.2 Physicochemical characteristic of biochars before and after aging

项目	C/%	H/%	N/%	O/%	H/C值	O/C值	(N+O)/C值	pH值	Zeta 电位/mV
B	72.11	2.18	0.05	20.71	0.03	0.29	0.29	9.76	-26.87
PB	71.43	2.07	0.07	21.65	0.03	0.30	0.30	9.20	-24.27
IB	71.21	1.99	0.09	21.96	0.03	0.31	0.31	9.19	-24.19

2.2 生物炭填充方式与老化对基质水力特性的影响

2.2.1 基质的饱和导水率

各个基质的饱和导水率如表3所示。

表3 各基质的水力特性

Tab.3 Hydraulic characteristics of different substrates

项目	饱和导水率/(cm·min ⁻¹)	平均滞水量/L
S	1.06 ^c	1.18 ^c
LB	1.21 ^b	1.48 ^b
MB	1.27 ^{ab}	1.54 ^b
PB	1.31 ^a	1.79 ^a
IB	1.33 ^a	1.82 ^a

注:不同字母表示处理间差异显著($P < 0.05$)。

添加生物炭后,基质的饱和导水率显著提高,平均提高了21%。生物炭的粒径主要集中在0.25~1

TN采用过硫酸钾氧化-紫外分光光度法测定; $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 采用酚二磺酸分光光度法测定;TP采用过硫酸钾消解-钼锑钨分光光度法测定; $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 采用钼锑钨分光光度法测定。采用SPSS22.0进行数据分析。

2 结果与讨论

2.1 生物炭老化前后的理化性质

生物炭老化前后的理化性质见表2,H/C、O/C、(N+O)/C值可反映芳香性、亲水性与极性大小。生物炭老化后,PB、IB的O含量有所增加,而C、H含量有所下降,H/C值基本没有变化,O/C值分别增加了3.45%、6.90%, (N+O)/C值分别增加了3.45%、6.90%,表明生物炭老化后含氧官能团增加,亲水性与极性增加,且IB比PB的亲水性和极性改变略大。另外,PB、IB的pH值分别降低了5.74%、5.84%,Zeta电位分别降低了9.68%、9.97%,PB、IB的pH值降低,表示生物炭的酸性增强,酸性官能团增加,这与Huang等人^[10]的研究结果一致。PB、IB的Zeta电位降低则表示生物炭粒子间的静电斥力降低,生物炭中的酸性官能团增加、静电斥力降低有利于 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 的去除^[11]。生物炭老化前后理化性质的变化表明,在相同时间下,干湿交替老化方式比恒湿老化方式的作用更显著。

mm,孔隙多为大孔隙(孔径 $> 75 \mu\text{m}$),为水分流动提供了重要通道,提高了基质的导水率。Tian等人^[12]添加4%的黄松生物炭后,基质导水率由0.0035 cm/s提高到0.0053 cm/s,而解倩等人^[13]添加小粒径($\leq 0.25 \text{ mm}$)生物炭后却得到了相反的结果。因此,添加生物炭对基质导水率的影响主要取决于生物炭的粒径,大粒径生物炭的导水性能强,可提高基质的导水率;小粒径生物炭会增加水流弯曲度且易堵塞,从而会降低基质的导水率。添加未经老化的生物炭,混合填充比分层填充导水率可提高5%,相比分层填充方式,混合填充增强了基质整体孔隙的连通性,提高了整体的导水率。生物炭老化后,基质的导水率相对老化前平均提高4%,生物

炭老化后亲水性和极性增强,使得导水率有所提高,这与 Fox 等人^[14]的结果一致。然而,老化后生物炭相比老化前,对基质的饱和导水率未产生显著影响($P=0.081$),这可能与亲水性增强程度及生物炭添加量有关。生物炭埋在生物滞留基质内,经受长期雨淋、冻融等自然作用,孔隙粗糙度与颗粒尺寸变化及对饱和导水率的影响还有待进一步研究。

2.2.2 基质的滞水能力

如表 3 所示,添加生物炭后基质的滞水能力明显提高,滞水量平均提高了 41%。添加未老化生物炭的基质平均滞水量达到 1.51 L,比未添加生物炭的基质提高了 30%;添加老化生物炭的基质平均滞水量达到 1.81 L,比未添加生物炭的基质提高了 53%。生物炭丰富的孔隙提高了改良基质的滞水性能,孔隙复杂、弯曲度愈高,滞水性愈强,通常微孔隙的滞水性大于大孔隙。Glaser 等人^[15]证实基质的持水性能与孔隙分布及利用程度相关。生物炭混合填充方式比分层填充方式的滞水性能提高了 4%,表明生物炭混合填充时提高了基质整体孔隙的滞水效率。经老化后生物炭的滞水能力明显高于老化前,平均提高近 17%。生物炭中的脂肪族以及烷烃等疏水基团会影响其亲水能力,老化后生物炭滞水能力的提高应该与亲水性、极性增强有关,且与恒湿环境相比,干湿交替的老化环境下生物炭的滞水能力略好,同时也表明添加生物炭后,随着生物炭的老化,生物滞留设施对进水的滞留能力将有所提高。

2.3 累积降雨对基质堆肥养分的淋失特征

进水初期各基质未产生径流,当进水累积量逐渐增大时,各基质开始产流,说明当对应降雨量超过设施最大滞留能力时,设施有出水产出,各基质中的污染物开始析出。各基质对应各场次降雨的氮、磷析出特征如图 2 和图 3 所示。前两场降雨中各基质的 N、P 析出浓度最大,而后析出浓度随逐场降雨整体呈下降趋势,TN、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、TP、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 析出浓度最高分别达到 94.18、75.01、28.59、27.71 mg/L,N、P 累积淋失量随累积降雨量的增加整体呈增加趋势,在后期 N、P 析出量逐渐趋于稳定。Confesor 等人^[16]在相同堆肥、相近柱体淋失研究中发现,初期 TN、TP 最高析出浓度分别为 157、45 mg/L,本实验在基质下层铺设砂与生物炭改良,一定程度上减少了 N、P 的析出浓度。析出的 TN 中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 平均约占 75.89%,TP 中 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 平均约占 85.84%,说明

$\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 是主要的 N、P 析出成分, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 是堆肥矿化产物,析出量与堆肥原料、堆肥时间即熟化程度相关,相同原料、熟化时间越长, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 比例越高。图 2 和图 3 表明,设施在降雨初期时 N、P 淋失浓度最高,对水环境污染最大,后期淋失浓度整体呈下降趋势但仍伴随波动现象。试验模拟约 1 年的大雨量,生物滞留设施在后期仍有少量 N、P 淋失,而现实中生物滞留设施在落干期吸附 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 可转化为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$,且随着时间的推移设施堆肥有机氮、磷继续矿化,后期 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 可随降雨持续输出。因此,在实际工程应用中,一方面在生物滞留设施建设过程中,应注意避开大强度降雨并控制浇灌水量;另一方面堆肥加之设施后期植物凋落物引起的 N、P 不间断淋失,更需要一种能对设施养分发挥长效持留作用的基质改良剂。

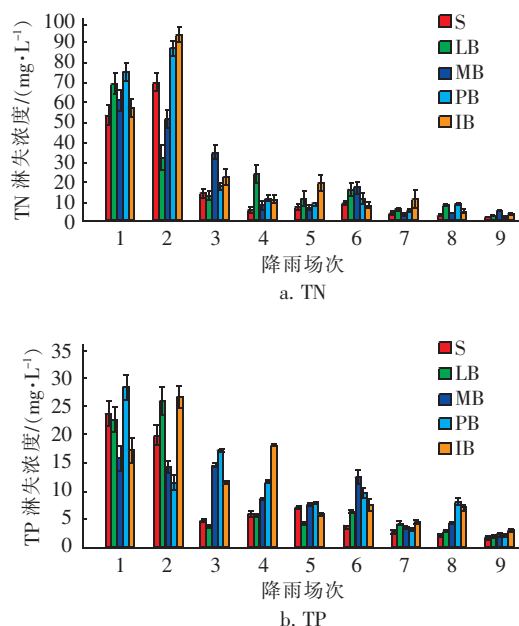
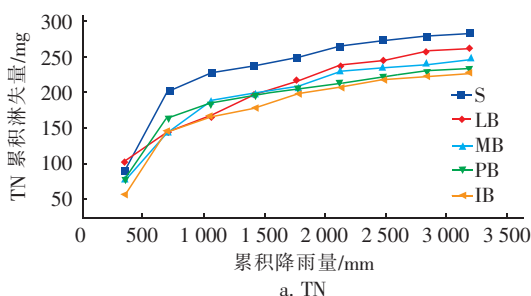


图 2 不同降雨场次中不同基质的 N、P 淋失浓度

Fig. 2 Leaching concentrations of N and P in different substrates during different rainfalls



a. TN

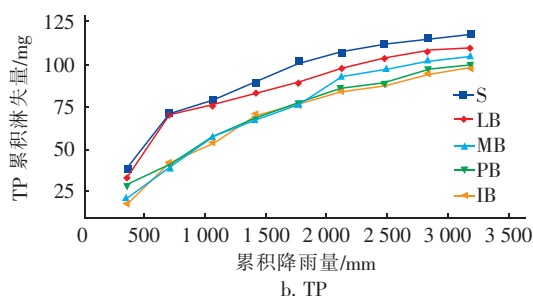


图3 累积降雨量下不同基质的N、P累积淋失量

Fig. 3 N and P leaching from different substrates under cumulative rainfall

2.4 生物炭对基质堆肥N、P累积淋失的影响

2.4.1 添加生物炭前后的对比

S基质的 TN 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 TP 、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 累积淋失量分别为281.42、203.7、117.26、97.68 mg;添加未经老化的生物炭后, TN 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 TP 、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 累积淋失量平均降低9.72%、5.99%、8.55%、5.88%;添加老化后的生物炭后, TN 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 TP 、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 累积淋失量显著降低($P < 0.05$),平均降低18.65%、12.53%、16.71%、12.53%。由此可知,添加秸秆生物炭后,整体降低了基质堆肥的N、P淋失量,尤其是生物炭老化后N、P减控作用更明显,表明生物炭用作砂基质改良,在生物滞留设施前期开始发挥作用,并且随着生物炭的老化,这种削减作用没有减弱,反而呈现出较强的时效潜力,当然还有待引入更多复杂因素进行更深入的验证。本实验采用的是秸秆生物炭,原料不同、热解温度不同,制成的生物炭灰分、比表面积、所含官能团及数量等特性不同。热解温度为600℃时,发现秸秆生物炭表面含有较多 $-\text{OH}$ 、 $\text{C}=\text{O}$,有利于 PO_4^{3-} 的吸附^[17];Clough等^[18]研究发现,生物炭热解温度 $>500^\circ\text{C}$ 时可吸附 $\text{NO}_3^- - \text{N}$,热解温度在600℃时对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的吸附量达到8.70 mg/g;Hamid等人^[8]在堆肥淋失实验中采用650℃热解粪源质生物炭,发现添加生物炭后基质的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 淋失量达到4.9%、4.4%,而纯砂基质的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 淋失量为3.0%、3.1%。

2.4.2 生物炭不同填充方式的对比

在基质堆肥N、P淋失研究中,引入了分层填充与混合填充两种方式,生物炭分层填充方式(LB)的 TN 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 TP 、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 累积淋失量分别为261.88、195.16、109.97、93.65 mg,生物炭混合填充

方式(MB)的 TN 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 TP 、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 累积淋失量分别为246.23、187.99、104.49、90.22 mg,相比生物炭分层填充方式,混合填充方式的 TN 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 TP 、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 累积淋失量分别减少了5.98%、3.67%、4.98%、3.66%,这与Hamid等人^[8]的研究结果一致。生物炭混合式填充基质比分层式填充基质的饱和导水率大,对N、P的减控效果好,而Sanjay等人^[4]发现饱和导水率对离子交换、吸附去除影响不大,MB比LB有最佳的N、P减控效果可能缘于不同的生物炭填充深度。基质深度不同,污染物削减效果往往不同,生物炭混合式填充相当于增加了生物炭的处理深度,延长了处理路径,为淋出水在生物炭内部孔隙迁移创造了更多机会,从而为孔隙滞留赢得扩散时间,最大限度发挥了小孔径生物炭的削减作用。

2.4.3 生物炭老化前后对比

生物炭老化前后N、P累积淋失量的对比如图4所示。

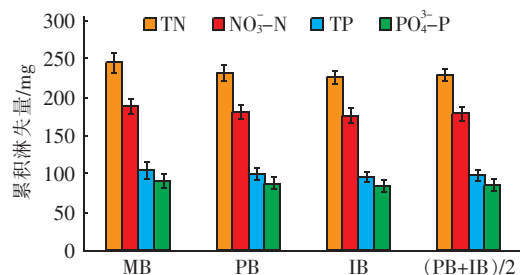


图4 生物炭老化前后N、P累积淋失量对比

Fig. 4 Comparison of accumulative leaching of N and P before and after biochar aging

生物炭同一填充方式两种老化作用(PB和IB)相比老化前(MB), TN 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 TP 、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 累积淋失量分别减少了5.69%、3.92%、4.61%、3.75%与8.35%、6.45%、8.45%、6.85%,经两种老化方式老化后 TN 、 TP 累积淋失量平均降低了7.02%与6.53%,且IB比PB的淋失减控效果略好。研究人员发现,生物炭老化后提高了对 Cu^{2+} 、邻苯二甲酸二烷基酯的吸附量^[5-6],老化作用可引发官能团的变化从而导致对污染物处理能力的变化,但吸附位点始终有限,生物炭老化后N、P累积淋失量降低可能得益于更高的滞留能力。老化前,小粒径生物炭内部孔隙的滞留、离子交换与吸附能力未被充分利用;老化后,生物炭的亲水性、极性增强,酸性官能团增加,静电斥力减小,小粒径生物炭内部孔隙利用率

提高,进而提高了整体滞留能力,其中 IB 比 PB 的老化作用更明显,对养分淋失减控能力更好。

3 结论

① 小麦秸秆生物炭分别采用恒湿老化与干湿交替老化后,H/C 值基本没有变化,O/C 值分别增加了 3.45%、6.90%, $(N+O)/C$ 值分别增加了 3.45%、6.90%,pH 值、Zeta 电位分别降低了 5.74%、5.84%与 9.68%、9.97%,老化后生物炭的亲水性和极性增强,酸性官能团增加,静电斥力降低,而干湿交替老化方式相比恒湿老化方式的作用更强,在相同时间内会加速生物炭老化。

② 添加生物炭后,基质的饱和导水率与滞水能力平均分别提高 21%、41%,其中生物炭混合填充相比分层填充,导水率与滞水能力分别提高 5%、4%,生物炭老化后比老化前导水率、滞水能力分别提高 4%、17%,饱和导水率提高与添加生物炭的粒径和亲水程度相关,大粒径生物炭的导水能力强,可提高基质导水率;生物炭的多孔性以及老化后亲水性和极性的增强,可提高饱和导水率与滞水能力。

③ 在淋溶降雨初期,生物滞留设施中堆肥的 N、P 淋失浓度最高,对环境污染最大,TN、 $NO_3^- - N$ 、TP、 $PO_4^{3-} - P$ 析出浓度最高可以达到 94.18、75.01、28.59、27.71 mg/L,后期整体析出浓度呈下降趋势但仍伴随波动现象。 $NO_3^- - N$ 与 $PO_4^{3-} - P$ 是堆肥中 N、P 的主要淋失形式,其中 $NO_3^- - N$ 约占 TN 的 75.89%, $PO_4^{3-} - P$ 约占 TP 的 85.84%。

④ 相比纯砂基质,添加老化前生物炭可使 TN、 $NO_3^- - N$ 、TP、 $PO_4^{3-} - P$ 累积淋失量平均降低 9.72%、5.99%、8.55%、5.88%,且生物炭混合式填充比分层式填充的养分淋失控制效果要好。添加老化后的生物炭可使上述指标的累积淋失量平均降低 18.65%、12.53%、16.71%、12.53%,且老化作用越强,对养分淋失减控效果越好。生物炭的这一特性有望用于设施 N、P 淋失的长效控制。

参考文献:

[1] Bratieres K, Fletcher T D, Deletic A, et al. Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters: a large-scale design optimisation study [J]. Water Res, 2008, 42 (14): 3930–3940.

[2] Passeport E, Hunt W F, Line D E, et al. Field study of the ability of two grassed bioretention cells to reduce

storm-water runoff pollution [J]. J Irrig Drainage Eng, 2009, 135(4): 505–510.

- [3] Güereña D T, Lehmann J, Thies J E, et al. Partitioning the contributions of biochar properties to enhanced biological nitrogen fixation in common bean (*Phaseolus vulgaris*) [J]. Biol Fert Soils, 2015, 51: 479–291.
- [4] Sanjay K M, Alexandria B B. *Escherichia coli* removal in biochar-augmented biofilter: Effect of infiltration rate, initial bacterial concentration, biochar particle size, and presence of compost [J]. Environ Sci Technol, 2014, 48 (2): 11535–11542.
- [5] Shi K, Xie Y, Qiu Y. Natural oxidation of a temperature series of biochars: Opposite effect on the sorption of aromatic cationic herbicides [J]. Ecotoxicol Environ Saf, 2015, 114: 102–108.
- [6] Guo Y, Tang W, Wu J, et al. Mechanism of Cu(II) adsorption inhibition on biochar by its aging process [J]. J Environ Sci, 2014, 26(10): 2123–2130.
- [7] Beck D A, Johnson G R, Spolek G A. Amending greenroof soil with biochar to affect runoff water quantity and quality [J]. Environ Pollut, 2011, 159 (8/9): 2111–2118.
- [8] Hamid I, Manuel G P, Markus F. Effect of biochar on leaching of organic carbon, nitrogen, and phosphorus from compost in bioretention systems [J]. Sci Total Environ, 2015, 521/522: 37–45.
- [9] 魏永霞, 王鹤, 吴昱, 等. 生物炭对不同坡度坡耕地土壤水动力学参数的影响 [J]. 农业机械学报, 2019, 50 (3): 231–240.
- Wei Yongxia, Wang He, Wu Yu, et al. Effect of biochar on soil hydrodynamic parameters under different slopes [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural, 2019, 50(3): 231–240 (in Chinese).
- [10] Huang Z, Hu L, Cheng D, et al. Characterization of physicochemical properties and microstructure of rice husk-derived biochar after chemical aging [J]. Environ Chem, 2019, 38(8): 1–9.
- [11] Liu Z, Demisie W, Zhang M K. Simulated degradation of biochar and its potential environmental implications [J]. Environ Pollut, 2013, 179: 146–152.
- [12] Tian J, Liu D. Biochar incorporation into bioretention for enhanced ammonium removal and runoff retention [J]. Journal of Southwest Jiaotong University, 2017, 52(6): 1201–1207.
- [13] 解倩, 王丽梅, 齐瑞鹏, 等. 生物炭对黄绵土水分入渗

和持水性能的影响[J]. 地球环境学报, 2016, 7(1): 65–76.

Xie Qian, Wang Limei, Qi Ruipeng, *et al.* Effects of biochar on water infiltration and water holding capacity of loessial soil[J]. Journal of Earth Environment, 2016, 7(1): 65–76 (in Chinese).

- [14] Fox D M, Darboux F, Carrega P. Effects of fire-induced water repellency on soil aggregate stability, splash erosion, and saturated hydraulic conductivity for different size fractions [J]. Hydrol Process, 2007, 21: 2377–2384.
- [15] Glaser B, Lehmann J, Zech W. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal: A review [J]. Biol Fert Soils, 2002, 35(4): 219–230.
- [16] Confesor R B, Hamlett J M, Shannon R D, *et al.* Potential pollutants from farm, food and yard waste composts at differing ages; Leaching potential of nutrients under column experiments. Part II [J]. Compost Sci Util, 2009, 17(1): 6–17.
- [17] Fang C, Zhang T, Li P, *et al.* Application of magnesium modified corn biochar for phosphorus removal and

recovery from swine wastewater[J]. Int J Environ Res Public Health, 2014, 11(9): 9217–9237.

- [18] Clough T J, Condon L M, Kamman C, *et al.* A review of biochar and soil nitrogen dynamics [J]. Agronomy, 2013, 3: 275–293.



作者简介: 张军(1982–), 男, 江苏无锡人, 硕士, 副教授, 研究方向为雨水管理技术。

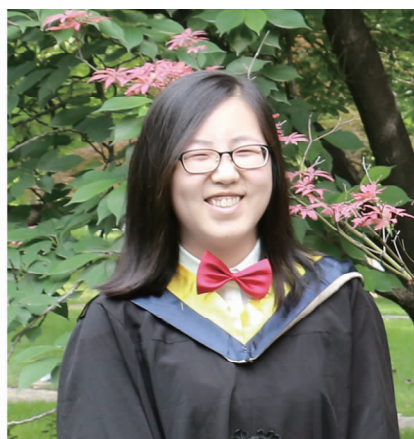
E-mail: 89422193@qq.com

收稿日期: 2019–08–25

(上接第92页)

Shao Qing, Wang Ying, Li Jing, *et al.* Technical principle and research progress of UV/O₃ process in water treatment[J]. China Water & Wastewater, 2019, 35(14): 16–23 (in Chinese).

- [22] Wang Y, Zhao X, Cao D, *et al.* Peroxymonosulfate enhanced visible light photocatalytic degradation bisphenol A by single-atom dispersed Ag mesoporous g-C₃N₄, hybrid[J]. Appl Catal B: Environ, 2017, 211: 79–88.
- [23] Zhang L S, Wong K H, Yip H Y, *et al.* Effective photocatalytic disinfection of *E. Coli* K-12 using AgBr-Ag-Bi₂WO₆ nanojunction system irradiated by visible light: The role of diffusing hydroxyl radicals[J]. Environ Sci Technol, 2010, 44(4): 1392–1398.
- [24] Fu H, Pan C, Yao W, *et al.* Visible-light-induced degradation of rhodamine B by nanosized Bi₂WO₆[J]. J Phys Chem B, 2005, 109(47): 22432–22439.



作者简介: 雷晨(1994–), 女, 陕西西安人, 硕士研究生, 主要从事光催化处理有机废水的研究。

E-mail: leichenxt@163.com

收稿日期: 2019–05–06