

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.05.024

高昊辰, 刘广明, 陈金林, 等. 水基钻屑用作基质对植物生长和重金属富集特征的影响. 土壤, 2020, 52(5): 1043–1049.

水基钻屑用作基质对植物生长和重金属富集特征的影响^①

高昊辰^{1,2}, 刘广明^{2*}, 陈金林^{1*}, 张 春³, 张凤华⁴, 黄真真^{1,2}, 王秀萍⁵, 王相平²

(1 南京林业大学南方现代林业协同创新中心, 南京 210037; 2 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008; 3 重庆市涪陵页岩气环保研发与技术服务中心, 重庆 408000; 4 石河子大学, 新疆石河子 832003; 5 河北省农林科学院滨海农业研究所, 河北唐山 063200)

摘 要: 通过将水基钻屑与土壤和(或)腐熟污泥以一定比例混合形成基质, 在进行定量淋洗脱盐的基础上, 研究了金叶女贞与狗牙根在该种基质上的生长状况与重金属富集特征。结果表明: 经过淋洗, 配比基质盐分、养分等主要理化指标满足植物生长需求, 重金属含量符合 CJT340—2016《绿化种植土壤》标准, 满足绿化植物生长所需的环境质量要求。金叶女贞与狗牙根生物量的积累在不同配比基质中存在显著差异, 其中在水基钻屑与土壤质量配比为 10:1 与 10:2 的基质中生物量最高。对于重金属的富集, 金叶女贞与狗牙根在不同配比基质中存在一定差异, 二者对镉、铅、铜存在富集作用。可见, 水基钻屑合理配比后可作为基质用作绿化种植。

关键词: 水基钻屑; 基质; 重金属富集

中图分类号: S15; X74 文献标志码: A

Growth and Heavy Metal Accumulation Characteristics of Plants in Matrixes of Water-Based Drilling Cuttings

GAO Haochen^{1,2}, LIU Guangming^{2*}, CHEN Jinlin^{1*}, ZHANG Chun³, ZHANG Fenghua⁴, HUANG Zhenzhen^{1,2}, WANG Xiuping⁵, WANG Xiangping²

(1 Co-Innovation Center for Sustainable Forestry in Southern China, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China; 2 Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 3 Chongqing Environmental Protection Center for Shale Gas Technology & Development, Chongqing 408000, China; 4 Shihezi University, Shihezi, Xinjiang 832003, China; 5 Institute of Coast Agriculture, Hebei Academy of Agriculture and Forestry Sciences, Tangshan, Hebei 063200, China)

Abstract: In this study, the water-based drilling cuttings were mixed with soil and/or decomposed sludge with various proportions to form matrixes, and then the growth status and heavy metal enrichment characteristics of *Ligustrum vicaryi* and bermuda grass in the matrixes were studied based on the quantitative elution of salt. The results showed that the main physiochemical indicators such as the contents of salt and nutrients of matrixes after being leached were satisfied the growth requirements of plants, and heavy metal contents were in line with the standard of green planting soil CJT340—2016, which met the environmental quality requirements for greening plants. There was a significant difference in biomass accumulation between *Ligustrum vicaryi* and bermuda grass in matrixes with different proportions of water-based drilling cuttings and soil and/or decomposed sludge, the biomass were highest in matrixes with water-based drilling cuttings and soil at 10:1 and 10:2. There was a certain difference in heavy metal accumulation between *Ligustrum vicaryi* and bermuda grass in different matrixes, *Ligustrum vicaryi* and bermuda grass have enrichment effects on Cd, Pb and Cu. Reasonable proportion of water-based drilling cuttings can be used as matrix for greening planting.

Key words: Water-base drilling cuttings; Matrix; Heavy metal enrichment

水基钻屑是产生于页岩气田开发过程中的一种固体废弃物^[1-2]。就西南某地页岩气田而言, 单井水基钻屑产生量平均为 1 000 m³^[3], 每年井口数约 250

口, 一年的水基钻屑产生量约为 25×10⁴ m³。随着页岩气田作业面积的不断扩大, 气井数量的日益增加, 水基钻屑的产生量不容小觑。水基钻屑作为一种固体

①基金项目: 江苏省水利科技项目(2017011)、江苏省重点研发计划项目(BE2018759)、江苏高校优势学科建设工程项目和重庆市科委—社会事业与民生保障科技创新专项重点研发项目(cstc2017shms-zdyfx0033)资助。

* 通讯作者(gmliu@issas.ac.cn; jlchen@njfu.edu.cn)

作者简介: 高昊辰(1994—), 男, 安徽芜湖人, 硕士研究生, 主要从事盐渍土改良绿化方面的研究。E-mail: ghcnfu@foxmail.com

废弃物,其本身仅为岩屑,但由于其表面裹挟着钻井废液,使之含重金属、石油烃等污染物,因此如何对其进行合理、安全的处理成为了难点^[2,4-5]。目前国内水基钻屑及废弃水基泥浆主要参照 QSH 0099.1—2009《川东北地区天然气勘探开发环境保护规范 钻井与井下作业》相关要求在钻井平台废水池内进行固化填埋,但该措施对土地空间占用大,且随着时间的推移,仍存在固化填埋场地下水污染的潜在风险^[6-7]。水基钻屑具有良好的矿物质基质,但结构性较差^[4],因此,将水基钻屑和其他物料混合形成一种基质用于绿化种植值得探索。为此,本文进行了不同配比的水基钻屑基质的绿化植物生长试验,以期水基钻屑的基质化利用提供依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试水基钻屑于 2017 年 2 月采集自西南某页岩气田的废弃钻屑堆弃场;供试土壤于同一时间采集自该页岩气田周边的农田;供试腐熟污泥由 2017 年 3 月采自重庆市生活污水处理厂的鲜污泥经由自然

风干后,添加木屑好氧堆腐 20 d 所制得;供试绿化植物为狗牙根与金叶女贞。狗牙根为定量播种,金叶女贞为事先培育的幼苗,后挑选长势相近的幼苗进行移栽。

1.2 试验设计

供试基质由水基钻屑同当地土壤和(或)腐熟污泥过 2 mm 筛后,按不同质量比例进行混合而成。试验共设置 9 个处理 3 个对照,每个处理设置 3 个重复,具体见表 1。由于水基钻屑和腐熟污泥盐分含量高,因而在试验前将各配比基质装入内径 10 cm、高 30 cm 的有机玻璃柱中,使用去离子水进行两次等量变水头淋洗,其中第一次淋洗前先使基质含水量达到饱和,随后连续进行两次淋洗,其初始水头高度均为 5 cm。待淋洗结束后,将基质自然风干,移入高 20 cm、上口径 30 cm 的盆钵中,移栽金叶女贞并播撒狗牙根草种。每盆移栽长势相近的金叶女贞 3 株,播撒狗牙根草种 3 g。种植期间不施用任何肥料,灌溉水定额为最大持水量,尽可能保持不产生底部渗流,如产生少量渗漏液,由底部托盘承接并倒回至盆中,种植时间为 120 d。

表 1 试验处理
Table 1 Experimental treatments

处理	物料质量配比(干重)	处理	物料质量配比(干重)
CK1(对照 1)	纯水基钻屑	B1	水基钻屑:腐熟污泥=10:1
CK2(对照 2)	纯腐熟污泥	B2	水基钻屑:腐熟污泥=10:2
CK3(对照 3)	纯土壤	B3	水基钻屑:腐熟污泥=10:4
A1	水基钻屑:土壤=10:1	C1	水基钻屑:腐熟污泥:土壤=10:2:1
A2	水基钻屑:土壤=10:2	C2	水基钻屑:腐熟污泥:土壤=10:2:2
A3	水基钻屑:土壤=10:4	C3	水基钻屑:腐熟污泥:土壤=10:2:4

1.3 样品采集与分析

基质在经过淋洗后,由于有机玻璃柱内不同高度基质的淋洗程度可能存在差异,因而对有机玻璃柱内的基质每 5 cm 分层等量采样后混合均匀,并自然风干、磨碎过 16 目与 100 目筛备用。植物整株采样,样品用湿毛巾去除表面污垢,后烘干研磨成粉末保存。试验中植物样品的锌、铜、铅、镉、铬、镍采用 HNO₃-HClO₄ 消解-原子吸收分光光度法测定^[8-13],汞、砷使用微波消解-原子荧光分光光度法测定^[14-15]。土壤样品的锌、铜、铅、镉、铬、镍采用 HNO₃-HF-HClO₄ 消解-原子吸收分光光度法测定;汞、砷使用 HNO₃-HCl 消解-原子荧光法测定;容重采用环刀法测定;pH 测定采用水土比 5:1 浸提电位法测定;全盐量采用质量法测定;碱解氮采用碱解扩散法测定;

有效磷采用碳酸氢钠浸提-钼锑抗比色法测定;速效钾采用醋酸铵浸提-火焰光度法测定;全氮采用凯氏定氮法测定;全磷采用钼锑抗比色法测定;全钾采用火焰光度计法测定,以上测定方法参照 GB/T 22105.1—2008《土壤质量总汞、总砷、总铅的测定 原子荧光法 第 1 部分:土壤中总汞的测定》^[16]、GB/T 22105.2—2008《土壤质量 总汞、总砷、总铅的测定 原子荧光法 第 2 部分:土壤中总砷的测定》^[17]与《土壤农业化学分析方法》^[18]。

2 结果与讨论

2.1 不同配比基质的主要理化性质

2.1.1 不同配比基质的容重、pH 与初始全盐含量 鉴于水基钻屑和腐熟污泥的初始含盐量较高^[19],经过 2

次 5 cm 等量变水头淋洗后, 各处理的基本物理性质见表 2。总体来看, 除对照外, 各处理的容重为 0.75 ~ 1.25 g/cm³, 由于水基钻屑、土壤与腐熟污泥之间的容重差距较大, 随着腐熟污泥加入比例的提高, 基质的容重有所降低; 各处理 pH 为 8.0 ~ 8.6, 由于腐熟污泥 pH 呈酸性, 当地土壤 pH 为中性, 因而随着腐熟污泥与当地土壤的加入, 各处理的 pH 呈现降低趋势; 参照土壤盐渍化分级标准, A1、A2、A3、B1

处理均降至非盐化水平(<1.0 g/kg), C3 处理降至轻度盐化水平(1.0 ~ 2.0 g/kg), B2、C1、C2 处理降至中度盐化水平(2.0 ~ 4.0 g/kg), 而 B3 处理仍为强度盐化水平(4.0 ~ 6.0 g/kg)。试验中, 水基钻屑对照(CK1)与腐熟污泥对照(CK2)的初始全盐含量均较高超过了 10 g/kg, 但经过淋洗后 CK1 的全盐含量降至了非盐渍化水平, 而 CK2 的全盐含量仍大于 10 g/kg, 这可能与污泥自身具有较强的滞水性有关, 导致淋洗脱盐效果的减弱^[20-21]。

表 2 不同配比基质的容重、pH 与初始全盐量
Table 2 Bulk densities, pH values and initial total salt contents of different matrixes

处理	容重(g/cm ³)	全盐含量(g/kg)	pH	处理	容重(g/cm ³)	全盐含量(g/kg)	pH
CK1	1.27	0.78	8.40	B1	1.10	0.99	8.35
CK2	0.36	13.63	6.32	B2	0.94	3.97	8.29
CK3	1.12	0.23	7.60	B3	0.75	5.55	8.01
A1	1.25	0.71	8.63	C1	1.02	2.10	8.18
A2	1.25	0.40	8.49	C2	1.06	2.09	8.14
A3	1.23	0.55	8.42	C3	1.08	1.97	8.07

2.1.2 不同配比基质的养分含量 养分含量的多少是衡量基质质量的一个重要指标^[22-23]。由表 3 可知, 水基钻屑基质(CK1)除磷含量较低外, 氮、钾含量充足; 而腐熟污泥基质(CK2)各项养分含量均较为丰富。参照标准 NY/T 2118—2012《蔬菜育苗基质》^[24](水基钻屑为原料的基质其目标是用作绿化基质, 由于目前缺少相应标准, 因此该标准具有一定的参考意

义), 除 CK2 碱解氮含量超出标准范围(>500 mg/kg)外, 其余处理均符合标准要求; 除 CK2、B2、B3、C1、C2 处理有效磷含量超出标准范围外, 其余处理均符合标准要求(>100 mg/kg); 除 CK3 速效钾含量符合标准要求外, 其余各处理均超出标准范围(>600 mg/kg)。总体来看, 各处理速效钾含量超出标准较多, 碱解氮、有效磷基本符合标准要求。

表 3 不同配比基质的养分含量
Table 3 Nutrient contents of different matrixes

处理	全氮(g/kg)	全磷(g/kg)	全钾(g/kg)	碱解氮(mg/kg)	有效磷(mg/kg)	速效钾(mg/kg)
CK1	9.25	0.41	17.25	115.93	22.2	4 458.75
CK2	17.48	10.35	8.15	1 023.57	930	4 900.86
CK3	4.56	1.68	20.84	142.81	87.33	319.05
A1	7.72	1.34	18.4	117.21	56.13	3 695.12
A2	5.80	1.75	19.14	117.45	41.73	3 764.08
A3	4.47	0.74	19.43	109.93	29.47	3 418.8
B1	3.11	1.9	17.01	176.18	79.63	5 252.34
B2	2.18	2.07	16.98	212.94	137.33	4 442.8
B3	8.29	2.55	16.96	323.23	109.47	4 872.36
C1	7.23	4.49	17.51	233.2	149.73	5 911.91
C2	5.95	4.16	18.54	223.5	234.2	5 144.74
C3	3.1	1.34	18.88	206.51	98.93	5 720.28
参考标准 ^[24]	—	—	—	50 ~ 500	10 ~ 100	50 ~ 600

2.1.3 不同配比基质的重金属含量 各处理的重金属含量如表 4 所示。据 CJ/T 340—2016《绿化种植土壤》^[25]重金属含量技术要求(表 5), 除 CK2、B3

处理中部分指标属于 II 级标准外, 其余各处理的各项重金属指标均符合 I 级标准。依据标准要求: I 级标准适用于水源涵养林等属于自然保育的绿(林)地,

而 II 级标准适用于植物园、公园等与人接触较密切的绿(林)地,因而,以水基钻屑为原料的基质在重金属含量方面能够满足作为绿化基质的基本环境质量要求。

表 4 不同配比基质的重金属含量(mg/kg)
Table 4 Heavy metal contents of different matrixes

处理	铜	锌	镍	汞	砷	铅	镉	铬
CK1	25.0	101.0	37.3	0.086	6.15	9.75	0.086	37.8
CK2	66.2	255.0	44.3	1.04	6.20	49.90	0.628	115
CK3	27.1	78.0	30.2	0.148	14.70	40.20	0.064	50.4
A1	21.1	119.0	23.8	0.087	6.89	19.60	0.207	30.5
A2	22.3	95.8	25.4	0.093	8.54	4.71	0.184	40.8
A3	19.0	89.9	25.5	0.096	8.35	19.80	0.174	42.9
B1	29.0	112.0	31.8	0.165	6.77	3.68	0.215	50.1
B2	30.1	120.0	34.5	0.243	6.02	3.60	0.282	51.2
B3	36.7	160.0	36.9	0.479	6.35	3.56	0.295	56.5
C1	26.3	130.0	32.3	0.343	7.65	5.67	0.188	48.0
C2	29.2	135.0	29.6	0.268	7.78	3.50	0.239	50.9
C3	21.2	116.0	29.2	0.205	9.19	7.08	0.184	46.1

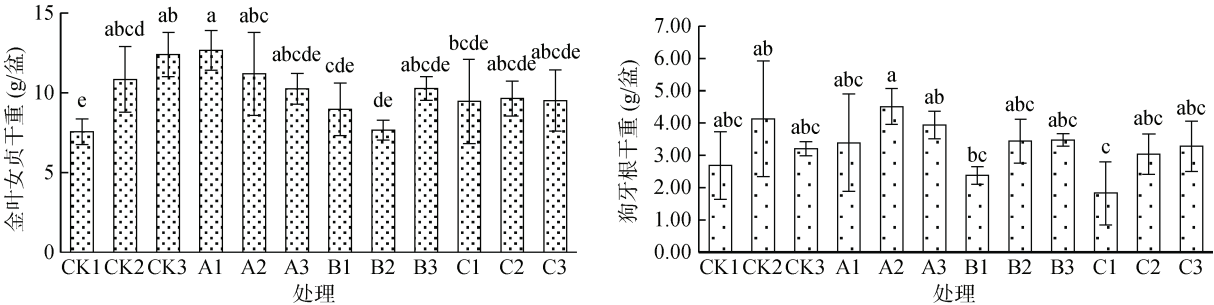
表 5 绿化种植土壤重金属含量技术要求(mg/kg)
Table 5 Technical requirements for heavy metal contents in greening soil

控制项目	I 级	II 级		III 级		IIV 级	
		pH<6.5	pH>6.5	pH<6.5	pH>6.5	pH<6.5	pH>6.5
铜≤	40	150	300	350	400	500	600
锌≤	150	250	350	450	500	600	800
镍≤	40	50	80	100	150	200	220
汞≤	0.40	0.60	1.2	1.2	1.5	1.8	2
砷≤	30	35	30	40	35	55	45
铅≤	85	200	300	350	450	500	530
镉≤	0.40	0.60	0.80	1.0	1.2	1.5	2
铬≤	100	150	200	250	250	300	400

2.2 不同配比基质对绿化植物生物量的影响

生物量能够较好地反映植物的生长状况,而生物量的高低也能从侧面反映植物对于基质的适应能力。Saint-Fort 和 Ashtani^[26]研究发现,一定量的钻屑废弃物同土壤混合有助于改善土壤的质量,但过量钻屑废弃物会导致植物生物量的降低。由图 1 可知,在本试

验中金叶女贞的生物量: A1 处理最高, CK1 最低,在水基钻屑与土壤混合的处理中,生物量呈现随着土壤比例的增加而降低的趋势;在水基钻屑与腐熟污泥混合的处理中,3 个处理的生物量均介于 CK1 与 CK2 之间,无明显规律;而水基钻屑、腐熟污泥与土壤三者混合的处理中,各处理的生物量差异不显著。



(图中小写字母不同表示不同处理间差异在 $P<0.05$ 水平显著)

图 1 不同基质中金叶女贞和狗牙根的生物量

Fig. 1 Biomass of *Ligustrum vicaryi* and bermuda grass in different matrixes

由图 1 还可知,狗牙根的生物量变化趋势同金叶女贞有所不同,其生物量以 A2 处理最高, C1 处理最低。在水基钻屑与土壤混合的处理中, 3 个处理的生物量均大于对照纯水基钻屑(CK1)与纯土壤(CK3);在水基钻屑与腐熟污泥混合的处理中, 其生物量随着腐熟污泥所占比例的提升而提升,但处理间差异不显著;在水基钻屑、腐熟污泥与土壤三者混合的处理中,各处理的生物量随着土壤所占比例的提升而提升。

2.3 不同配比基质对植物体内重金属元素累积量的影响

植物的重金属累积量,主要受植物生物量与植物富集能力的影响,因此对于养分含量以及重金属本底

值均不同的基质而言,其上生长的植物的重金属累积量会存在一定差异。

由表 6 可知,金叶女贞的重金属累积量表现为:CK3 的镍、铜累积量最高, CK1 的锌累积量最高, A3 处理的镉、铅累积量最高。在水基钻屑与土壤混合的基质中,随着土壤比例的增高,铅、镉的累积量显著增加,而铜的累积量呈现下降趋势;水基钻屑与腐熟污泥混合的基质中,随着腐熟污泥比例的增加,锌、镍、铜的累积量呈现下降趋势,而铅的累积量无明显差异;水基钻屑、腐熟污泥与土壤三者混合的处理中,镉、铅的累积量随着土壤比例的提高呈现降低的趋势,而各处理间锌的累积量差异不显著。整体来看,各重金属元素的累积量:铜>锌>铅~镍>镉。

表 6 不同基质下金叶女贞和狗牙根的重金属累积量(μg/株)
Table 6 Cumulation of heavy metals in *Ligustrum vicaryi* and bermuda grass in different matrixes

植物	处理	锌	镉	铅	镍	铜
金叶女贞	CK1	494.98 ± 52.39 a	1.49 ± 0.16 f	60.82 ± 6.44 e	100.93 ± 10.68 def	524.1 ± 55.47 ab
	CK2	247.30 ± 46.87 bc	2.28 ± 0.43 def	92.73 ± 17.58 de	103.68 ± 19.65 cdef	200.69 ± 38.04 de
	CK3	486.1 ± 54.09 a	4.41 ± 0.49 cd	214.56 ± 23.88 b	264.28 ± 29.41 a	575.51 ± 64.04 a
	A1	265.25 ± 25.8 b	3.86 ± 0.38 cdef	108.13 ± 10.52 d	127.84 ± 12.43 bcd	554.84 ± 53.96 ab
	A2	170.03 ± 39.72 cd	10.53 ± 2.46 b	160.94 ± 37.59 c	87.15 ± 20.36 ef	462.51 ± 108.04 b
	A3	261.99 ± 24.48 b	16.74 ± 1.56 a	264.41 ± 24.71 a	139.92 ± 13.08 bc	211.81 ± 19.79 de
	B1	264.07 ± 48.25 b	2.42 ± 0.44 cdef	108.76 ± 19.87 d	124.02 ± 22.66 bcde	346.62 ± 63.33 c
	B2	212.87 ± 15.34 bcd	1.73 ± 0.12 ef	73.81 ± 5.32 de	94.20 ± 6.79 def	262.62 ± 18.92 cde
	B3	136.33 ± 11.20 d	4.76 ± 0.39 c	88.36 ± 7.26 de	69.72 ± 5.73 f	229.52 ± 18.85 de
	C1	179.57 ± 50.33 cd	10.66 ± 2.99 b	156.81 ± 43.95 c	82.62 ± 23.16 f	187.58 ± 52.57 e
	C2	236.26 ± 26.82 bc	3.9 ± 0.44 cde	112.74 ± 12.8 d	156.26 ± 17.74 b	305.06 ± 34.63 cd
	C3	242.82 ± 48.83 bc	2.02 ± 0.41 def	100.06 ± 20.12 de	129.86 ± 26.12 bcd	205.46 ± 41.32 de
狗牙根	CK1	172.35 ± 67.31 bc	0.71 ± 0.28 c	35.50 ± 13.86 cd	50.56 ± 19.75 bcd	57.98 ± 22.64 cdef
	CK2	285.55 ± 14.68 a	1.52 ± 0.08 b	63.78 ± 3.28 ab	83.65 ± 4.30 a	137.97 ± 7.09 a
	CK3	100.44 ± 55.88 cd	1.04 ± 0.58 bc	20.55 ± 11.43 de	47.05 ± 26.18 bcd	108.58 ± 60.41 ab
	A1	85.21 ± 37.75 d	0.63 ± 0.28 c	24.88 ± 11.02 de	40.26 ± 17.84 cd	70.89 ± 31.41 bcdef
	A2	134.56 ± 16.74 cd	1.10 ± 0.14 bc	51.37 ± 6.39 bc	80.70 ± 10.04 a	102.21 ± 12.72 abc
	A3	162.61 ± 17.41 bcd	1.11 ± 0.12 bc	75.27 ± 75.27 a	59.93 ± 6.42 abc	92.76 ± 9.93 abcde
	B1	119.72 ± 23.83 cd	0.89 ± 0.18 bc	22.04 ± 4.39 de	39.61 ± 7.88 cd	49.68 ± 9.89 ef
	B2	117.61 ± 13.34 cd	0.80 ± 0.09 bc	45.26 ± 5.13 c	32.44 ± 3.68 cd	50.53 ± 5.73 def
	B3	93.45 ± 9.54 cd	0.59 ± 0.06 c	33.21 ± 3.39 cde	35.80 ± 3.66 cd	99.92 ± 10.2 abcd
	C1	111.79 ± 60.25 cd	0.72 ± 0.39 c	14.88 ± 8.02 e	30.45 ± 16.41 d	49.04 ± 26.43 ef
	C2	175.13 ± 33.20 bc	1.19 ± 0.23 bc	44.55 ± 8.45 c	74.17 ± 14.06 ab	61.55 ± 11.67 bcdef
	C3	233.18 ± 55.41 ab	3.31 ± 0.79 a	45.61 ± 10.84 bc	38.44 ± 9.13 cd	36.90 ± 8.77 f

注：同列数据后不同小写字母表示同一植物下不同处理间差异显著(P<0.05)。

相对于金叶女贞,狗牙根因其生物量相对较低,其重金属累积量也相对较少。整体来看,各重金属元素的累积量:锌>铜>镍>铅>镉。在水基钻屑与土壤混合的基质中,锌、镉、铅的累积量均随着土壤比例

的增加而增加;水基钻屑与腐熟污泥混合的基质中锌、镉的累积量随污泥比例的增加而降低,而铜的累积量随污泥比例的增加而提高;水基钻屑、腐熟污泥与土壤三者混合的处理中,锌、镉、铅的累积量随土

壤比例的增加而增加。

2.4 不同配比基质对绿化植物重金属富集系数的影响

植物的重金属富集系数是一种表征土壤与植物间重金属转移行为的重要指标^[27-28]，由表 7 可见，在不同基质下植物的重金属富集系数存在一定差异。就锌而言，金叶女贞与狗牙根各处理的富集系数均小于 1，且两种植物对照处理的富集系数均为：CK1>CK3>CK2，其余处理锌的富集系数均存在着类似趋势：即随着土壤比例的增加而增加，而随着污泥比例的增加而降低。与锌不同，两种植物镉的富集系数除 CK2 与 B3 处理富集系数小于 1，其余处理均高于 1，这可能与较高的污泥比例有关，总体来看其富

集系数的变化趋势同锌相类似，即随着土壤比例的增加而增加，而随着污泥比例的增加而降低。对于铅的富集，两种植物除 A1 处理外，各处理的富集系数均高于对照，且随着基质比例的变化，其富集系数起伏较大，各处理间无明显规律。对于镍的富集，两种植物的富集系数均低于 1，金叶女贞在混合基质处理中的富集系数均高于 CK2，而狗牙根的富集系数在水基钻屑与一定量的土壤混合基质中有所提高，但规律不明显。对于铜的富集，金叶女贞和狗牙根之间的富集情况存在一定差异，在纯水基钻屑处理(CK1)中，金叶女贞的富集系数大于 1，而狗牙根的富集系数则小于 1，在水机钻屑占比较高的基质中，金叶女贞对铜的富集要优于狗牙根。

表 7 不同基质下金叶女贞和狗牙根的重金属富集系数
Table 7 Bioconcentration factors of *Ligustrum vicaryi* and bermuda grass in different matrixes

处理	金叶女贞					狗牙根				
	锌	镉	铅	镍	铜	锌	镉	铅	镍	铜
CK1	0.65	2.29	0.83	0.36	2.77	0.64	3.09	1.36	0.50	0.86
CK2	0.09	0.33	0.17	0.22	0.28	0.27	0.59	0.31	0.46	0.50
CK3	0.50	5.56	0.43	0.71	1.71	0.40	5.08	0.16	0.49	1.25
A1	0.18	1.47	0.44	0.42	2.08	0.21	0.90	0.37	0.50	0.99
A2	0.16	5.11	3.05	0.31	1.85	0.31	1.33	2.42	0.70	1.02
A3	0.29	9.39	1.30	0.54	1.09	0.46	1.62	0.97	0.60	1.24
B1	0.26	1.26	3.30	0.44	1.33	0.44	1.56	5.17	0.43	0.73
B2	0.15	2.21	3.21	0.26	1.00	0.29	1.06	1.78	0.33	0.48
B3	0.13	0.57	2.02	0.25	0.70	0.31	0.91	4.99	0.52	0.46
C1	0.15	6.00	2.92	0.27	0.75	0.47	2.10	1.43	0.52	1.02
C2	0.18	1.69	3.34	0.55	1.08	0.43	1.64	4.19	0.83	0.69
C3	0.22	1.15	1.49	0.47	1.02	0.61	5.47	1.96	0.40	0.53

3 结论

1) 以水基钻屑为原料的基质，在经过淋洗处理后，其主要理化指标基本满足植物生长要求。一定量腐熟污泥的加入能够较好地平衡基质中的养分，且污泥的滞水性有利于基质保水保肥性能的提升，但也会导致基质含盐量的提高。

2) 除水基钻屑：腐熟污泥=10：1、水基钻屑：腐熟污泥：土壤=10：2：1 两种配比的基质外，其余基质上狗牙根与金叶女贞的生物量均高于纯水基钻屑基质。其中金叶女贞在水基钻屑：土壤=10：1 的基质上生物量最大，狗牙根在水基钻屑：土壤=10：2 的基质上生物量最大。

3) 狗牙根和金叶女贞在以水基钻屑为原料的基质上对锌、铜的累积量较高，镉的累积量最低，且不同配比的基质上植物的重金属累积量存在差异。

4) 植物的重金属富集系数表明，金叶女贞与狗

牙根对镉、铅、铜存在一定的富集作用，但对于锌、镍的富集不明显。金叶女贞对 5 种重金属元素的富集系数均随基质中腐熟污泥比例的增加而出现下降的情况，而狗牙根对与锌、铜的富集也出现了类似的情况。腐熟污泥的加入会使基质中重金属的本底值上升，其在带来养分的同时也带来了盐分，这些因素的综合可能最终导致了高腐熟污泥比例下植物对重金属富集能力的降低。

5) 以水基钻屑为原料的基质其重金属含量符合相应标准要求，且在适宜配比下可以满足耐盐先锋植物的生长，对于废弃钻屑的消纳具有一定的意义。

参考文献：

[1] 张春, 金吉中, 张思兰, 等. 水基钻屑固化填埋对周边土壤环境的影响[J]. 油气田环境保护, 2017, 27(2): 40-42.

- [2] 岳婷, 胡社荣, 彭纪超, 等. 页岩气勘探开发过程中的若干环境和生态问题[J]. 中国矿业, 2013, 22(3): 12–15, 28.
- [3] 熊德明, 张思兰, 冯斌, 等. 涪陵页岩气勘探开发环保现状分析[J]. 西安石油大学学报(自然科学版), 2016, 31(6): 48–53.
- [4] 张思兰, 张春, 何敏, 等. 水基钻屑特性分析及其土地利用关键问题初探[J]. 安全与环境学报, 2018, 18(3): 1150–1154.
- [5] 李小敏, 史聆聆, 马建锋, 等. 我国页岩气开发的环境影响特征[J]. 环境工程, 2015, 33(9): 139–143.
- [6] 谢水祥, 任雯, 乔川, 等. 可实现废水基钻井液再生利用的电化学吸附法[J]. 天然气工业, 2018, 38(3): 76–80.
- [7] 陈立荣, 何天鹏, 贺吉安, 等. 钻井固废资源化处置利用技术综述[J]. 油气田环境保护, 2018, 28(2): 7–9, 17.
- [8] 国家卫生和计划生育委员会, 国家食品药品监督管理总局. 食品安全国家标准食品中锌的测定: GB5009.14—2017[S]. 北京: 中国标准出版社, 2017.
- [9] 国家卫生和计划生育委员会, 国家食品药品监督管理总局. 食品安全国家标准食品中铜的测定: GB5009.13—2017[S]. 北京: 中国标准出版社, 2017.
- [10] 国家卫生和计划生育委员会, 国家食品药品监督管理总局. 食品安全国家标准食品中铅的测定: GB5009.12—2017[S]. 北京: 中国标准出版社, 2017.
- [11] 国家卫生和计划生育委员会, 国家食品药品监督管理总局. 食品安全国家标准食品中镉的测定: GB5009.15—2017[S]. 北京: 中国标准出版社, 2017.
- [12] 国家卫生和计划生育委员会, 国家食品药品监督管理总局. 食品安全国家标准食品中铬的测定: GB5009.123—2014[S]. 北京: 中国标准出版社, 2014.
- [13] 国家卫生和计划生育委员会, 国家食品药品监督管理总局. 食品安全国家标准食品中镍的测定: GB5009.138—2017[S]. 北京: 中国标准出版社, 2017.
- [14] 国家卫生和计划生育委员会, 国家食品药品监督管理总局. 食品安全国家标准食品中总汞及有机汞的测定: GB5009.17—2014[S]. 北京: 中国标准出版社, 2014.
- [15] 国家卫生和计划生育委员会, 国家食品药品监督管理总局. 食品安全国家标准食品中总砷及无机砷的测定: GB5009.11—2014[S]. 北京: 中国标准出版社, 2014.
- [16] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 土壤质量总汞、总砷、总铅的测定 原子荧光法第 1 部分: 土壤中总汞的测定: GB/T 22105.1—2008[S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.
- [17] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 土壤质量总汞、总砷、总铅的测定 原子荧光法第 2 部分: 土壤中总砷的测定: GB/T 22105.2—2008[S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.
- [18] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 1999.
- [19] 桑玉全, 马晓蕾, 赵凯. 钻井废弃泥浆对周围土壤环境的影响研究[C]//中国环境科学学会. 2007 中国环境科学学会学术年会优秀论文集(上卷). 北京: 中国环境科学学会, 2007: 1088–1094.
- [20] 陈晓蓉, 孙克君, 王俊, 等. 污泥保水功能的研究及应用初报[J]. 水土保持通报, 2011, 31(5): 200–203, 214.
- [21] 蒋波, 傅佳骏, 蔡伟民. 阳离子表面活性剂改善污泥脱水性能的机理研究[J]. 中国给水排水, 2006, 22(23): 59–62, 66.
- [22] 张晶, 罗佳, 马艳. 发酵床垫料栽培基质重复利用对辣椒生长和基质性状的影响[J]. 土壤, 2017, 49(6): 1108–1114.
- [23] 李伟明, 黄忠阳, 杜鹃, 等. 不同配方栽培基质对番茄苗期生长的影响[J]. 土壤, 2017, 49(2): 283–288.
- [24] 中华人民共和国农业部. 蔬菜育苗基质: NY/T 2118—2012[S]. 北京: 中国标准出版社, 2012.
- [25] 中华人民共和国住房和城乡建设部. 绿化种植土壤: CJ/T 340—2011[S]. 北京: 中国标准出版社, 2011.
- [26] Saint-Fort R, Ashtani S. Effect of a water-based drilling waste on receiving soil properties and plants growth[J]. Journal of Environmental Science and Health. Part A, Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering, 2014, 49(1): 10–17.
- [27] 曾希柏, 徐建明, 黄巧云, 等. 中国农田重金属问题的若干思考[J]. 土壤学报, 2013, 50(1): 186–194.
- [28] 薛艳, 沈振国, 周东美. 蔬菜对土壤重金属吸收的差异与机理[J]. 土壤, 2005, 37(1): 32–36.