

· 专论与综述 ·

花卉修复土壤重金属污染研究进展

王焱¹, 李江遐¹, 王冬良¹, 王蓉², 马友华^{1*}

(1. 安徽农业大学, 安徽 合肥 230036; 2. 励源海博斯环保科技有限公司, 安徽 合肥 230088)

摘要: 鉴于植物修复土壤重金属污染的应用潜力, 分析了花卉植物的耐受性和积累性, 并在植物修复机理的基础上, 提出了花卉与活化剂联合修复、花卉与农艺措施联合修复等强化措施来提高修复效率。针对花卉修复的局限性, 指出了花卉修复土壤重金属污染的发展趋势和方向。

关键词: 花卉; 植物修复; 土壤污染; 重金属

中图分类号: X53

文献标志码: A

文章编号: 1006-2009(2019)05-0001-05

Research Progress on Phytoremediation of Heavy Metal Contaminated Soil by Flowers

WANG Yao¹, LI Jiang-xia¹, WANG Dong-liang¹, WANG Rong², MA You-hua^{1*}

(1. Anhui Agricultural University, Hefei, Anhui 230036, China;

2. Liyuan Haibos Environmental Protection Technology Co., Ltd., Hefei, Anhui 230088, China)

Abstract: In view of the potential of phytoremediation for heavy metal contaminated soil, this paper analyzed the heavy metal tolerance and accumulation of flowers, summarized the application of combined remediation technique as flowers with activators, or flowers with agronomic measures for increasing remediation efficiency, pointed out the development tendency and direction of phytoremediation for heavy metal contaminated soil against the limitation of flower remediation.

Key words: Flowers; Phytoremediation; Contaminated soil; Heavy metal

经济快速发展带来的环境污染问题日益突出, 各类含重金属的污染物流入土体, 造成土壤中重金属的累积和富集^[1]。据《全国土壤污染状况调查公报》^[2]显示, 2014年我国土壤总的点位超标率(指超标点位数量占调查点位总数的比例)为16.1%, 重金属污染土壤中以Cd污染最为严重, 每年因重金属污染而减产的粮食达 1.2×10^7 t^[3]。植物修复技术具有绿色、环保、不破坏土壤生态环境和无二次污染等优势, 越来越受到国内外研究人员的重视, 并成为近年来土壤重金属污染修复研究的热点^[4]。花卉修复本质上属于植物修复的范畴, 在美化环境的同时, 又可有效地清除土壤中的重金属, 实现经济和生态双重效益。据报道^[5], 美国每年因植物修复带来的收入达1亿~1.5亿美元。花卉吸收污染物后通常不食用, 可作为商品出售供观赏, 因而降低了重金属进入食物链的风险。

此外, 花卉精油中含有的香料和抗菌成分可广泛用于制作香料、防腐剂和提高人体免疫力, 作为保健精油或用于疾病治疗^[6]。今分析花卉在重金属污染土壤修复中的应用潜力, 基于植物修复机理, 提出一系列强化措施来提高修复效率, 并针对花卉修复的局限性, 指出花卉修复重金属污染土壤的发展趋势, 以期为土壤重金属污染治理提供理论依据。

1 花卉在重金属污染土壤修复中的应用潜力

1.1 花卉对重金属的耐性

收稿日期: 2018-08-30; 修订日期: 2019-06-18

基金项目: 安徽省科技重大攻关“农田重金属污染高效修复材料的开发与应用”基金资助项目(No. 17030701053)

作者简介: 王焱(1994—), 女, 甘肃庆阳人, 在读研究生, 研究方向为土壤重金属污染与修复。

* 通信作者: 马友华 E-mail: yhma2020@qq.com

很多花卉植物对重金属有一定的耐性,部分花卉在重金属含量较高的地方也能正常生长。贾永霞等^[7]通过研究细叶美女樱(*Verbena Tenera* Spreng)对Cd的耐性发现,在20 mg/kg~80 mg/kg的Cd处理下其不仅没有表现出明显的毒害现象,还能促进植株生长。刘家女等^[8]通过对紫茉莉(*Mirabilis jalapa* L.)、蜀葵(*Althaea rosea* Cav.)、百日草(*Zinnia elegans* Jacq)和万寿菊(*Tagetes erecta* L.)4种花卉的研究发现,与对照组相比,其不但表现出较强的耐性,而且当土壤中Cd的质量比达到100 mg/kg时,地上部重金属含量均超过Cd超积累植物的临界值,因而可作为修复Cd污染土壤的首选花卉植物。张静言^[9]通过10种植物对土壤中Cu胁迫响应和富集特征分析,初步确定菊花的3个品种“北国之春”“北吉峰”“红珍珠”,以及柠檬百里香(*Thymus × citriodorus*)、海蝇子草(*Silene gallica* Linn.)、虎杖(*Reynoutria japonica* Houtt.)均为Cu超富集植物,其中“北国之春”和“北吉峰”对Cu的最大积累量分别可达15 585 mg/kg和12 269 mg/kg。陆生花卉因为根系为纤维状且发达,在增加根系面积的同时,还能提高植物修复效率^[10]。杨学乐等^[11]通过耐受性植物油葵(*Helianthus annuus* Linn.)和棉花对Cd的富集特征研究发现,由于向日葵根系发达,抗逆性强,随着外源Cd的添加,重金属Cd主要集中在油葵根系和叶片中,单株地上部最大吸收量为601.95 μg,故可将其用于Cd污染土壤修复。

自然界中还存在一些能够吸收大气污染物如HF和Cl₂的花卉。钟敏等^[12]对种植于稀土尾砂上的金银花(*Lonicera japonica* Thunb)进行重金属检测,发现金银花中Zn的含量超过尾砂中Zn的含量,说明其对Zn可能具有富集作用。推测此类花卉可能对重金属有较强的吸收和积累能力,当气体进入植物机体后,经过一系列生物化学转化,形成F⁻、[HF₂]⁻、[F₃]³⁻、[F₄]⁴⁻、Cl⁻、[Cl₃]³⁻、[Cl₄]⁴⁻等配位体,其与植物组织中的金属离子发生配位螯合反应,形成金属螯合物,将重金属固定、积累在植物组织中^[13]。上述研究为今后花卉修复重金属污染土壤提供了理论基础。

1.2 花卉对Cd和Pb的积累

目前研究发现的超积累花卉以吸收污染土壤中的Cd和Pb居多。植物根系吸收重金属后将其转移至地上部,在植物充分生长和金属积累之后,

植物地上部分被收割和移除,以达到降低或去除土壤中重金属的目的^[14]。所选用的花卉不仅要生长周期短、生物量大、抗病虫害能力强,还要具备富集多种重金属的能力^[15]。

土壤中的Cd具有较强的蓄积性、迁移能力和易被植物吸收等特点,而部分花卉植物在一定浓度的Cd污染条件下还能完成正常的生长发育。刘家女等^[16]通过紫茉莉、金盏菊、蜀葵、凤仙(*Impatiens balsamina* L.)4种花卉对Cd的耐性研究发现,其耐Cd质量比水平为300 mg/kg,用500 mg/kg的Cd处理,紫茉莉会逐渐出现植株矮小,叶片失绿、脱落等现象。刘周莉等^[17]通过对金银花在Cd胁迫下的生长反应研究发现,当Cd质量浓度为25 mg/L时,金银花地上部Cd的质量比达到286.12 μg/g,具备Cd超富集植物特征。此外,金银花的药用价值开发仅限于以叶为原料,在Cd污染地区种植金银花,既可以改良土壤,改善生态环境,又可以获得可观的经济效益。

由于Pb具有很高的电负性,在自然界中易与Fe、Al的氧化物、有机质等形成化合物,因而难以被花卉植物吸收^[18]。然而,一些花卉却具有较强的Pb富集和转移能力。李翠兰等^[19]研究发现,紫茉莉、紫花玉簪(*Hosta ventricosa*)和鸭跖草(*Commelina communis*)在0 mg/L~1 000 mg/L质量浓度的Pb处理下,其地上部Pb含量和富集系数均显著高于其他花卉植物,鉴于紫花玉簪具有较大的生物量,可以考虑连续种植。合理的农艺调控措施也能促进重金属污染土壤修复,达到边修复边生产的目的。肖璇^[20]通过向日葵整株植物对土壤中Pb的积累研究发现,其吸收量可达1 601 μg/株。此外,针对Pb污染的坡地类型,可采用马铃薯与向日葵套作模式,既实现了不同作物对空间、光、热资源的有效利用,又降低了马铃薯对土壤中Pb的富集量^[21],修复污染土壤时兼顾了经济和生态效益。

2 花卉修复土壤重金属污染的机理及强化措施

2.1 修复机理

超积累植物在重金属污染土壤中能够正常生长,并且其地上部能够富集高浓度的重金属,甚至超过大量元素。国内外很多学者运用多种方法探究重金属在植物中的存在形态和分布,以揭示超积累植物的解毒机制。目前,公认超积累植物富集重金属的生理机制主要有两种。一种是将有毒的重

金属区域化于表皮、叶肉、细胞壁、液泡等生命活性较弱的组织或器官中,从而降低重金属对植物的毒害。据报道^[22],在东南景天(*Sedum alfredii* Hance)中,Zn 更倾向于积累在叶表皮、茎表皮及维管束鞘中。在 Cr 超积累植物李氏禾(*Leersia hexandra* Swartz.)中,Cr 更倾向于储存在细胞壁及叶片液泡中^[23]。另一种是有机物质对超积累植物中的重金属离子螯合,达到去除或降低其毒性的目的。如金盏菊(*Calendula officinalis* L.)和木槿(*Hibiscus syriacus* Linn.)等花卉能吸收 H₂S,原因是其植物体内形成了较多的含硫氨基酸或巯基有机化合物^[16],与重金属有很强的化学亲和能力,促使根部吸收的重金属进入植物体内并固定。对于重金属 Cd 和 Pb,可能是化学反应释放的 H⁺ 经花卉根系分泌到土壤环境中,使得土壤 pH 值下降,提高了难溶金属在土壤溶液中的溶解度,从而促进植物根系对金属离子的吸收^[24]。如此循环往复,构成了此类花卉植物对重金属的超积累过程。

此外,超积累花卉还可以通过质外体和共质体途径吸收土壤中的矿质营养包括重金属,再以离子或金属螯合物的形态进入植物体内^[25],在植物根部随着水分吸收而迁移、运输到其他部位。超积累植物中重金属的积累和解毒机制受内源基因表达的控制^[26]。Nagata 等^[27]利用基因工程手段研究发现,通过构建含有汞运载体(Mer T)和表达超积累 Hg 的多聚磷酸盐激酶基因(poly P)载体转化获得的转基因烟草,不仅提高了对 Hg 的吸收能力,而且增强了对 Hg 的积累。

2.2 强化措施

2.2.1 超积累花卉与活化剂联合修复

研究发现,添加螯合试剂或有机酸能促进重金属解吸到溶液中,从而提高植物修复效率^[28]。王莉玮等^[29]通过盆栽试验研究发现,添加螯合剂乙二胺四乙酸(EDTA)和表面活性剂(SAA)能明显增加土壤中有效态重金属的含量,不仅可以降低植物根际圈的 pH 值,促进难溶性重金属沉淀和矿物溶解,提高金属元素的有效性,而且进入根部的重金属会随着植物对水分的吸收向地上部迁移转化,为叶片对重金属的挥发或固定积累提供更多的可能^[30]。通常,幼叶比成熟叶片更易吸收外源污染物。植物根的吸收能力及叶片的固定、贮藏和积累能力与重金属的疏水性、分子量等化学性质,以及外源污染物浓度和温度等渗透条件相关^[31]。对添

加不同剂量 EDTA 的研究表明,当 EDTA 加入量为 0.5 g/kg 时,向日葵(*Helianthus annuus* L.)对土壤中 Cd 和 Ni 的吸收效果最好,此时其体内 Cd 和 Ni 的质量比由 34 mg/kg 和 15 mg/kg 分别上升至 115 mg/kg 和 117 mg/kg^[32-34]。曹志远等^[35]比较了 2 种螯合剂(EDTA 和 NTA)的不同施用方式对紫茉莉和百日草修复 Pb 污染土壤的效果,结果表明,紫茉莉在收获前 2 周先施用 EDTA,1 周后再施用 NTA,且 $w(\text{NTA}):w(\text{EDTA})=1:2$ 时,对 Pb 污染土壤能达到最佳的修复效果。

2.2.2 超积累花卉与农艺措施联合修复

农艺措施会影响植物生长或改变土壤重金属的有效性,施肥是提高作物产量和改善土壤质量常用的农艺措施。郭劲君等^[36]对菊科植物硫华菊(*Cosmos sulphureus* Cav.)和波斯菊(*Cosmos bipinnata* Cav.)的研究表明,合理施用氮磷钾(NPK)肥可以明显提高花卉对土壤 Pb 的修复效率。土壤 pH 值和有机质含量与重金属形态分布有一定的相关性,会导致重金属不同形态之间的迁移转化^[37]。适宜的栽培密度有利于植物形成良好的根系结构,提高根系吸收营养和重金属的能力。李艳艳^[38]通过对孔雀草(*Tagetes patula* L.)的研究表明,适宜的种植密度有利于孔雀草生物量及 Cd 提取量的增加。此外,在修复过程中可以采用边修复边生产的模式,如低积累作物与高富集植物间套种的修复技术模式^[39]。收获方式也可能影响植物修复效率,在植物生物量最大且重金属含量最高的时候收获,不仅可以获得最大的清除率,还可有效地缩短修复植物的种植年限^[40]。

3 花卉修复土壤重金属污染的局限性和发展趋势

3.1 花卉修复的局限性

首先,目前发现的大多数超积累花卉普遍生物量小、植株矮小,限制了其在土壤污染修复中的应用,且草本类花卉的根系较浅,向下生长时容易受到周围环境的影响,因而只适用于根系所能伸展的范围^[41]。其次,一些药用花卉在修复重金属污染土壤时,污染物浓度过高会对花卉生长产生毒害作用,降低其药效成分。因此,应摸清药用花卉的代谢规律,以达到减毒存效的目的,使其符合中草药中重金属元素的限量标准^[42]。第三,花卉富集重金属的单一性较强,只能针对特定的重金属进行修复,能同时针对 3 种以上污染物的超积累花卉不

多。第四,土壤中重金属的生物有效性低,重金属一旦进入土壤,将通过一系列物理、化学过程转变为难溶态,而植物吸收的主要形态为溶解态和易溶态^[43]。花卉修复土壤重金属污染需要通过添加螯合剂的方式,促进重金属从土壤固相解吸到溶液中,增加其有效性。需要注意的是,活化后的重金属长时间存在于土壤中,难免会对土壤和地下水造成二次污染^[44]。此外,还应考虑螯合剂自身的污染问题,在修复时可以设置土壤防渗墙,防止其对周边土壤和地下水造成污染。第五,从生态和绿色的角度看待采取基因改良花卉清理受重金属污染的生态系统所面临的挑战,其中生物安全评估及遗传污染所带来的危害不容忽视^[45]。

3.2 花卉修复的发展趋势

超积累花卉修复作为一种可以边生产边修复的原位绿色技术,具有广阔的应用前景。虽然经过30多年的发展,在土壤重金属污染植物修复原理与技术方面取得了大量的科研成果,但是仍有一些理论和技术问题需要解决,大规模商业化应用的成功案例也相对匮乏。因此,在今后的研究中,应该重点突破制约其大规模应用的关键技术问题。

(1) 花卉修复技术的核心是寻找超富集花卉植物,尤其是加大能够在田间大规模应用的超积累植物的筛选和发现力度,并充分利用现代生物学手段,对现有超积累花卉修复重金属的耐性和富集能力进行优化处理。

(2) 花卉转移重金属的能力因花卉种类和重金属类型而异,同种花卉不同部位积累重金属的能力也不尽相同。因此,可以通过一系列强化措施来增强花卉的修复效果,同时建立和完善超积累花卉与低积累作物轮作或间套作的农艺管理体系,推广边生产边修复的技术模式。

(3) 修复花卉收获后的处理技术也是花卉植物修复技术的重要组成部分,而目前修复后植物的应用价值还未得到全面挖掘。对于收获后的花卉,在确保植株内重金属含量符合安全限值标准的前提下,可对其进行工艺提取和深度加工,引导土壤重金属修复产业的发展。

[参考文献]

[1] BAUDDH K, SINGH R P. Assessment of metal uptake capacity of castor bean and mustard for phytoremediation of nickel from contaminated soil [J]. *Bioremediation Journal*, 2015, 19 (2):

124 - 138.

- [2] 环境保护部,国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[J]. 中国环保产业, 2014, 36(5): 10 - 11.
- [3] YAO Z T, LI J H, XIE H H, et al. Review on remediation technologies of soil contaminated by heavy metals[J]. *Procedia Environmental Sciences*, 2012, 16(4): 722 - 729.
- [4] MAHAR A, WANG P, ALI A, et al. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2016, 126: 111 - 121.
- [5] HOODA V. Phytoremediation of toxic metals from soil and waste water[J]. *The Journal of Environmental Biology*, 2007, 28(2): 367 - 376.
- [6] FRENCH C J, DICKINSON N M, PUTWAIN P D. Woody biomass phytoremediation of contaminated brown field land[J]. *Environmental Pollution*, 2006, 141(3): 387 - 395.
- [7] 贾永霞,李弦,罗弦,等. 细叶美女樱(*Verbena Tenora* Spreng)对镉的耐性和富集特征研究[J]. *生态环境学报*, 2016, 25(6): 1054 - 1060.
- [8] 刘家女,周启星,孙挺. Cd - Pb复合污染条件下3种花卉植物的生长反应及超积累特性研究[J]. *环境科学学报*, 2006, 26(12): 2039 - 2044.
- [9] 张静言. 铜超富集植物的初步筛选研究[D]. 北京:北京林业大学, 2014.
- [10] AKHTER M F, OMELOON C R, GORDON R A, et al. Localization and chemical speciation of cadmium in the roots of barley and lettuce[J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2014, 100: 10 - 19.
- [11] 杨学乐,何录秋,刘寿明,等. 向日葵、油菜对镉胁迫反应及对镉污染土地修复作用研究进展[J]. *作物研究*, 2017, 31(1): 93 - 98.
- [12] 钟敏,郭礼荣,贺强,等. 中草药在赣南稀土尾砂治理中的适应性研究[J]. *中国水土保持*, 2017(11): 57 - 60, 67.
- [13] 徐剑锋,王雷,熊瑛,等. 土壤重金属污染强化植物修复技术研究进展[J]. *环境工程技术学报*, 2017, 7(3): 366 - 373.
- [14] 孙鑫,姜燕宏,王会,等. 重金属污染土壤的植物强化修复研究进展[J]. *土壤通报*, 2017, 48(4): 1008 - 1013.
- [15] 邵泽强,李翠兰,张晋京. 花卉植物修复铅污染土壤的研究现状及展望[J]. *环境科学与管理*, 2010, 35(9): 23 - 25.
- [16] 刘家女,周启星,孙挺,等. 花卉植物应用于污染土壤修复的可行性研究[J]. *应用生态学报*, 2007, 18(7): 1617 - 1623.
- [17] 刘周莉,何兴元,陈玮,等. 镉胁迫下金银花的生长反应及积累特性[J]. *生态学杂志*, 2009, 28(8): 1579 - 1583.
- [18] 聂亚平,王晓维,万进荣,等. 几种重金属(Pb、Zn、Cd、Cu)的超富集植物种类及增强植物修复措施研究进展[J]. *生态科学*, 2016, 35(2): 174 - 182.
- [19] 李翠兰,邵泽强,王玉军,等. 几种花卉植物对铅富集特征的研究[J]. *水土保持学报*, 2010, 24(4): 127 - 130.
- [20] 肖璇. 油菜和向日葵修复Pb污染土壤的研究[D]. 咸阳:西北农林科技大学, 2009.
- [21] 陆成云,黎霞,王代旺,等. 花卉修复污染环境的研究现状及

- 发展潜力[J]. 江西农业学报, 2015, 27(2): 49-53.
- [22] TIAN S K, LU L L, YANG X E, et al. Stem and leaf sequestration of zine at the cellular level in the hyperaccumulator *Sedum alfredii*[J]. New Phytologist, 2009, 182(1): 116-126.
- [23] LIU J, DUAN C Q, ZHANG X H, et al. Subcellular distribution of chromium in accumulating plant *Leersia hexandra* Swartz[J]. Plant and Soil, 2009, 322(1-2): 187-195.
- [24] 高婧, 梁龙超, 陈卓. 百花湖沉积物与修复植物中重金属形态的初步分析[J]. 环境监测管理与技术, 2017, 29(1): 61-64, 68.
- [25] 薛永, 王苑嫫, 姚泉洪, 等. 植物对土壤重金属镉抗性的研究进展[J]. 生态环境学报, 2014, 23(3): 528-534.
- [26] 孙瑞莲, 周启星. 高等植物重金属耐性与超累积特性及其分子机理研究[J]. 植物生态学报, 2005, 29(3): 497-504.
- [27] NAGATA T, NAKAMURA A, AKIZAWA T, et al. Genetic engineering of transgenic tobacco for enhanced uptake and bioaccumulation of mercury[J]. Biological and Pharmaceutical Bulletin, 2009, 32(9): 1491-1495.
- [28] COELHO L C, BASTOS A R R, PINHO P J, et al. Marigold (*Tagetes erecta*): The potential value in the phytoremediation of chromium[J]. Pedosphere, 2017, 27(3): 559-568.
- [29] 王莉玮, 陈玉成, 董姗姗. 表面活性剂与螯合剂对植物吸收 Cd 及 Cu 的影响[J]. 西南农业大学学报(自然科学版), 2004, 26(6): 745-749.
- [30] 刘婕, 朱宇恩, 刘娜, 等. EDTA 和柠檬酸对反枝苋 (*Amaranthus retroflexus* L.) Cu 迁移富集影响研究[J]. 生态环境学报, 2015, 24(8): 1399-1405.
- [31] 魏树和, 周启星, 张凯松, 等. 根际圈在污染土壤修复中的作用与机理分析[J]. 应用生态学报, 2003, 14(1): 143-147.
- [32] CHEN H, CUTRIGHT T. EDTA and HEDTA effects on Cd, Cr, and Ni uptake by *Helianthus annuus*[J]. Chemosphere, 2001, 45(1): 21-28.
- [33] TURGUT C, PEPE M K, CUTRIGHT T J. The effect of EDTA and citric acid on phytoremediation of Cd, Cr, and Ni from soil using *Helianthus annuus* [J]. Environmental Pollution, 2004, 131(1): 147-154.
- [34] TURGUT C, PEPE M K, CUTRIGHT T J. The effect of EDTA on *Helianthus annuus* uptake, selectivity, and translocation of heavy metals when grown in Ohio, New Mexico and Colombia soils[J]. Chemosphere, 2005, 58(8): 1087-1095.
- [35] 曹志远, 王开爽, 谢修鸿, 等. 螯合剂不同施用方式下花卉植物修复铅污染土壤的效果[J]. 水土保持学报, 2014, 28(5): 286-290.
- [36] 郭劲君, 杨军, 胡健, 等. 施肥对硫华菊和波斯菊吸收积累铅的影响[J]. 生态学杂志, 2018, 37(6): 1744-1751.
- [37] 吴丽娟, 任兰, 陆喜红, 等. 南京市农用地土壤中重金属形态特征分析[J]. 环境监测管理与技术, 2018, 30(4): 57-59, 64.
- [38] 李艳艳. 花卉类 Cd 超富集植物修复强化技术研究[D]. 开封: 河南大学, 2017.
- [39] 卫泽斌, 郭晓方, 丘锦荣, 等. 间套作体系在污染土壤修复中的应用研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(S1): 267-272.
- [40] 李娜, 吴龙华, 骆永明, 等. 收获方式对污染土壤上伴矿景天锌镉吸收性的影响[J]. 土壤学报, 2009, 46(4): 725-728.
- [41] 白向玉, 刘汉湖, 胡佳佳, 等. 重金属污染土壤的花卉植物修复技术研究进展及发展趋势[J]. 安徽农业科学, 2009, 37(18): 8672-8674.
- [42] 田仲鹤, 郭绍芬, 李淑芹, 等. 镧对金银花中重金属及药效成分含量的影响[J]. 中国稀土学报, 2015, 33(3): 363-369.
- [43] 李翠兰. 长春市绿地铅污染评价及其植物修复研究[D]. 长春: 吉林农业大学, 2011.
- [44] 张永江, 邓茂, 黄晓容, 等. 生态保护区饮用水源地水质金属健康风险评价[J]. 环境监测管理与技术, 2017, 29(3): 32-36.
- [45] MANI D, KUMAR C. Biotechnological advances in bioremediation of heavy metals contaminated ecosystems: an overview with special reference to phytoremediation[J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2014, 11(3): 843-872.

· 简讯 ·

《生物多样性公约》第十五次缔约方大会(COP15)主题发布

9月3日,生态环境部部长李干杰与《生物多样性公约》(以下简称《公约》)执行秘书克里斯蒂娜·帕斯卡·帕梅尔共同发布《公约》第十五次缔约方大会(COP15)主题:“生态文明:共建地球生命共同体”。李干杰表示,这一主题顺应了世界绿色发展潮流,表达了全世界人民共建共享地球生命共同体的愿望和心声,彰显了习近平生态文明思想的鲜明世界意义。主题对引导国际社会保护生物多样性的政治意愿,推进全球生态文明建设,努力达成《公约》提出的到2050年实现生物多样性可持续利用和惠益分享,实现“人与自然和谐共生”美好愿景具有重要作用。中国政府将认真履行东道国义务,全力做好COP15筹备工作,确保办成一届圆满成功、具有里程碑意义的缔约方大会,为全球生物多样性保护和可持续发展贡献中国智慧和力量。帕梅尔对中方为筹备COP15所做的周密细致工作给予充分肯定并表示感谢。她认为,主题体现了中国政府推动全球生物多样性保护的主人翁意识和责任意识,对推进全球生物多样性保护、实现全球可持续发展具有重要意义。据悉,2020年COP15将在中国昆明举行,大会将审议“2020年后全球生物多样性框架”,确定2030年全球生物多样性新目标。

摘自 <http://hbt.jiangsu.gov.cn> 2019-09-04