

修复植物产后处置技术现状与展望^①

李 宁^{1,2} 吴龙华¹ 孙小峰^{1,3} 李法云² 骆永明¹

(1 中国科学院南京土壤研究所土壤与环境生物修复研究中心 南京 210008; 2 辽宁大学环境与生命科学学院 沈阳 110036; 3 中国科学院研究生院 北京 100049)

摘 要 针对修复植物的类型、特点、应用潜力探讨了修复植物的处置方法,如焚烧法、压缩填埋法、堆肥法等,有的还可使超积累植物残体得到回收利用,避免其对环境造成“二次污染”。同时指出了目前修复植物处置存在的问题及今后应重视的研究方向,以期为修复植物的资源化综合利用提供途径与方法,为植物修复应用和推广奠定技术基础。

关键词 超积累植物; 修复植物处置; 资源化; 植物修复

中图分类号 X53

目前,我国重金属污染的土壤面积已达 2000 万 hm^2 , 占总耕地面积的 1/6, 尤其是长江三角洲地区农田重金属污染事件越来越多, 严重地影响了土壤质量, 土壤污染问题亟待解决^[1-3]。自从 20 世纪 80 年代以来, 植物修复以治理效果的永久性、治理过程的原位性、治理成本的低廉性、环境美学的兼容性、后期处理的简易性等特点^[4], 开始进入产业化初期阶段, 且因其独特技术及经济优势, 逐渐发展成为污染治理的重要途径之一。但有关修复重金属污染土壤后的植物的处置方面, 目前国内外少有研究报道。本文针对以上问题, 综述了学者们探索的一些处置方法, 如焚烧法、压缩填埋法、堆肥法等, 以期为植物修复后植物残体的减量化、无害化提供有效途径, 为可能的资源化应用提供理论依据和实际应用的技术基础。

1 修复植物作为废弃物的产后处置技术

1.1 焚烧法

焚烧法是一种高温热处理技术, 以一定的过剩空气与被处理的有机废物在焚烧炉内进行氧化燃烧反应, 有毒有害物质在高温下氧化、热解而被破坏, 是一种可同时实现废物“三化”的处理技术: 焚毁废物, 使被焚烧的物质变为无害和最大限度地减容, 尽量减少新的污染物产生, 焚烧产生的热能可回收利用。

在收获超积累植物前, 施加干燥剂是十分必要

的, 一般加入草甘膦或其他除草剂^[5], 以减少植物总重量和收获、运输过程中植物汁液的产生。

通过回转煅烧窑技术工艺可将超积累植物在铅锌熔炼炉中焚烧, 这一装置可以处理积累不同重金属的超积累植物。焚烧后, 植物体中有机物质分解, 主要以氧化物的形式释放出重金属, 它们或是和炉渣结合在一起、或以气体的形式释放, 先进的烟道清洁技术可以确保以飞灰形态存在的重金属完全被回收。AMANASU 技术公司应用离子和微波的共振效应可提高温度及离子密度的原理开发了等离子增值炉以实现熔解的处理过程, 经等离子炉处理后几乎不会排出剧毒物质和 CO_2 ^[6]。

焚烧的飞灰通过飞灰固化装置与人工合成的螯合剂(聚胺与 CS_2 在碱性条件下的产物)相结合, 得到固化产物。该螯合剂与水泥、石灰和硫化钠相比, 它具有明显的优势: 显著减少固化产物的体积, 随着环境 pH 的变化, 不易产生渗滤现象, 保证了环境安全并可以产生一定的经济效益^[7]。使用人工合成的螯合剂形成的固化产物, 可通过高温挥发法或在酸、碱媒介中湿法冶炼, 提取重金属。

通过电磁技术、电渗析、火法精炼、湿法冶炼可以提取灰分中的 As 和 Se, 火法冶炼可以提取飞灰中的 V 和 Ni^[8]。Stucki 等^[9]火法冶炼固化飞灰的处置结果显示, 在减少氯化物大量产生的前提下, 99% 以上的 Cd、Cu、Pb、Zn 作为重金属冷凝物被回收。

^①国家高技术研究发展计划(863)项目(2004AA649050)、国家自然科学基金委员会杰出青年基金(40125005)、国家重点基础研究发展规划(973)项目(2002CB410809)资助。

上述措施在回收重金属的同时也造成了一定的环境负荷。对火法冶炼和电渗析而言,需要耗费大量的电能;火法冶炼还会排放大量危险尾气到大气中,灰分固化过程中需投加螯合剂等多种化学药品,而此方面的调查研究还没有广泛而深入地开展,其对环境的影响尚待进一步评价。

1.2 堆肥法

一些专家建议堆肥法值得广泛推广^[10],堆肥法作为一种处理方法,它起的作用是减少植物体的生物量和体积,同时便于运输和后处理。Pb 超积累植物的实验室研究发现:将植物粉碎成粒径为 0.16 cm,置于 125 ml 玻璃容器中腐解,连续通气供氧 2 个月,结果发现,干物质减少了 25%。然而,渗滤试验显示堆肥腐解过程中形成了可溶态的有机化合物,使 Pb 的溶解性大大增强^[11]。

EDTA 作为螯合剂提高超积累植物对污染土壤修复效率,是被科学界所广泛接受的,Pb-EDTA 在 Pb 超积累植物—印度芥菜体内大量积累^[12,13],Sarret^[14]研究发现 *Phaseolus vulgaris* 体内存在 Zn-EDTA、Pb-EDTA 两种复合物,Zn-EDTA 可以从植物体中被分离,Pb-EDTA 只能部分从植物体中分离。表明添加螯合剂处理的污染土壤中生长的超积累植物体内含有大量可浸出性和游离性的金属与螯合剂形成的复合物。Zhao 等^[15]研究发现,超积累植物叶片中的 Zn 大部分以水溶态形式存在,所以,在堆肥腐解过程中,任何一种超积累植物的堆腐,都要严格控制堆肥中的渗滤液,以免渗滤液流失,造成“二次污染”。

超积累植物生物量的明显减少是腐解堆肥预处理中一个明显的优势,减小体积和水分含量可以显著地降低运输成本和后续处理成本,极大地减少最终处理的工作量,但是,堆肥的腐熟大约需要 2~3 个月的时间,直接延缓了从植物收获到最终的产后处置,同时,因为重金属并没有被去除,只是形态上发生了变化,如果管理不善,很容易造成“二次污染”。对作物有害的重金属超积累植物可以采用堆肥法对其进行有效的预处理;此外,对于作物必需的微量元素 Cu 等,可以通过超富集植物如海州香薷制成含 Cu 有机肥料,对缺 Cu 土壤进行定量施用,以提高其产量,目前,中国科学院南京土壤研究所正在进行此项具体研究工作。

堆肥法使用较多的设备是发酵仓系统,它是使物料在部分或全部封闭的容器内,控制通气和水分条件,使物料进行生物降解和转化。堆肥的整个工

艺包括通风、温度控制、水分控制、无害化控制等几个方面。优点是:①堆肥设备占地面积小;②能够进行很好的过程控制(水、气、温度等);③堆肥过程不受气候条件的影响;④能够对废气进行统一的收集处理,防止了对环境的二次污染,同时也解决了臭味问题。但是发酵仓系统也存在着不足:①高额的投资,包括堆肥设备的投资(设计、制造等)、运行费用及维护费用;②由于相对短的堆肥周期,堆肥产品会有潜在的不稳定性,一段时间的堆腐不足以得到一个稳定的、无臭味的产品,堆肥的后熟期相对延长^[16]。

1.3 压缩填埋法

压缩系统由一个压力封闭装置和渗滤液收集装置构成,和堆肥法相似之处是:由于压力使植物残体产生的渗滤液中含有高浓度的重金属与螯合剂形成的复合物,如 Ni、Cd、Zn 的可溶态和生物有效态^[14,15],所以,渗滤液应妥善处理,然后将植物残体和渗滤液一并填埋到特殊处置的场地。文献中尚未有安全、有效处理渗滤液的方法的报道。

对于超积累植物,直接处置法可能是最简便易行,又是最实际的一种处理方法,但是直接处置法并未受到像上述那些方法的重视,其优势在于可以节省大量的时间,减小体积。致命的缺点就是植物生物量较大,不易运输,需要占用经过特殊处理的场地,运行成本高,处理效率低,同时,堆放自然分解过程中,危险废物并没有消除,最终产品仍然有风险性。

1.4 高温分解法

高温分解法作为处理城市固体废弃物的新方法同样适用于超积累植物的产后处置^[17]。此法是在高温和厌氧情况下对植物剧烈热激发,使植物体瞬间分解的一种处理方法。一套设备每天可以处理 40 t 废物,处理费用为 200~300 元/t,由于整个处理过程是在密闭条件下进行的,所以不会向空气中排放任何有毒有害气体,植物体积明显减少,在高温分解过程中,可以获得有用的副产品—裂解气,可被当作燃料利用。重金属污染物将和另一种产物—焦炭渣结合在一起,此种结合物仍然属于危险废物,最终产品仍然有风险性(焦炭渣)。

此法的优势在于:形成的焦炭渣可代替焚烧法中的焦炭对 Pb、Zn 的超积累植物进行熔炼,从而回收 Pb、Zn 等重金属。可将固体废物中的有机物转化为以燃料气和炭黑为主的贮存性能源;因为是缺氧分解,排气量少,NO_x 的产生量少,有利于减

轻对大气环境的二次污染；废物中的硫、重金属等有害成分大部分被固定在炭黑中^[18]。与焚烧法相比，高温分解法的产物裂解气和生物油可作燃料为整个体系供热，并产生较少的CO、飞灰和焦油。与压缩填埋法相比，油的运输和存储要远比处理植物体要方便得多。其不足之处在于：含水率是影响高温分解法产物产率、热值的重要因子，所处置的植物含水率不得超过30%；仅用于处理植物残体；需要高额的安装、调试和运行费用。解决含水率的办法是：在收获植物前加入干燥剂草甘膦或其他除草剂，或者参杂种植一些含水率较低的作物。解决高额处理费用的办法，可以与城市固体废弃物一起处理，同时，可以通过两者的混合降低植物体系的含水率。高温分解法的另一个重要因子就是植物残体的粒径，植物体的形状、粒径大小直接影响热化学转变的效率、反应时间和升温比率的调节。

各种不同植物体的组成会产生不同热值，在希腊的Evritania建立的植物高温分解工厂，处理能力是1200~1450 kg/h（植物鲜重），分解温度在450~550℃。植物体通过高温分解产生挥发性的化合物生物油（由大量有机物构成的油相和液相两部分构成）、裂解气（8%~15%）和固态物质焦炭渣（<10%）。如果采用快速高温分解，其主要产品为生物油（50%~70%），反之，产品主要为焦炭渣^[19-21]。高温分解法的部分热量由植物体的燃烧产生，其起始温度逐渐升到150~220℃，在150℃以下，主要烘干植物体；温度在220~250℃之间时，产物一般以液态形式存在，包括乙酸、CO、CO₂和少量的焦油，当温度在280℃以上时，焦油为主要产物；当温度在400~450℃之间，挥发性物质产量达到最大值，而气体的产量随着温度的升高而继续增加^[22]。

值得一提的是生物油。Lakshmi等^[20, 21]通过实验室分析证明：这种生物油含有高浓度的乙二醇、丙酮醇和左旋葡聚糖，且左旋葡聚糖已采用此法进行商业生产。生物油不但可作为替代性的液体燃料，还可作为一种重要的有机化学原料；由于液态燃料作为一种将来普遍通用的能源资源，同时，焦炭渣中的重金属可以回收利用，因而，高温分解法受到了科学界的普遍关注。

1.5 灰化法

灰化法可显著地减少超积累植物的重量和体积^[10]，但并没有具体的实际应用的文献。Hetland等^[11]研究了实验室阶段燃烧炉装置的可行性：含Pb植物体与煤（含少量沥青）混合在一起小火灼烧，可以

减少植物体干重的90%，大部分Pb和飞灰结合在一起。此法中的重金属可以被回收利用，但对其成本和利润的评估并未见相关报导^[23]。研究表明：实验室条件下灰化法是十分可行的，但更多的关于燃烧设备、燃烧装置参数，走出实验室的实际应用和灰分处置研究还有待开展，从而确定其实际应用价值。

1.6 液相萃取法

一些学者研究了用渗滤法萃取超积累植物中的重金属。Hetland等^[11]评价了使用螯合剂从超积累植物体内萃取Pb的技术，处理前植物体内含有Pb 2000 mg/kg，在pH 4.5、Pb和EDTA的物质的量比例为1:4.76时，通过两次连续萃取，可以获得98.5%的Pb，剩余的植物残体不会存在环境风险，同时可以作为城市固体废弃物来处理。如果这种方法可以有效地将Pb与螯合剂分离，实现Pb和螯合剂的重新利用，这种技术必将有广阔的市场前景，并可以产生一定的经济效益。表面上看，液相萃取法使用螯合剂可以有效地提取重金属的效果很好，但是现在的研究仅仅局限在实验室范围，且其与重金属之间的作用机理并不是十分清楚，有待于更进一步研究探讨。

2 修复植物的资源化综合利用

上述处置技术的最大特点是将修复植物作为垃圾或危险废弃物加以处置，而不是将这些植物加以综合利用。超积累/富集植物的特点是极高的金属或类金属浓度，且有一定的生物量，因此，最基本的，可以作为燃料转化成能源；其次，这类植物的利用首先考虑的是对重金属/类金属的回收利用；再者，进行修复植物的处置，如高温分解中产生的裂解气、生物油等，都是可以回收利用的，关键是要有配套的技术与设备。这里简单归纳修复植物的资源化利用途径。

(1)“植物冶金”。科学家们从20世纪80年代提出利用超积累植物治理重金属污染土壤的新思路，通过收获植物去除土壤中的重金属，进而将植物中的重金属提纯为有用的工业原料，以达到治理和回收的双重目的。另外，利用一些植物对重金属的高吸收性，可进行“植物冶金”。Anderson等^[24]发现，在亚麻以及羽扇豆等植物生长到成熟期之后，将一种铵液倒入土壤当中，铵液可在10天之内使土壤中的Au等其他重金属溶解并吸收到植物体内。含Au及其他金属的植物被烧成灰烬后可以获得Au和其

他金属。这种技术也被应用于 Ni 超积累植物的种植与处置。当施加适量的 N、P、K 肥后, Ni 超积累植物—庭芥的生物量可以增长到 9.0 t/hm^2 , Ni 占植物体干重的 0.8%, 占灰分的 11%。按此计算, 可以一次性回收金属 Ni 72 kg/hm^2 [25]。在欧洲一些国家, 柳树因其速生性而被广泛种植并作为能源植物 [26], 同时, 它也是 Cd 超积累植物, 被种植于 Cd 污染地区 [27], 在采取适当措施控制燃烧时植物 Cd “二次污染”的情况下, 这种方法可谓“一举两得”。修复 Zn 污染土壤的遏蓝菜、东南景天收获、焚烧后的灰分含 Zn 量极高 [28-31], 可以作为 Zn 矿处理。

(2) “药用植物”。植物的另外一种功能是其药用价值。人们利用柳树等植物的皮、叶提取物治疗风湿病已有数千年的历史 [32]。Cu 富集植物海州香薷是我国药典植物之一, 其主治范围较为广泛, 可用于治疗包括“暑湿感冒、恶汗发热、头痛无汗”等症, 也可作为抗菌剂、防霉剂 [33]。同时, 海州香薷富含芳香物质, 可用于提取香料 [34]。

(3) “有机微肥”。Cu 作为植物生长必需的微量元素, 适量的 Cu 可促进植物生长。我国部分河谷冲积土壤 Cu 含量极低, 常出现粮食作物不能正常生长的现象, 施用 Cu 肥可显著提高小麦产量和品质 [35-37]。海州香薷是 Cu 矿指示植物, 又是 Cu 的耐性和富集/超富集植物 [38], 将高 Cu 含量的海州香薷植物进行一定的处理后作为含 Cu 有机肥施用, 将可起到既缓解作物缺 Cu 症状、改善土壤肥力状况, 又能高效处置修复植物残体的双重效果。

(4) “防腐原料”。As 的三氧化物—“砒霜”是传统的中药成分之一。研究发现它可用于治疗急性粒细胞白血病 [39]; As 也是很好的防腐剂原料 [40]。As 超积累植物 [41] 的资源化利用可以从这些途径考虑。

3 超积累植物处置的可行性及效益分析

这方面的文献较少, Nicks 和 Chambers [42] 认为, 通过超积累植物回收重金属产生的直接经济价值为 539 美元/hm^2 , 如果采用焚烧法产生热能的 25% 能够得到回收利用, 便可以产生额外的利润 219 美元/hm^2 , 那么 Ni 的回收和能量的利用产生的总经济效益达 758 美元/hm^2 , 去掉整个过程中的费用, 净利润可达 379 美元/hm^2 , 种植小麦的净利润为 309 美元/hm^2 。但与农作物相比, 野生植物需要较少的化肥和灌溉, 无需每年播种耕种。因此, 种植超积累植物比种植小麦的经济价值要高 70 美

元/ hm^2 。可见, 有些修复植物处置的经济效益是比较明显的。“植物炼矿”的经济效益受国际市场金属价格、超积累植物生物量及其金属浓度等 3 个方面因素的影响, 再者, 不同目标金属的价格差异非常大 [43, 44]。因此, 修复植物炼矿的经济效益变幅很大。

4 修复植物处置技术展望

植物修复技术的发展将带动“超积累植物回收利用”领域走向产业化, 超积累植物通过焚烧法、灰化法、堆肥法、压缩填埋等方法回收利用重金属, 可以降低处理成本, 提高重金属的回收效率, 避免产生“二次污染”, 达到将污染物永久去除的目标, 并可完全实现“变废为宝”, 具有明显的经济效益及社会效益, 必将成为世界上另一种新兴的“绿色产业”, 具有广阔的应用前景和推广价值。

目前关于超积累植物的研究, 多集中于植物对重金属的积累量、耐性及积累机理, 以及如何提高植物的金属积累性方面 [45-47]。而这些植物的其他特性方面的研究则较少有报道, 对植物性质没有充分了解, 对其综合利用则更无从谈起。

超积累植物的处理主要是借鉴废弃物的处置技术, 工艺比较单一, 较少有针对修复植物特性的先进工艺技术, 还需更系统、深入地开展超积累植物回收的技术原理研究, 以提高其回收效率和利用价值。超积累植物的产后处置需要特定的技术支持, 专门的工艺原理和技术, 才能使其综合利用既有一定的经济效益, 又使污染物得到妥善处理, 避免产生“二次污染”。此外, 对超积累植物产后处置工艺技术的经济可行性评估和环境影响评价方面研究甚少, 今后应予加强。

参考文献

- 1 周乃元, 王仁武. 植物修复-治理土壤重金属污染的新途径. 中国生物工程杂志, 2002, 22 (5): 53 ~ 57
- 2 Zhang Y, Peng BZ, Gao X, Yang H. Degradation of soil properties due to erosion on sloping land in Southern Jiangsu Province, China. *Pedosphere*, 2004, 14 (1): 17 ~ 26
- 3 骆伯胜, 钟继洪, 陈俊坚. 土壤肥力数值化综合评价研究. 土壤, 2004, 36 (1): 104 ~ 106
- 4 McGrath SP, Zhao FJ, Lombi E. Phytoremediation of Metals, Metalloids and Radionuclides. *Advances in Agronomy*, 2002, 75: 1 ~ 56
- 5 Bennet AC, Shaw DR. Effect of preharvest desiccants on

- Group IV Glycine max seed viability. *Weed Science*, 2000, 48: 426 ~ 430
- 6 王晓, 黄宗益. 固体废弃物设备与技术新进展. 建筑机械化, 2003, 18 ~ 20
- 7 Jiang JG, Wang J, Xu X, Wang W, Deng Z, Zhang Y. Heavy metal stabilization in municipal solid waste incineration fly ash using heavy metal chelating agents. *Journal of Hazardous Materials B*, 2004, 113: 141 ~ 146
- 8 Reijnders L. Disposal, uses and treatments of combustion ashes: A review. *Resources, Conservation and Recycling*, 2005, 43: 313 ~ 336
- 9 Stuchi S, Jakob A. Thermal treatment of incinerator fly ash: Factors influencing the evaporation of $ZnCl_2$. *Waste Management*, 1997, 17: 6 ~ 23
- 10 Garbisu C, Alkorta I. Phytoextraction: A cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. *Bioresource Technology*, 2001, 77: 229 ~ 236
- 11 Hetland MD, Gallagher JR, Daly DJ, Hassett DJ, Heebink LV. Processing of plants used to phytoremediate lead-contaminated sites. In: Leeson A, Foote EA, Banks MK, Magar VS. eds. *Phytoremediation Wetlands and Sediments. The Sixth International in situ and on-site Bioremediation Symposium*, San Diego, California, 4 ~ 7 June. Battelle Press, Columbus, Richland, 2001, 129 ~ 136
- 12 Vassil AD, Kapulnik Y, Raskin I, Salt DE. The role of the EDTA in lead transport and accumulation by Indian mustard. *Plant Physiology*, 1998, 117: 447 ~ 453
- 13 Zhang MK, Ke ZX. Copper and zinc enrichment in different size fractions of organic matter from polluted soils. *Pedosphere*, 2004, 14(1): 27 ~ 36
- 14 Sarret G, Vangronsveld J, Manceau A, Musso M, D'Haen J, Menthonnex JJ, Hazemann JL. Accumulation forms of Zn and Pb in *Phaseolus vulgaris* in the presence and absence of EDTA. *Environmental Science and Technology*, 2001, 35: 2854 ~ 2859
- 15 Zhao FJ, Lombi E, Breedon T, McGrath SP. Zinc hyperaccumulation and cellular distribution in *Arabidopsis halleri*. *Plant Cell and Environment*, 2000, 23: 507 ~ 514
- 16 李艳霞, 王敏健, 王菊思, 陈同斌. 固体废弃物的堆肥化处理技术. *环境污染治理技术与设备*, 2000, 1 (4): 39 ~ 45
- 17 Bridgewater AV, Meier D, Radlein D. An overview of fast pyrolysis of biomass. *Organic Geochemistry*, 1999, 30: 1479 ~ 1493
- 18 赵丽华, 赵中一. 固体废弃物处理技术现状. *环境科学动态*, 2002, (3): 26 ~ 27
- 19 Lakshmi KL, Davis C. Pyrolysis as a technique for separating heavy metals from hyperaccumulators. Part I: Preparation of synthetic hyperaccumulator biomass. *Biomass and Bioenergy*, 2003, 24: 69 ~ 79
- 20 Lakshmi KL, Davis C. Pyrolysis as a technique for separating heavy metals from hyperaccumulators. Part II: Lab-scale pyrolysis of synthetic hyperaccumulator biomass. *Biomass and Bioenergy*, 2003, 25: 651 ~ 663
- 21 Lakshmi KL, Davis C. Pyrolysis as a technique for separating heavy metals from hyperaccumulators. Part III: pilot-scale pyrolysis of synthetic hyperaccumulator biomass. *Biomass and Bioenergy*, 2004, 26: 463 ~ 472
- 22 Zabanitou AA, Karabelas AJ. The Evritania (Greece) demonstration plant of biomass pyrolysis. *Biomass and Bioenergy*, 1999, 16: 431 ~ 445
- 23 Sas-Nowosielska A, Kucharski R, Malkowski E, Pogrzeba M, Kuperberg JM. Phytoextraction crop disposal—An unsolved problem. *Environmental Pollution*, 2004, 128: 373 ~ 379
- 24 Anderson CWN, Brooks RR, Chiarucci A, LaCoste CJ, Leblanc M, Robinson BH, Simcock R, Stewart RB. Phytomining for nickel, thallium and gold. *Journal of Geochemical Exploration*, 1999, 67: 407 ~ 415
- 25 Robinson BH, Brooks RR, Howes AW, Kirkman JH, Gregg PEH. The potential of the high-biomass nickel hyperaccumulator *Berkheya coddii* for phytoremediation and phytomining. *Journal of Geochemical Exploration*, 1997, 60: 115 ~ 126
- 26 Bungar R, Hüttle RF. Production of biomass for energy in post-mining landscapes and nutrient dynamics. *Biomass and Bioenergy*, 2001, 20: 181 ~ 187
- 27 Hammer D, Kayser A, Keller C. Phytoextraction of Cd and Zn with *Salix viminalis* in field trials. *Soil Use and Management*, 2003, 19(3): 187 ~ 192
- 28 Brown SL, Chaney RL, Angle JS, Baker AJM. Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* and bladder campion for zinc- and cadmium-contaminated soil. *Journal of Environmental Quality*, 1994, 23: 1151 ~ 1157
- 29 Brown SL, Chaney RL, Angle JS, Baker AJM. Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* and metal tolerant *Silene vulgaris* grown on

- sludge-amended soils. *Environmental Science and Technology*, 1995, 29: 1581 ~ 1585
- 30 Brown SL, Chaney RL, Angle JS, Baker AJM. Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* grown in nutrient solution. *Soil Science Society America Journal*, 1995, 59: 125 ~ 133
- 31 杨肖娥, 龙新究, 倪吾钟, 傅承新. 东南景天 (*Sedum alfredii* H) — 一种新的锌超积累植物. *科学通报*, 2002, 47 (13): 1003 ~ 1006
- 32 任春晖, 高文革. 阿司匹林的用途及发展. *中华临床内科杂志*, 2004, 12 (6): 1045 ~ 1046
- 33 石晋丽, 朱甘培. 中国香薷属植物的药用及开发前景. 1994, 17 (12): 10 ~ 13
- 34 糜留西, 吕爱华, 张丽红. 海州香薷挥发油成分研究. *武汉植物学研究*, 1993, 11: 94 ~ 96
- 35 秦遂初著. 作物营养障碍与诊断. 杭州: 浙江科技出版社, 1988, 118 ~ 148.
- 36 徐阳春, 沈其荣. 有机肥和化肥长期配合施用对土壤及不同粒级供氮特性的影响. *土壤学报*, 2004, 41 (1): 87 ~ 92
- 37 张娟, 沈其荣, 冉炜, 徐勇, 徐阳春. 施用预处理秸秆对土壤供氮特征及菠菜产量和品质的影响. *土壤*, 2004, 36 (1): 37 ~ 42
- 38 李锋民, 熊治廷, 胡洪营. 海州香薷对铜的蓄积及铜的毒性效应. *环境科学*, 2003, 24 (3): 30 ~ 34
- 39 周晋, 孟然, 王艳, 杨宝峰. 三氧化二砷不同给药方法治疗急性粒细胞白血病的临床观察和随访. *中华医学杂志*, 2004, 84 (5): 405 ~ 408
- 40 彭长宏, 唐谟堂. 砷污染防治与含砷木材防腐剂的开发应用. *安全与环境学报*, 2001, 1 (4): 10 ~ 13
- 41 陈同斌, 韦朝阳, 黄泽春, 黄启飞, 鲁全国, 范稚莲. 砷超富集植物蜈蚣草及其对砷的富集特征. *科学通报*, 2002, 47 (3): 207 ~ 210
- 42 Nicks L, Chambers MF. Farming for metals. *Mining Environmental Management*, 1995, 3: 15 ~ 18
- 43 Robinson BH, Chiarucci A, Brooks RR, Petit D, Kirkman JH, Gregg PEH, Dominicus VD. The nickel hyperaccumulator plant *Alyssum bertolonii* as a potential agent for phytoremediation and phytomining of nickel. *Journal of Geochemical Exploration*, 1997, 59: 75 ~ 86
- 44 Brooks RR, Chambers MF, Nicks LJ, Robinson BH. Phytomining. *Trends in Plant Science*, 1998, 3: 359 ~ 362
- 45 Liu DH, Jiang WS, Liu CJ, Xin CH, Hou WQ. Uptake and accumulation of lead by roots, hypocotyls and shoots of Indian mustard [*Brassica juncea* (L.)]. *Bioresource Technology*, 2000, 71: 273 ~ 277
- 46 Mulligan CN, Yong RN, Gibbs BF. Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: An evaluation. *Engineering Geology*, 2001, 60: 193 ~ 207
- 47 Lim JM, Salido AL, Butcher DJ. Phytoremediation of lead using Indian mustard (*Brassica juncea*) with EDTA and electronics. *Microchemical Journal*, 2004, 76: 3 ~ 9

TECHNIQUES FOR DISPOSAL OR REUSE OF PHYTOREMEDIATING PLANTS

—PRESENT AND FUTURE

LI Ning^{1,2} WU Long-hua¹ SUN Xiao-feng^{1,3} LI Fa-yun² LUO Yong-ming¹

(1 Soil and Environment Bioremediation Centre, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008;

2 College of Environmental and Life Sciences, Liaoning University, Shenyang 110036;

3 Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049)

Abstract Methods for disposing hyperaccumulators, such as incinerating, compressing for land filling, composting, etc. were summarized, and potentials to recycle the plants as resources while avoid “secondary pollution” of the environment were also discussed in this paper. Meanwhile, the authors also mentioned existing problems and concerns that called for more attention in future studies in the hope that better approaches and methods could be found to recycle phytoremediating plants as resources, thus laying down a sound technical foundation for application and extension of the phytoremediation technology.

Key words Hyperaccumulator, Disposal, Resource utilization, Phytoremediation