

刘国强,顾轩竹,胡哲伟,等. 农业土壤有机污染生物修复技术研究进展[J]. 江苏农业科学,2022,50(1):27-33.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2022.01.005

农业土壤有机污染生物修复技术研究进展

刘国强¹,顾轩竹²,胡哲伟¹,徐建¹

(1. 生态环境部南京环境科学研究所,江苏南京 210042; 2. 江苏省农业科学院,江苏南京 210014)

摘要:随着城市化的进展,有机污染物及其衍生物直接或间接进入到农业土壤中,对土壤生态造成严重破坏。生物修复因其操作简单、成本低、对环境扰动少及无二次污染等优势成为土壤修复领域的热点。基于此,笔者对农业土壤有机污染现状、生物修复技术及外源强化生物修复手段等几方面进行了综述。微生物是生物修复中的主要参与者,对有机污染物具有巨大的代谢能力,并能通过与物理、化学或生物因素结合的几种外源生物强化方法提高被有机污染农业土壤的修复效率,但其对目标污染物的生物利用度、种类、浓度要求较高,且易受环境条件制约。通过基因工程技术鉴定新的污染物降解基因或开发高效工程菌株是提升生物修复技术实用性的重要方向。

关键词:农业土壤;有机污染;生物修复;土壤修复;研究进展

中图分类号:X53 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2022)01-0027-07

土壤是人类赖以生存和农业生产的基础资源,土壤环境的健康程度与农产品的安全性息息相关。近些年,伴随着化肥、农药、农膜、污水灌溉及工业污染的广泛使用,农业土壤中的有机污染物严重超标。有机污染物的疏水性使其在土壤中大量积累,

并具有致癌、致畸、致突变等毒性,以及环境持久性和生物累积性特点^[1]。有机污染物持久性积累在土壤中会影响土壤理化性和生物学特性,破坏土壤的功能性。此外,有机污染物通过食物链等途径最终富集到人体内,威胁人类健康。因此,农业土壤有机污染修复迫在眉睫。

收稿日期:2021-04-14

基金项目:国家重点研发计划(编号:2017YFD0801300)。

作者简介:刘国强(1988—),男,江苏东台人,硕士,助理研究员,主要从事土壤和地下水污染防治研究。E-mail:838247836@qq.com。

通信作者:徐建,博士,副研究员,主要从事企业用地土壤环境管理研究。E-mail:33395695@qq.com。

1 农业土壤有机污染现状

农业土壤有机污染物主要来源于人类活动,常见的有机污染物包括多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbons,简称PAHs)、有机卤代物中的多氯二

[42] Stamatov S, Ishpekov S, Deshev M, et al. Seed retaining model of non-dehiscence sesame (*Sesamum indicum* L.) genotypes at ripening[J]. Scientific Papers, 2020, 63(1): 541-546.

[43] Ishpekov S. Method for assessment the susceptibility of sesame genotypes for mechanized harvesting of the seed[J]. Bulgarian Journal of Agricultural Science, 2015, 21(6): 1230-1233.

[44] 师立松,高媛,黎冬华,等. 芝麻抗裂蒴性鉴定方法研究及核心种质抗裂蒴性评价[J]. 中国农业科学, 2019, 52(20): 3520-3532.

[45] 张秀荣,游均,黎冬华,等. 一种高效机械化联合收获芝麻的方法:CN111990063A[P]. 2020-11-27.

[46] Kang C W. Breeding for diseases and shatter resistant high yielding varieties using induced mutations in sesame [C]//Sesame improvements by induced mutations. Vienna, 2001.

[47] Shim K B, Kang C W, Seong J D, et al. A new sesame cultivar, Kopoom with shattering resistance, high quality and yielding[J]. Korean Journal of Breeding Science, 2007, 39(1): 114-115.

[48] Gar O, Zackay A, Shalev G. Quantitative trait loci (QTL) associated

with shatter resistant capsules in sesame and uses thereof: US10577623[P]. 2020-03-03.

[49] Dash M, Imran M, Kabi M, et al. Assessment of genetic variability for capsule shattering characters in Indian sesame[J]. Electronic Journal of Plant Breeding, 2018, 9(2): 490-501.

[50] Wongyai W. Potential use of non-shattering in sesame for breeding and yield improvement in Thailand[C]//Proceedings of the 2004 International Conference on Sesame Science. Seoul, 2004.

[51] Phumichai C, Matthayathaworn W, Chuenpom N, et al. Identification of a scar marker linked to a shattering resistance trait in sesame[J]. Turkish Journal of Field Crops, 2017, 22(2): 258-265.

[52] Wongyai W, Weeravut J, Kotcha A. Development of shatter resistant in sesame variety KU. 21 [C]//Proceedings of 50th Kasatsart University Annual Conference. Bangkok, 2018.

[53] Stamatov S, Velcheva N. Assessment of genetic diversity in sesame germplasm as an initial material for Bulgarian breeding programs [J]. Bulgarian Journal of Agricultural Science, 2020, 26(5): 1047-1052.

苯并-对-二噁英 (polychlorinated dibenzo - *p* - dioxins, 简称 PCDDs)、多氯联苯 (polychlorinated biphenyls, 简称 PCBs)、有机农药类和油类污染物、邻苯二甲酸酯等有机化合物。根据 2014 年全国土壤污染状况调查公告^[2],我国土壤总的点位超标率为 16.1%,其中六六六、滴滴涕、多环芳烃 3 类有机物的点位超标率分别为 0.5%、1.9%、1.4%,是土壤有机污染的主要污染物。

1.1 PAHs 类

PAHs 主要来源于矿物燃料、木材及其他含碳氢化合物的不完全燃烧,其次,杀虫剂和有机废弃物的堆积也是潜在的污染源。我国农业土壤已普遍受到 PAHs 污染,以中高环 PAHs 为主,空间分布上存在差异,其中华北地区污染最为严重^[3]。周洁等对北京市郊农田土壤中 PAHs 的种类和含量进行了分析,结果表明,16 种 PAHs 全部检出的检出率为 74.4%,总含量的范围为 7.19 ~ 1 811.99 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ^[4]。Wang 等对南京农业土壤中 PAHs 进行了调查,结果表明,16 种多环芳烃的总量为 22 ~ 3 350 $\mu\text{g}/\text{kg}$,平均含量为 1 060 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ^[5](表 1)。

1.2 有机卤代物

有机卤代物是农业土壤中最主要的有机污染物,来源广泛,主要通过农膜、有机氯农药、化肥等途径污染土壤。过去的几十年,有机氯农药被广泛应用于农业生产中,然而有效使用率仅为 20% ~ 30%,大部分残留在土壤或地下水中。六六六、滴滴涕是残留在农业土壤中的典型有机卤代物,尽管在农业上已被停用 30 多年,但由于其超长的残效期,仍在农田中检

出。梁玉兰等分析了九龙江流域农田土壤中有机氯农药的残留量,有机氯农药的检出率为 100%,平均浓度为 17.78 $\mu\text{g}/\text{kg}$,其中六六六为主要的污染物,残留量为 26.09 $\mu\text{g}/\text{kg}$,所占比例高达 56.01%^[6]。除此之外,多氯联苯作为一类燃烧和工业过程中的副产物,经淋洗、沉降等过程,并最终残留在农业土壤中^[7-8]。Mao 等对全国农业土壤中的多氯联苯同系物进行了分析,结果表明,全国农业土壤中多氯联苯同系物平均浓度达到了 64.3 ~ 4 358.0 $\mu\text{g}/\text{kg}$,其中,人为来源占总量的 57.4%^[9](表 1)。

1.3 邻苯二甲酸酯

邻苯二甲酸酯是工业上应用十分广泛的高分子材料助剂,在塑料的生产过程中添加量为 20% ~ 60%^[10]。农业土壤中的邻苯二甲酸酯主要来源于农膜、工业废气的排放以及化肥等。据统计,当前我国农膜的使用量高达 200 万 t,其中 1/3 被残留在农业土壤中,平均残留量为 60 kg/hm^2 ^[11]。工业废气的沉降和废水的渗透也是邻苯二甲酸酯进入农业土壤的途径,含邻苯二甲酸酯的化肥大量施加进一步增加了农业土壤中邻苯二甲酸酯的含量。徐雪等对咸阳市郊 4 块典型菜地中的邻苯二甲酸酯进行测定分析,结果表明,6 种邻苯二甲酸酯的总量为 128.60 ~ 10 288.42 $\mu\text{g}/\text{kg}$,平均含量为 632.1 $\mu\text{g}/\text{kg}$,部分类别超过了美国纽约州土壤邻苯二甲酸酯控制标准^[12]。陈佳祎等对北京蔬菜基地大棚的土壤样品进行测定分析,邻苯二甲酸酯的检出率为 100%,总浓度范围为 0.05 ~ 2.02 mg/kg ,平均含量为 0.98 mg/kg ^[13](表 1)。

表 1 农业土壤有机污染现状

采样地区	有机污染物种类	残留总量	平均含量	采样年份	文献
北京市郊	PAHs ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	7.19 ~ 1 811.99		2019	[4]
江苏省南京市	PAHs ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	22 ~ 3 350	1 060.00	2015	[5]
福建省九龙江	有机氯农药 ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	9.11 ~ 26.09	17.78	2019	[6]
全国	多氯联苯同系物 (ng/kg)	64.3 ~ 4 358		2020	[9]
陕西省咸阳市	邻苯二甲酸酯 ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	128.6 ~ 10 288.42	632.10	2014	[12]
北京市	邻苯二甲酸酯 (mg/kg)	0.05 ~ 2.02	0.98	2016	[13]

2 生物修复技术

生物修复是利用植物、动物和微生物在内的许多生物种类吸收、降解、转化土壤中的有机污染物,使有机污染物最终转化为水、二氧化碳等无毒无害的物质,实现土壤环境净化、生态稳定的有效手段^[14]。与其他修复技术(物理修复、化学修复)相

比,生物修复技术具有操作简单、成本低、对环境扰动少、无二次污染等优点^[15-16]。生物修复根据类型可分为植物修复技术、动物修复技术和微生物修复技术三大类。

2.1 植物修复技术

植物修复是一种原位修复土壤有机污染物的有效手段,其利用植物的吸收作用将土壤中的有机

污染物转移到植物体内进行分解或利用根系富集、固定土壤中的污染物。根据其作用和原理,植物修复可分为植物萃取、根际过滤、植物固定、植物降解、植物挥发等类型(表 2)^[17]。植物种类是影响植物修复的关键因素,常见的植物修复物种包括南瓜属、芸薹属、苜蓿、烟草、羊茅和百日草等^[18-19]。Terzaghi 等通过温室试验评估了 7 种植物降解多氯联苯的能力,结果表明,高羊茅能去除土壤中 50% 以上的多氯联苯^[20]。Li 等通过种植高羊茅和苜蓿

去除土壤中多氯联苯,结果表明,2 种植物均能显著促进土壤中多氯联苯的消散和细菌总数增长^[21]。Tu 等在种植苜蓿原位修复多氯联苯污染的农业土壤的试验中得到了类似的结果^[22]。向日葵在体外培养条件下对土壤中 16 种污染物的去除率高达 87%,显示了向日葵也具有代谢有机污染的潜力^[23]。虽然植物修复农业土壤有机污染物已取得一定的成果,但大部分仍处于温室试验阶段,难以达到原位修复农业土壤有机污染物的目的。

表 2 污染土壤的植物修复技术机制^[17]

植物修复类型	修复机制
植物萃取	植物将土壤中的污染物质吸收提取到根部可收获的部位和植物地上茎叶部位,一般利用超富集植物
根际过滤	植物根系吸收、吸附、沉淀污染物,形成一个根系过滤,一般利用根系发达的植物
植物固定	植物在土表形成绿色覆盖层,植物根系及其分泌物通过吸附、积累、沉淀等过程减少污染物因淋洗、地表侵蚀等作用导致的污染物质向地下水等地方扩散
植物降解	植物通过体内或分泌的植物酶将有机质降解的过程
植物挥发	植物将污染物质吸收到植物体内,通过植物蒸腾作用将挥发性化合物或其代谢产物释放到大气的过程

2.2 动物修复技术

动物修复是指土壤中线虫等小型动物对土壤有机污染物进行吸收和富集,并通过自身代谢作用将污染物转化为低毒或无毒产物^[24]。蚯蚓是土壤中最典型的小型动物代表,研究报道蚯蚓能通过生物富集作用或刺激土壤微生物的新陈代谢降低土壤中的菲浓度^[15,25]。李森楠等从蚯蚓肠道中分离出能够降解土壤中苯并[a]芘的降解菌^[26]。同时,蚯蚓能够通过改善土壤环境间接促进有机污染物的降解,如蚯蚓掘穴能增强土壤的通气性,为土壤中好氧降解菌提供生物活性和电子供体^[27]。Cao 等证明蚯蚓和菌根真菌促进了玉米-土壤体系中土霉素的降解^[28]。

2.3 微生物修复技术

微生物修复通过微生物将有机污染物作为碳源,进行生长繁殖,是一种可持续的降解和清除环境污染物的方法^[29]。微生物在好氧和厌氧的条件下均能降解有机污染物,其关键在于微生物通过分解代谢催化有机污染物的转化^[30]。微生物降解有机污染物的机制主要分为 2 种,一是与有机污染物发生酶促反应,直接降解有机污染物,主要的降解酶包括加氧酶、脱氯化氢酶、还原酶、脱氢酶、羟化酶等^[31-32];二是通过矿化作用、累积作用、共代谢作用去除土壤中的有机污染物。

近几十年来,科研工作者致力于筛选高效的有

机污染物降解菌,并取得了丰硕的成果。常见的降解有机污染物的菌株包括黄萎病菌、青霉菌、毛霉菌、曲霉菌、犁头霉菌等真菌和鞘氨醇单胞菌、假单胞菌、黄杆菌、产碱菌、枯草芽孢杆菌、无色杆菌等革兰氏阴性细菌^[33-34]。杜晓敏等从有机污染土壤中筛选出 1 株高效降解毒死蜱的枯草芽孢杆菌 H27,最优条件下,H27 降解菌对毒死蜱的降解率高达 88.96%^[35]。

然而,由于降解菌株在新环境中的存活率较低,导致单一菌株难以进行原位土壤修复。多数情况下,菌群对有机污染物的降解效果显著优于单一菌株,因为菌群中一个菌株降解途径的毒性中间体可能会被具有合适分解代谢途径的其他菌株进一步降解。Li 等报道,原生污染土壤中微生物具有降解 PAHs 的能力,在补充一个微生物群之后,PAHs 的降解率为 41.3%^[36]。Mao 等用从土壤中富集的降解菌群对被 PAHs 污染的土壤进行修复,孵育 56 d 后,添加 10%、20% 的菌群悬浮液对土壤中总 PAHs 的去除率分别为 20.2%、35.8%^[37](表 3)。

2.4 植物-微生物联合修复技术

植物根际修复是一种典型的植物-微生物修复类型,既包括植物本身对污染物的吸收、降解,又包括根际微生物对污染物的吸附、矿化。根际修复是植物与根际微生物协同共生,部分根际微生物对植物有促生作用,如提供植物关键营养素螯合剂、

表 3 微生物菌群对农业土壤有机污染物的降解

菌群名	污染物	去除效率 (%)	参考文献
假单胞菌(<i>Pseudomonas</i>)、无色杆菌(<i>Achromobacter</i>)、芽孢杆菌(<i>Bacillus</i>)、微单胞菌(<i>Micromonospora</i>)	总石油烃	82 ~ 91	[14]
动胶杆菌(<i>Zoogloea</i>)、黄杆菌(<i>Flavobacterium</i>)、芽孢杆菌(<i>Bacillus</i>)、黑曲霉菌(<i>Aspergillus niger</i>)、产黄青霉菌(<i>Penicillium chrysogenum</i>)、链格孢(<i>Alternaria alternata</i>)、粉状侧孢菌(<i>Phanerochaete chrysosporium</i>)、小克银汉霉菌(<i>Cunninghamella</i>)	PAHs	41	[36]
慢生根瘤菌(<i>Mesorhizobium</i>)、产碱菌(<i>Alcaligenes</i>)、芽孢杆菌(<i>Bacillus</i>)	PAHs	20 ~ 35	[37]
产碱菌(<i>Alcaligenes</i>)、假单胞菌(<i>Pseudomonas</i>)、芽孢杆菌(<i>Paenibacillus</i>)	PAHs	48 ~ 90	[38]
血红银耳(<i>Tremella sanguinea</i>)、凤尾菇(<i>Pleurotus sajorajoi</i>)	多氯联苯	90	[39]
鞘氨醇杆菌(<i>Sphingobacterium</i>)、蜡样芽孢杆菌(<i>Bacillus cereus</i>)、无色杆菌(<i>Achromobacter insolitus</i>)	菲	25 ~ 100	[40]

防治病原体侵入植物、降低污染物对植物的负影响等。植物为根系微生物提供了碳源,并提供营养丰富且稳定的环境生态位^[18]。Wang 等报道,3 种红树林植物根际微生物产生的脱氢酶与根系分泌的低分子有机酸含量呈正相关,协同促进 PAHs 的去除^[41]。沙柳细根被证明会影响微生物群落并增强了污染土壤中多氯联苯的去除^[42]。

除根际修复外,内生菌同样能够协同植物将污染物由土壤迁移到植物体内,并在植物体内富集、降解,达到去除土壤中有机污染物的目的。Khan 等通过在柳树和草中定殖内生菌假单胞菌属 PD1 (*Pseudomonas putida*),种植后将土壤中菲的去除效率提高了 25% ~ 40%^[43]。植物-微生物联合修复技术具有广阔的研究前景和应用潜力。

3 外源强化生物修复

生物修复固然是一项公认的环境友好型农业土壤有机污染修复技术,但仍存在修复时间长、污染物去除效率低等局限性。为此,研究者们不遗余力地探索强化生物修复的手段,现主要有利用表面活性剂、含碳吸附剂、电动力学、生物刺激等常见的强化手段。

3.1 表面活性剂

由于大多数有机污染物亲脂疏水的性质,导致其生物可利用度低,微生物修复会受到污染物生物利用度的限制,污染物与微生物之间的直接接触以及污染物生物降解所需的物质均需要较高的生物可利用度。表面活性剂是具有 2 种不同亲和力的化合物,一种是亲水性,另一种是疏水性的,后者以脂肪酸的形式与极性头连接,有助于增加污染物的水溶性,增加微生物表面疏水性,进而提高生物可利用度,强化微生物修复^[44-45]。陈俊华等利用表面活

性剂将土壤中 PAHs 的增溶作用提升了 2 ~ 6 倍,并通过缓释氧、生物促进剂,辅以定期补水最终使 PAHs 的去除率达到 91.24%^[46]。Zhao 等报道 2 种生物可降解表面活性剂和环糊精对地衣芽孢杆菌 B-1 降解 β -氯氰菊酯的研究,结果表明,表面活性剂对菌株的生长几乎没有影响,但能提高污染物的溶解度,孵育 22 d 后,添加地衣芽孢杆菌 B-1 和表面活性剂 Brij-35 的土壤中 β -氯氰菊酯含量从 22.29 mg/kg 降至 4.41 mg/kg^[47]。Feng 等通过土著微生物群和表面活性剂结合增强石油污染土壤的生物修复,发现总石油烃的生物降解效率从 12.2% 提升至 57.7%^[48]。

吐温 80 作为低毒、低成本的非离子表面活性剂在得到了研究者的青睐。Ghosh 等证明了吐温 80 增强铜绿假单胞菌降解芘的能力,吐温 80 将芘的降解速率由 0.458 mg/(L·h) 提升至 1.111 mg/(L·h)^[49]。大多数情况下,吐温 80 对降解微生物的生长没有负面影响,但也不总产生积极的作用,相关研究报道,吐温 80 抑制了生物降解^[50-51],抑制作用可能是吐温 80 对降解微生物的毒性或作为底物被微生物利用导致。

目前,表面活性剂强化生物修复的手段仍处于实验室阶段,陈旧土壤增溶效果差,潜在的生物毒性及复杂的修复环境等因素均阻碍了其在原位修复上的应用。

3.2 含碳吸附剂

使用含碳吸附剂降低疏水性污染物的暴露风险是一种新兴的土壤修复方法。它不仅能吸附有机污染物,影响土壤污染物迁移与转化行为,而且可以充当降解菌的固定化载体,增加降解菌与污染物直接接触的概率,进而提升土壤中有机污染物的去除效率^[52]。Xia 等通过添加含碳吸附剂增强了农

杆菌对菲的降解效果, 孵育 21 d 后, 土壤中菲的去除率提升至 83.8%, 菲的矿化率提升至 38.3%^[53]。然而, 含碳吸附剂限制污染物迁移率和生态毒性的同时, 也会降低微生物的生物可利用度, 阻碍土壤中自然微生物的生物降解过程^[54]。Igun 等比较活性炭改性剂不同投加时期对多环芳烃的去除效果, 结果表明, 一开始添加活性炭会减慢污染物的生物修复速度, 并降低功能降解菌的相对丰度, 使修复结果适得其反^[55]。

3.3 电动力学

电动力学可以克服原位生物修复过程中电子受体和营养物质向降解微生物的质量转移, 污染物生物可及性等限制^[56]。在电场的作用下, 土壤中的各类组分迁移速度加快, 增加了相互接触和反应的概率。合理范围的电场对土壤生态不会带来破坏, 不影响土壤的功能性。Li 等研究了电-生物修复技术中不同电压对微生物群落和活性的影响, 结果表明, 在 2 V/cm 的电压下, 微生物的总生物量和降解活性最高, 对 PAHs 的平均降解程度为 44%^[57]。Wick 等在评估弱直流电对土壤微生物群落影响的研究中也得到了相似的结果^[58]。Barba 等优化了电生物修复 2,4-二氯苯氧乙酸污染土壤中的频率和作用时间, 结果表明, 电动力学和生物修复相结合对低渗透性污染土壤的修复具有积极作用^[59]。Wu 等研究黑麦草对电动生物修复十六烷污染土壤的影响, 结果表明, 精细的胶体结构有助于电动生物修复过程中的传质^[60]。

3.4 生物刺激

生物刺激是通过添加适当的营养素为微生物构建有利于污染物降解的反应环境^[61-62]。生物刺激为微生物提供生长所缺养分, 促进生长, 增加丰度, 强化功能性。Calvo 等证明了作为生物刺激剂的氮磷钾具有促进黏土土壤中石油烃去除的潜力^[63]。有研究报道, 堆肥也是优质的生物刺激剂, 强化土壤中有有机污染物的去除^[64-65]。Ugochukwu 等比较了堆肥、液体有机肥料和氮磷钾 3 种生物刺激剂强化生物修复总石油烃和多环芳烃污染土壤的效果, 结果表明, 氮磷钾明显优于其他 2 种, 实现了土壤中 74%~84% 总石油烃和 39%~90% 多环芳烃的去除^[66]。然而, 生物刺激存在一定的局限性, 需要存在有效降解目标污染物的原位微生物, 而且在严重阻碍微生物生长的高浓度污染场所也不适用^[34]。

4 结论与展望

生物修复技术是解决农业土壤有机污染的有效手段, 在原位土壤修复领域具有广阔的应用前景。已经研究出许多针对相应有机污染物的高效降解菌株和混合菌群, 它们都在生物修复土壤中发挥着重要作用^[33-40]。此外, 微生物与物理、化学或生物因素结合的几种外源生物强化方法可提高被有机污染农业土壤的修复效率。但生物修复要求污染物具有相当大的生物利用度, 目前仍存在受污染物种类和浓度限制、受环境条件制约和对修复土壤未知的负作用等局限性^[67-68]。

为进一步提高生物修复技术的实用性, 克服诸多局限性, 提升其工程应用价值。率先对目标土壤的环境条件及土著微生物群落的组成、时空分布进行了解显得尤为重要^[33,69]。迄今为止, 对降解微生物的基因组序列分析关注度逐步提高, 通过鉴定新的污染物降解基因或开发高效工程菌株修复有机污染土壤将是突破瓶颈的重要方向。提高工程菌的存活率和分解代谢活性, 同时保证土壤原有的生态性, 仍是生物修复领域的研究重点。

参考文献:

- [1] Li Y, Pan L, Li A, et al. Suitability evaluation of remediation technology for polluted farmland [J]. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 2015, 8(2): 39-45.
- [2] 国土资源部. 环境保护部和国土资源部发布全国土壤污染状况调查公报[J]. *资源与人居环境*, 2014(4): 26-27.
- [3] 尚庆彬, 段永红, 程 荣. 中国农业土壤多环芳烃污染现状及来源研究[J]. *山东农业科学*, 2019, 51(3): 62-67.
- [4] 周 洁, 张敬锁, 刘晓霞, 等. 北京市郊农田土壤中多环芳烃污染特征及风险评估[J]. *农业资源与环境学报*, 2019, 36(4): 534-540.
- [5] Wang T A, Feng W, Kuang D, et al. The effects of heavy metals and their interactions with polycyclic aromatic hydrocarbons on the oxidative stress among coke-oven workers [J]. *Environmental Research*, 2015, 140: 405-413.
- [6] 梁玉兰. 九龙江流域农田土壤有机氯农药残留污染特征[J]. *水生态学杂志*, 2019, 40(1): 71-78.
- [7] Takeuchi S, Anezaki K, Kojima H. Effects of unintentional PCBs in pigments and chemical products on transcriptional activity via aryl hydrocarbon and nuclear hormone receptors [J]. *Environmental Pollution*, 2017, 227: 306-313.
- [8] Li Y C, Yang Y, Yu G, et al. Emission of unintentionally produced persistent organic pollutants (UPOPs) from municipal waste incinerators in China [J]. *Chemosphere*, 2016, 158: 17-23.
- [9] Mao S D, Liu S R, Zhou Y T, et al. The occurrence and sources of

- polychlorinated biphenyls (PCBs) in agricultural soils across China with an emphasis on unintentionally produced PCBs [J]. *Environmental Pollution*, 2021, 271: 116171.
- [10] Wormuth M, Scheringer M, Vollenweider M, et al. What are the sources of exposure to eight frequently used phthalic acid esters in Europeans? [J]. *Risk Analysis*, 2006, 26(3): 803–824.
- [11] 汪 军, 杨 杉, 陈刚才, 等. 我国设施农业农膜使用的环境问题刍议[J]. *土壤*, 2016, 48(5): 863–867.
- [12] 徐 雪, 王利军, 卢新卫. 咸阳市郊菜地土壤中邻苯二甲酸酯 (PAEs) 污染研究 [J]. *农业环境科学学报*, 2014, 33(10): 1912–1919.
- [13] 陈佳祎, 李 成, 栾云霞, 等. 北京设施蔬菜基地土壤中邻苯二甲酸酯的污染水平及污染特征研究 [J]. *食品安全质量检测学报*, 2016, 7(2): 472–477.
- [14] Gojic – Cvijovic G D, Milic J S, Solevic T M, et al. Biodegradation of petroleum sludge and petroleum polluted soil by a bacterial consortium; a laboratory study [J]. *Biodegradation*, 2012, 23(1): 1–14.
- [15] Macci C, Doni S, Peruzzi E, et al. Bioremediation of polluted soil through the combined application of plants, earthworms and organic matter [J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 2012, 14(10): 2710–2717.
- [16] Rasheed T, Bilal M, Nabeel F, et al. Environmentally – related contaminants of high concern: Potential sources and analytical modalities for detection, quantification, and treatment [J]. *Environment International*, 2019, 122: 52–66.
- [17] 王效举. 植物修复技术在污染土壤修复中的应用 [J]. *西华大学学报(自然科学版)*, 2019, 38(1): 65–70.
- [18] Vergani L, Mapelli F, Zanardini E, et al. *Phyto* – rhizoremediation of polychlorinated biphenyl contaminated soils; an outlook on plant – microbe beneficial interactions [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 575: 1395–1406.
- [19] Ficko S A, Rutter A, Zeeb B A. Potential for phytoextraction of PCBs from contaminated soils using weeds [J]. *Science of the Total Environment*, 2010, 408(16): 3469–3476.
- [20] Terzaghi E, Alberti E, Raspa G, et al. A new dataset of PCB half – lives in soil; Effect of plant species and organic carbon addition on biodegradation rates in a weathered contaminated soil [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 750: 141411.
- [21] Li Y, Liang F, Zhu Y F, et al. Phytoremediation of a PCB – contaminated soil by alfalfa and tall fescue single and mixed plants cultivation [J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2013, 13(5): 925–931.
- [22] Tu C, Teng Y, Luo Y M, et al. PCB removal, soil enzyme activities, and microbial community structures during the phytoremediation by alfalfa in field soils [J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2011, 11(4): 649–656.
- [23] Almeida M V, Rissato S R, Galhiane M S, et al. *In vitro* phytoremediation of persistent organic pollutants by *Helianthus annuus* L. plants [J]. *Química Nova*, 2018, 41(3): 251–257.
- [24] 张 燕. 持久性有机污染物的治理技术及控制对策 [J]. *安徽农业科学*, 2012, 40(32): 15835–15836, 15838.
- [25] 胡 森, 陈 欢, 田 蕾, 等. 蚯蚓对细菌降解土壤中非的作用 [J]. *应用生态学报*, 2008, 19(1): 218–222.
- [26] 李森楠, 刁晓平, 王海花, 等. 赤子爱胜蚓肠道中苯并 [a] 芘降解菌 BJ – 1 的分离鉴定及其降解能力的测定 [J]. *热带生物学报*, 2018, 9(2): 156–162.
- [27] 潘 政, 郝月崎, 赵丽霞, 等. 蚯蚓在有机污染土壤生物修复中的作用机理与应用 [J]. *生态学杂志*, 2020, 39(9): 3108–3117.
- [28] Cao J, Wang C, Dou Z X, et al. Hyphospheric impacts of earthworms and arbuscular mycorrhizal fungus on soil bacterial community to promote oxytetracycline degradation [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, 341: 346–354.
- [29] Chishty Z, Hussain S, Arshad K R, et al. Microbial degradation of chlorpyrifos in liquid media and soil [J]. *Journal of Environmental Management*, 2013, 114: 372–380.
- [30] Seo J S, Keum Y S, Li Q X. Bacterial degradation of aromatic compounds [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2009, 6(1): 278–309.
- [31] 刘祎丹, 王洋洋. 微生物降解有机氯农药研究 [J]. *河南农业*, 2019(11): 34–35.
- [32] 刘小娜, 李 彪, 唐 晨, 等. 萘的微生物降解研究进展 [J]. *生物加工过程*, 2019, 17(6): 581–589.
- [33] Mrozik A, Piotrowska – Seget Z. Bioaugmentation as a strategy for cleaning up of soils contaminated with aromatic compounds [J]. *Microbiological Research*, 2010, 165(5): 363–375.
- [34] Kuppasamy S, Palanisami T, Megharaj M, et al. *In – situ* remediation approaches for the management of contaminated sites: a comprehensive overview [J]. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 2016, 236: 1–115.
- [35] 杜晓敏, 王金花, 朱鲁生, 等. 毒死蜥降解菌降解特性及其降解条件优化 [J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(10): 2437–2445.
- [36] Li X J, Lin X, Li P J, et al. Biodegradation of the low concentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil by microbial consortium during incubation [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 172(2/3): 601–605.
- [37] Mao J A, Luo Y M, Teng Y, et al. Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbon – contaminated soil by a bacterial consortium and associated microbial community changes [J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2012, 70: 141–147.
- [38] Thavamani P, Megharaj M, Naidu R. Bioremediation of high molecular weight polyaromatic hydrocarbons co – contaminated with metals in liquid and soil slurries by metal tolerant PAHs degrading bacterial consortium [J]. *Biodegradation*, 2012, 23(6): 823–835.
- [39] Sadañski M A, Tatarin A S, Barchuk M L, et al. Evaluation of bioremediation strategies for treating recalcitrant halo – organic pollutants in soil environments [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, 202: 110929.
- [40] Janbandhu A, Fulekar M H. Biodegradation of phenanthrene using adapted microbial consortium isolated from petrochemical contaminated environment [J]. *Journal of Hazardous Materials*,

- 2011,187(1/2/3):333-340.
- [41] Wang Y Y, Fang L, Lin L, et al. Effects of low molecular - weight organic acids and dehydrogenase activity in rhizosphere sediments of mangrove plants on phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons[J]. Chemosphere,2014,99:152-159.
- [42] Slater H, Gouin T, Leigh M B. Assessing the potential for rhizoremediation of PCB contaminated soils in northern regions using native tree species[J]. Chemosphere,2011,84(2):199-206.
- [43] Khan Z, Roman D, Kintz T, et al. Degradation, phytoprotection and phytoremediation of phenanthrene by endophyte *Pseudomonas putida*, PD1 [J]. Environmental Science & Technology,2014,48(20):12221-12228.
- [44] Otzen D E. Biosurfactants and surfactants interacting with membranes and proteins; Same but different? [J]. Biochimica et Biophysica Acta,2017,1859(4):639-649.
- [45] Posada - Baquero R, Grifoll M, Ortega - Calvo J J. Rhamnolipid - enhanced solubilization and biodegradation of PAHs in soils after conventional bioremediation[J]. Science of the Total Environment, 2019,668:790-796.
- [46] 陈俊华, 祝红, 单晖峰, 等. 表面活性剂强化好氧生物修复 PAHs 污染土壤效果研究[J]. 环境工程,2020,38(5):185-190.
- [47] Zhao J Y, Chi Y L, Liu F F, et al. Effects of two surfactants and beta - cyclodextrin on beta - cypermethrin degradation by *Bacillus licheniformis* B - 1 [J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry,2015,63(50):10729-10735.
- [48] Feng L, Jiang X, Huang Y, et al. Petroleum hydrocarbon - contaminated soil bioremediation assisted by isolated bacterial consortium and sophorolipid [J]. Environmental Pollution,2021, 273:116416.
- [49] Ghosh I, Mukherji S. Diverse effect of surfactants on *Pyrene* biodegradation by a *Pseudomonas* strain utilizing *Pyrene* by cell surface hydrophobicity induction[J]. International Biodeterioration & Biodegradation,2016,108:67-75.
- [50] Betancur - Corredor B, Pino N J, Cardona S, et al. Evaluation of biostimulation and Tween 80 addition for the bioremediation of long - term DDT - contaminated soil[J]. Journal of Environmental Sciences,2015,28:101-109.
- [51] Binh N D, Imsapsangworn C, Kim Oanh N T, et al. Sequential anaerobic - aerobic biodegradation of 2, 3, 7, 8 - TCDD contaminated soil in the presence of CMC - coated nZVI and surfactant[J]. Environmental Technology,2016,37(3):388-398.
- [52] 潘云飞, 唐正, 彭欣怡, 等. 石油烃污染土壤微生物修复技术研究现状及进展[J]. 化工进展,2021,40(8):4562-4572.
- [53] Xia X H, Li Y R, Zhou Z, et al. Bioavailability of adsorbed phenanthrene by black carbon and multi - walled carbon nanotubes to *Agrobacterium*[J]. Chemosphere,2010,78(11):1329-1336.
- [54] Rhodes A H, Carlin A, Semple K T. Impact of black carbon in the extraction and mineralization of phenanthrene in soil [J]. Environmental Science & Technology,2008,42(3):740-745.
- [55] Igun O T, Meynet P, Davenport R J, et al. Impacts of activated carbon amendments, added from the start or after five months, on the microbiology and outcomes of crude oil bioremediation in soil[J]. International Biodeterioration & Biodegradation,2019,142:1-10.
- [56] Gill R T, Harbottle M J, Smith J W N, et al. Electrokinetic - enhanced bioremediation of organic contaminants; a review of processes and environmental applications[J]. Chemosphere,2014, 107:31-42.
- [57] Li F M, Guo S H, Wang S, et al. Changes of microbial community and activity under different electric fields during electro - bioremediation of PAH - contaminated soil [J]. Chemosphere, 2020,254:126880.
- [58] Wick L Y, Buchholz F, Fetzler I, et al. Responses of soil microbial communities to weak electric fields [J]. Science of the Total Environment,2010,408(20):4886-4893.
- [59] Barba S, Villaseñor J, Rodrigo M A, et al. Towards the optimization of electro - bioremediation of soil polluted with 2, 4 - dichlorophenoxyacetic acid [J]. Environmental Technology & Innovation,2020,20:101156.
- [60] Wu Y, Wang S, Cheng F L, et al. Enhancement of electrokinetic - bioremediation by ryegrass; Sustainability of electrokinetic effect and improvement of n - hexadecane degradation [J]. Environmental Research,2020,188:109717.
- [61] Sun S, Liu Q Y, Chen S Q, et al. Optimization for microbial degradation of petroleum hydrocarbon (TPH) by *Enterobacter* sp. S - 1 using response surface methodology [J]. Petroleum Science and Technology,2019,37(7):821-828.
- [62] Meckenstock R U, Boll M, Mouttaki H, et al. Anaerobic degradation of benzene and polycyclic aromatic hydrocarbons [J]. Journal of Molecular Microbiology and Biotechnology,2016,26(1/2/3):92-118.
- [63] Calvo C, Rodríguez - Calvo A, Robledo - Mahón T, et al. Biostimulation of crude oil - polluted soils: influence of initial physicochemical and biological characteristics of soil [J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2019,16(8):4925-4934.
- [64] Bada B S, Towolawi A T, Anyiam D C. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in crude oil - contaminated soil using composted market waste [J]. Journal of Applied Sciences and Environmental Management,2018,22(1):141.
- [65] Abioye O P, Agamuthu P, Aziz A R A. Biodegradation of used motor oil in soil using organic waste amendments [J]. Biotechnology Research International,2012,2012:587041.
- [66] Ugochukwu U C, Okonkwo F, Sokari W, et al. Bioremediation strategy based on risk assessment of exposure to residual polycyclic aromatic hydrocarbons[J]. Journal of Environmental Management, 2021,280:111650.
- [67] 周际海, 袁颖红, 朱志保, 等. 土壤有机污染物生物修复技术研究进展[J]. 生态环境学报,2015,24(2):343-351.
- [68] 王琪, 张永波, 贾亚敏, 等. 有机肥和生物炭对重金属污染农田土壤肥力的影响[J]. 江苏农业科学,2020,48(1):263-267.
- [69] Xu Y, Zhou N Y. Microbial remediation of aromatics - contaminated soil[J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering,2016, 11(2):1-9.