环境工程

*Environmental Engineering*

ISSN 1000-8942,CN 11-2097/X



题目：

作者： 网络首发日期： 引用格式：

环境工程》网络首发论文

堆肥在土壤修复与质量提升的应用现状与展望

张传严，席北斗，张强，柏思聪，赵昕宇

2021-02-19

张传严，席北斗，张强，柏思聪，赵昕宇．堆肥在土壤修复与质量提升的应 用现状与展望．环境工程**.**

<https://kns.cnki.net/kcms/detail/11.2097.X.20210219.1001.002.html>



Gna啊新洌

VCx [www.cnki.net](http://www.cnki.net)

**网络首发**：在编辑部工作流程中，稿件从录用到出版要经历录用定稿、排版定稿、整期汇编定稿等阶 段。录用定稿指内容己经确定，且通过同行评议、主编终审同意刊用的稿件。排版定稿指录用定稿按照期 刊特定版式（包括网络呈现版式）排版后的稿件，可暂不确定出版年、卷、期和页码。整期汇编定稿指出 版年、卷、期、页码均己确定的印刷或数字出版的整期汇编稿件。录用定稿网络首发稿件内容必须符合《出 版管理条例》和《期刊出版管理规定》的有关规定；学术研究成果具有创新性、科学性和先进性，符合编 辑部对刊文的录用要求，不存在学术不端行为及其他侵权行为；稿件内容应基本符合国家有关书刊编辑、 出版的技术标准，正确使用和统一规范语言文字、符号、数字、外文字母、法定计量单位及地图标注等。 为确保录用定稿网络首发的严肃性，录用定稿一经发布，不得修改论文题目、作者、机构名称和学术内容, 只可基于编辑规范进行少量文字的修改。

**出版确认**：纸质期刊编辑部通过与《中国学术期刊（光盘版）》电子杂志社有限公司签约，在《中国 学术期刊（网络版）》出版传播平台上创办与纸质期刊内容一致的网络版，以单篇或整期出版形式，在印刷 出版之前刊发论文的录用定稿、排版定稿、整期汇编定稿。因为《中国学术期刊（网络版）》是国家新闻出 版广电总局批准的网络连续型出版物（ISSN 2096-4188, CN 11-6037/Z），所以签约期刊的网络版上网络首 发论文视为正式出版。

网络首发时间：2021-02-19 10:22:13

网络首发地址：<https://kns.cnki.net/kcms/detail/112097X20210219.1001.002.html>

堆肥在土壤修复与质量提升的应用现状与展望

张传严 1,2 席北斗 1,2 张强 2 柏思聪 2 赵昕宇 2\*

(1. 桂林理工大学环境科学与工程学院，桂林 541006；2. 中国环境科学研究院环境基准与风险评估国家重点实验室，北京 100012)

摘 要：我国垃圾增量(2亿t/d)和存量(60~70亿t)均居世界首位，具有高含水(45%~60%)、高有机(40%~60%)、 高堆存(填埋比例约为 70%)等特点，处理处置不当，将会造成严重的环境污染与资源浪费。而土壤作为陆地上最大的 碳源贮藏库，由于过度耕种，全球土壤质量不断退化，有机碳含量也随着大量CO?排放而逐年降低。在国家大力推进“土 十条”“化肥零增长”号召下，堆肥作为一种经济有效、环境友好的技术手段，通过生物强化将垃圾有机质转变为富含 多种功能基团的大分子胡敏酸类的产品，可修复和改善土壤质量，将垃圾中的有效资源最大程度循环固定回土壤中，实 现—有机质从土壤中来回到土壤中去”，有效解决我国耕地超负荷种植、有机质持续下降协同环境污染修复等突出矛盾。 该文对目前国内外利用堆肥在土壤修复与质量提升方面的研究进行了综述，对常见土壤污染类型如重金属污染、盐污染 和有机氯农药污染的修复以及土壤碳库质量的提升和全球碳循环进行详细讨论，并展望堆肥应用的未来，以期对今后有 机垃圾处理-胡敏酸类物质工程应用-土壤修复与质量提升全链条深入研究提供有效参考，为完善土壤修复与质量提升技 术的理论依据和促进实际应用发展提供依据。

关键词： 堆肥；胡敏酸类物质；土壤修复；质量提升；土壤有机质；重金属

Application Status and Prospect of Compost in Soil Remediation  
and Quality Improvement

ZHANG Chuan-yan1,2, XI Bei-dou1,2, ZHANG Qiang2, BAI Si-cong2, ZHAO Xin-yu2\*

(1. College of Environmental Science and Engineering, Guilin University of Technology, Guilin 541006, China; 2. State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment,Chinese Research Academy of Environmental Sciences,Beijing 100012, China)

**Abstract:** China has the world's largest waste increment (200 million tons/year) and stock (6-7 billion tons), and these wastes are characterized by high water content (45%〜60%), high organic content (40%~60%) and high stockpiling (about 70% in landfill). It will cause serious environmental pollution and waste of resources if these wastes are not disposed of properly. Meanwhile, soil is the largest carbon source reservoir on land. Due to excessive grazing and farming, global soil quality is deteriorating, and soil organic carbon content is decreasing year by year with large amount of CO2 emissions. Under the policy (such as "The 10-Chapter Soil Pollution Action Plan" and "Zero Growth In the Use of Chemical Fertilizer") call of the state. As an environmentally friendly technology, composting can transform waste organic matter into macromolecular humic-like substance product which have variety of functional groups by biotransformation. And these products are beneficial to soil remediation and soil quality improvement, and complete "Return of organic matter from soil to soil", and effectively solve the main contradictions (such as overloading of cultivated land, in coordination with environmental pollution remediation and so on) in China. In this paper, the recent study in 基金项目：国家自然科学基金青年科学基金(51808519)

the soil remediation and quality improvement of compost were reviewed. The remediation of common contaminated soils (such as heavy metal contaminated soil, saline soil, organochlorine pesticide contamination soil), the improvement of soil carbon pool quality and the global carbon cycle are discussed in detail. The future for development of compost is prospected, and expected to provide an effective reference for future research on the whole chain of organic waste treatment-engineering application of humic-like acids substance­soil remediation and quality improvement. In the end to help improve the theoretical basis of soil remediation and quality improvement while promote the development of practical applications.

**Key words:** compost; humic-like acid substance; soil remediation; quality improvement; soil organic matter; heavy metals

0 引言

垃圾作为城市与经济发展的附属物，垃圾围城已成为全球的一大趋势。根据《2019 年全国大、中 城市固体废物污染环境防治年报》显示，2018 年间我国大、中规模城市的生活垃圾产量已达到 2.1 亿 t， 使用传统的方法对这些垃圾进行处理，不仅占用了大量的土地资源，还会对周围环境造成潜在的污染风 险。因此，在处理生活垃圾时应重点关注对有机废弃物(特别是农业废弃物)的回收利用。

中国作为一个耕地面积占世界耕地面积约 8%的农业大国，随着农业集约化的不断普及与发展，土 地的利用率与生产率也在不断提高。与此同时，过度的放牧及耕作也对土壤造成了巨大的危害，如过量 施用化肥、农业废弃物随意焚烧与丢弃等不仅会导致土壤贫瘠、地下水污染和气候变化，还造成了资源 的大量浪费。仅2017年间，全国农作物秸秆可收集资源量就达到了 &27亿t[1],且每年以5%~10%的速 度在递增。作为产生量最大的农业废弃物，绝大部分秸秆被焚烧，只有少部分被用于回收利用。将秸秆 直接焚烧或土壤回用，不仅会造成资源的大量浪费，还会导致土壤表层团粒结构受损，致使土壤板结， 最终影响土壤的理化性质。因此，需要寻找一种环境友好且可持续处理农业废弃物的方法。

我国自古以来就有着堆肥的习惯，但以前的堆肥主要注重于对废弃物的减容减量，很少关注到废弃 物的回收利用。堆肥本质上作为一种将有机质腐殖化的方法，有机废弃物可通过堆肥过程形成大分子胡 敏酸，且随着形成功能基团类型和数量的不同，胡敏酸的结构也有所变化，可根据不同胡敏酸的变化应 用于不同类型污染土壤的修复与质量提升。

腐殖质物质(humic substances, HS)作为有机质的主要组分，根据其能否溶于酸，碱溶液，可分为 胡敏酸类物质(humic acid-like, HLA)、富里酸类物质(fulWc acid-like, FLA)和胡敏素类物质(humin-like, HLM)。人工合成HLA其结构会受到实验室条件(如pH、温度、试剂浓度、HLA物质性质)的影响 [2-5]。由于从不同样品中提取得到的 HLA 的功能基团类型和结构都不相同，因此，目前对 HLA 的具体 结构组成还没有一个统一的定论。

由于 HS 拥有污染物吸附和氧化还原的特性，在土壤污染修复与质量提升方面(如重金属污染、盐 渍土修复、有机氯农药降解、生物质回收与全球碳循环等，如图 1 所示)受到了广泛的关注。随着国家 化肥使用量零增长行动方案及垃圾分类、无废城市建设等政策的大力推行，利用堆肥处理分类后的生活 垃圾和农业废弃物等有机废物，不仅能有效地对有机废弃物进行回收，还能将堆肥产物作为土壤肥料或 土壤修复剂来使用，解决土壤污染修复与质量提升上的双重难题。并结合目前国内外的研究进展，将进 一步促进堆肥在土壤修复与质量提升的发展，最大程度实现有机质从土壤中来回到土壤中去。

1. 堆肥在土壤中的应用与评价

堆肥在土壤修复中的应用，实质上也是 HS 对受污染土壤的修复作用，修复效果与堆肥过程和 HS 的质量息息相关。有机废弃物的大量丢弃与处置不当都会对环境造成污染，堆肥作为一种环境友好的有 机废弃物处置方法，在减少有机废弃物对环境造成的影响的同时，也考虑到对有机废弃物的回收利用， 主要是回收一些其中的主要成分(如有机物、营养元素等)，并生成富含 HS 的堆肥产物。若要建立一 个以有机废弃物为原料的有机肥料商业化市场，还需对堆肥产物的质量评价提出更高的要求。因此，堆 肥的发展不仅仅是要关注堆肥效率，对堆肥产物质量的评价也是至关重要。

堆肥产物的质量不仅受到堆肥原料的种类与来源的影响叵7］，同时由于堆肥过程中HS结构的演变 及微生物的降解，也会对堆肥产物的质量产生影响［8］，所得到的堆肥产物也有不同的作用(如作土壤修 复剂或农业施肥)。获得高利用价值、稳定的最终产物的过程，也是提高营养元素的留存与有效性、阳 离子交换能力，增加并改善有机质来源的HLA的堆肥过程［9］。堆肥产物的质量越高，在恢复和保持土 壤肥力、促进有毒有害污染物的降解和改善土壤性质方面越有效。因此，对堆肥产物的评价，不仅需要 评价其有效性(如养分含量、HLA的功能团及结构、在土壤中的功能、质量提升效率、原料的分解与 转化机制等)，还要考虑到堆肥过程的成本(如堆肥原料和最终产物的运输与保存、场地和设备等［10］)。 因此，维持堆肥成本与高质量堆肥产物之间的相对平衡，才能够促进其在土壤修复与质量提升方面的发 展。在坎帕拉市就曾做过一项民意调查，在使用粪便污泥和城市固体废物为原料的堆肥产物中，把堆肥 产物质量由低到高分别进行意愿调查，调查发现，堆肥产物质量越好，农民越愿意购买并代替化肥来使 用［11］。这也就说明的堆肥产物的品质与其后续的推广与使用息息相关。因此，如何在保持堆肥成本的 同时，尽可能提升堆肥产物的质量，并建立一个统一的质量评价体系，还需要更加完善的研究。

1. 重金属污染土壤的修复

重金属污染作为一个世界范围的污染问题，由于重金属在土壤中的不可降解性，导致其很容易进入 到生物链中，从而危害人类、动物和植物的健康。HS可在金属氧化还原过程中充当电子穿梭体，且己 有研究发现HS的表面功能基团可能会与重金属反应形成络合物，从而影响金属离子的浓度与迁移性 ［12］，同时，HS的形成也是堆肥过程中有机质腐殖化的重要过程［13］。因此，在重金属污染土壤中施用含 有HS的堆肥产物，可以有效地对污染土壤进行修复。

2.1 六价铬的还原

铬(Cr)是一种可在-2至+6氧化态间发生氧化还原反应的元素［14］，环境中普遍存在的Cr为Cr(W) 和Cr(III)。氧化的Cr(W)具有“三致”性，在环境中以可溶性氧化阴离子的形式(如CrO42-、HCrO/ 和Cr2O72-)存在［14］。相反，还原的Cr(III)毒性较低，且在维持正常生物体生理功能方面发挥着重要的 作用。还原态Cr(III)在水和土壤中主要以不溶物的形态存在［15］，如Cr (OH) 3或吸附在土壤矿物表面 的有机金属络合物［16］。

Cr(W )是1种强氧化剂，通过水和氢离子、矿物表面的电子转移和简单有机分子的氧化还原反应， 可以在水和土壤等介质中被还原成三价形式的氧化剂［17］。从水溶液中去除(还原)Cr(W)的传统方法包 括还原(沉淀)、离子交换、膜分离和表面吸附等［18］。近年来，利用环境友好的方法，如细菌、真菌、 藻类、工业和农业废物以及HS(特别是HLA)来治理Cr(W)污染等方法也受到了大量的关注［皿19-21］。

在大多数对Cr(W)的还原研究中，都是使用商业HLA或直接从土壤、煤炭或水中提取HLA来促进 Cr(W)的还原［22］。然而，由于商业HLA价格高昂和天然HLA提取产量较低等原因，严重地限制了 HLA 在污染土壤修复中的发展［23］。堆肥由于其成本较低，能够强化生物转化有机质为大分子 HLA 的特点。 因此，堆肥也被当作是一种成本低廉，且能够稳定而高效地生成 HLA 的方法。

在HS对Cr何)的还原中,HS主要是充当了电子供体和电子受体。因此,HS的电子转移能力(electron transfer capabilities, ETCs)是影响Cr何)还原的重要因素。由于不同来源的堆肥原料中HS的ETCs存 在很大的差异［24］,因此选择合适的堆肥原料有助于生成大量具有促进Cr(W)还原的特定功能基团和结构 的 HS。

在研究HS中的哪些功能基团参与了 Cr(W)还原问题上，发现HS组分中的HLA、FLA和HLM都 拥有还原Cr(W)的功能基团，其中包括HLA的硫醇和酚类功能基［25］、羧基和羰基［26-28］、苯酚［28］； FLA 的羧基和羟基［29］； HLM的羧基和羰基陰30］等，功能基团的差异与不同的堆肥原料有关。且HLA和FLA 的还原效果要优于HLM［28, 30, 31］。但除了功能基团的作用外，HS对C「(V1)的还原还受到pH值［25, 32］、微 生物活性［33］、腐殖化程度［34］和HLA的分子量［35］等因素的影响。因此，为克服生物与非生物条件对HS 还原效率的影响，增加堆肥过程中形成HS的还原位点，还需更深入的探索。

2.2 铁的氧化还原

Fe(III)是天然土壤和沉积物中微生物呼吸的重要电子受体［36］。在中性pH条件下，Fe(III)的溶解度 非常低，主要表现为贫结晶和结晶Fe(III)(氧合)氧化物。与其他电子受体(如02)不同，微生物很 难通过Fe(III)微粒，因此Fe(III)很难被带入细胞中，细菌必须利用外膜细胞色素才能将电子从细胞中转 移到固态铁矿物上［37］。然而，这种电子转移需要细胞与铁(III)矿物直接接触。因此，微生物对Fe(III)的 还原通常会受到矿物表面积的限制［38, 39］。电子穿梭可以促进微生物铁(III)还原［40］，天然HS能够充当电 子穿梭机，促进电子供体(如胞外呼吸菌)和电子受体(如 Fe 和 Mn 矿物)之间的电子转移［41］，研究 发现，堆肥过程中生成HS的醌含量和芳香度与Fe(III)的还原效率呈正相关［42］。因此，具有高浓度HS 的堆肥产物在 Fe 氧化还原中拥有巨大的应用潜力。

土壤中Fe的氧化还原循环过程本质上是电子转移的过程，其循环速率受到土壤微生物和有机质的 影响。土壤中Fe的循环除了会影响C、N和P等营养元素的转化外［43］，还是许多金属与准金属的重要 反应界面，进而影响金属污染物在土壤中的命运和流动性［44］。如Parsons C T等［45］发现重复的Fe氧化 还原循环能有效降低As的流动性，且在还原条件下流动性的降低高达45%。除了 As夕卜，其它的有毒 金属(如Cd、Cu和Zn等)，也能够通过多次氧化还原循环而固定在Fe氧化物上，但其固定效率与土 壤有关，草地中的固定(95%的Cd、100%的Cu和30%的Zn)效率要优于耕地［46］，猜测这可能是草地 中Mn的含量较高且Mn的吸附能力比Fe强所致。

由于HS表明存在许多与氧化还原有关的活性功能团，可以进一步催化包括许多有机污染物在内的 离子与分子的氧化还原［47］。且HS也可以通过微生物的分解作用，将电子转移到低结晶和高结晶Fe(III) 矿物中［48］。因此，土壤中HS的存在具有促进Fe氧化还原循环速率的能力。且堆肥过程中生成的HLA 也能够有效地促进Fe(III)还原［49, 50］，从而加速土壤中Fe氧化还原循环的速率。

这种沿着时空的氧化还原梯度发生的氧化还原反应序列变化也与微生物的活性有关［46］。一般来说, Fe氧化菌和Fe还原菌越多，活性越强，Fe氧化还原速率也就越快。但目前，关于利用HS作为电子供 体促进Fe（III）还原速率的腐殖质还原菌也逐渐受到关注，女口 *Geobacter metallireducens*和*Shewanella alga*［51］，*Leucobacter、Clostridium sensu stricto* 和 *Sporosarcina*［52］，*Pseudomonas geniculata* PQ01［53］等， 都能够促进Fe的还原。因此，在重金属污染土壤中施用含有HS的堆肥产物，不仅有助于Fe的氧化还 原循环，也有利于其它重金属的生物固定作用。

综上所述，堆肥生成的HS施加到受污染土壤中时，既可以与微生物共同作用促进重金属的还原， 也可以通过促进Fe的氧化还原而影响重金属的迁移与转化，从而完成对受重金属污染土壤的修复。

1. 盐渍土的修复

土壤退化是世界干旱和半干旱地区作物可持续生产的主要障碍。土壤盐分和养分的缺乏都会对全球 农业构成严重威胁［54］。世界上约有 20%的耕地面积和 50%的灌溉农田都受到了土壤盐分的影响［55］。随 着受污染水源的直接灌溉和化肥制品的过量使用，预计受过量盐影响的地区将不断扩大［56］。此外，降 水量的限制、水分蒸发、水土管理不善等因素也导致了土壤盐分的进一步加重［57］。过量盐浓度不仅会 改变土壤理化性质，而且还会对土壤的结构稳定性和容重产生不利影响，最终影响作物的产量，增加粘 土的分散性，降低土壤的渗透性。当碱度过高时还会导致土壤产生结构性问题，如溶解、膨胀，以及一 些会导致土壤表面结壳和硬化的因素（这些过程都属于物理过程）等［58］。

寻找环境友好的技术改善盐渍土并提高作物生产力是当前盐渍土修复的重要前提。因为微生物能通 过各种反应恢复退化土地的肥力，目前常利用微生物活性对盐渍土进行复垦［59］。微生物还能够通过固 氮作用和关键营养素（P、K、Fe）向作物的迁移来提高养分的生物利用度，同时通过改善土壤的聚集 性和稳定性来修复土壤结构［60］。近年来，在盐渍土的复垦中出现了许多新的技术，如物理改良（深耕、 亚土、砂光和剖面反演）、化学改良（用各种材料：石膏、氯化钙和石灰石改良土壤）和电复垦（用电 流处理）等［61］。目前，使用富含HS的堆肥产物作为受盐污染土壤的土壤改良剂和有机肥料也受到了越 来越多的关注［62］。使用环境友好的有机改良剂（如城市生活垃圾、动植物肥料和农业废弃物等的堆肥 产物）对土壤进行修复，有利于提高土壤的可持续性［59］。说明这些有机改良剂的应用显著改善了盐渍 土和土壤有机质的物理、化学和生物性质。施用上述有机改良剂还显著增加了受盐影响土壤中的养分浓 度，包括N、P、K、有机碳、微生物生物量和酶活性等［59］。使用富含HS的堆肥产物对盐渍土进行复 垦不仅改善了土壤的结构和渗透性，提高盐分淋溶，减少表层蒸发和抑制表层土壤盐分积累，同时还降 低了土壤微生物呼吸和分解过程中释放的二氧化碳。堆肥产物向土壤中持续释放氮不仅改善了土壤肥 力，而且还改善了土壤有机质矿化的条件［63］。堆肥有机质矿化受到许多因素的影响，包括原料的碳氮 比、堆肥条件、堆肥成熟度、堆肥周期和质量等［64］。此外，盐度（如KCl和K2SO4）的增多还对有机 质矿化有刺激作用［65］。虽然堆肥产物提供的磷含量与无机肥料相当［66］，但堆肥效应却能够长期存在［67］。 大量的 HS 进入到盐渍土中，不仅改善了土壤的理化性质，提高了土壤的肥力，还增强了土壤的可持续 性与稳定性，具有强大的修复潜力。

但是，由于营养物质向生态敏感受体的运输，土壤剖面中微量元素的积累及其参与食物链过程等原 因，堆肥产物也可能存在着潜在的生态和健康风险。过量施用低质量的堆肥产物会导致污染物在土壤中 积聚，从而影响微生物的新陈代谢［68］。同时，非选择性的原料收集和堆肥会导致植物和土壤中重金属 的积累，从而致使其生物量、叶绿素含量和光合效率降低［69］。施用堆肥产物还会促进硝化过程，在没 有作物能够吸收矿化硝酸盐的情况下，很容易造成地下水的污染［70］。

虽然在盐渍土中施用富含 HS 的堆肥产物可以提高土壤的可持续性，并显著提高作物产量和微生物 活性。但是非选择性原料堆肥的持续不充分或大量使用会导致土壤中重金属的积累。尽管在施用一定时 间内，土壤中的重金属含量一般不显著，还不足以将土壤归类为受污染的土壤，但在收集堆肥原料时， 应加强分离能力，尽可能降低最终堆肥产物中的重金属含量，提高产物中的HS （特别是HLA）浓度， 并对堆肥产物进行适当的风险评价，从而将土壤污染的风险降到最低。目前关于堆肥质量和整体腐熟度 方面的报道还比较少，关于堆肥产物潜在风险的判断还需要进一步的研究。

1. 有机氯污染物的降解

双对氯苯基三氯乙烷（Dichlorodiphenyltrichloroethane, DDT）是在世界范围内广泛使用的一种合成 杀虫剂。然而，由于其会通过食物链对野生动物和人体健康产生不良影响，目前在许多国家已禁止使用 ［71, 72］。人体与低浓度的 DDT 直接接触会导致头痛、恶心、呕吐、精神错乱和震颤等症状。此外， DDT 在体内的积累不仅会影响神经系统，增加肿瘤的产生概率，还被发现与胰腺癌等病症的产生有关［73, 74］。 然而，在一些发展中国家，DDT仍被用于公共卫生领域［72］。美国环境保护署（EPA）也因此将DDT及 其代谢产物DDD （1,1-二氯-2,2-双（4氯苯基）乙烷）和DDE （1,1-二氯-2,2-双（4氯苯基）乙烯）列 为优先污染物［72, 75］。

对有机氯污染土壤的修复已成为环境保护的优先事项，在对物理、化学和生物修复方法的对比中， 发现尽管物理和化学修复方法比生物修复方法生效更快，但对受污染土壤造成的破坏性和侵入性也更 大，能耗更高，成本也比生物修复更昂贵［72］。近年来，利用环境友好的方法（如动物粪便堆肥等）对 有机氯污染土壤进行生物修复也开始受到了大量的关注［76］。

由于堆肥过程是外源性降解微生物的主要来源，这些微生物可用于降解污染物或将污染物转化为毒 性较小的物质。据报道，堆肥过程中存在能够降解各种有机污染物的微生物［77-83］。然而，目前关于堆肥 中微生物降解DDT的研究还相对较少［84］。

之前己有研究表明，施肥可能会影响土壤中农药的降解［85-87］。如Xiao D等［88］发现，在淹水态、最 大持水量和相对含水量为60%的壤土样中施加鸡粪堆肥产物，可有效的促进溶解有机碳的生成与p, p' -DDT的降解，且堆肥产物的施加量越多，p, p' -DDT降解速率越快。在淹水态条件下，Deng X也发现 鸡粪和活性污泥的堆肥产物也对粘土样中的p, p' -DDT具有降解作用，且在施用2%粘土干重的鸡粪堆 肥和3%粘土干重的活性污泥堆肥产物时时，降解效率最好，降解效率分别为34.8%和45.7%。说明在 特定土壤条件下堆肥产物具有降解DDT污染物的能力，而这些降解功能可能与堆肥过程中生成的真菌 有关。

如Purnomo A S等［89］研究发现，在牛粪堆肥过程分离岀的14株真菌中，大部分与*Mucor circinelloides* 和*Galactomyces geotrichum*菌关系密切，且在30°C和60°C的马铃薯葡萄糖液体培养基中均展示岀很强 的降解DDT的能力，随后将这些真菌分离岀来，发现其在灭菌和未灭菌土壤中仍具有降解DDT能力。 展示了堆肥过程中可降解有机氯污染物的真菌接种到土壤中的可能性。另外，Wu C等［90］从木薯渣堆肥 中分离岀的*Kocuria rosea* HN01菌株，该菌株能有效的对p, p' -DDT进行脱氯，脱氯率达到了 71.3%。 Saima S等［91］通过研究蘑菇渣堆肥样中的*Pleurotus ostraetus*菌对四种六氯环己烷 （Hexachlorocyclohexane, HCH）降解作用，发现未灭菌堆肥样和土壤样中的降解效果最好，对a -HCH异 构体、0-HCH异构体、Y-HCH异构体和8-HCH异构体的降解率分别为58%、26%、45%和64%,其 次是堆肥样未灭菌和土壤样灭菌的处理组。说明这些真菌在有机氯污染物降解过程中发挥了至关重要的 作用。而且Saima S等还发现，在对堆肥样进行灭菌处理后，土壤样中的HCH异构体降解率明显减小。 更进一步说明了堆肥过程中生成的真菌的在有机氯污染物降解中重要性，具有可用于有机氯污染土壤生 物修复的潜力。

虽然目前己经在堆肥中发现了许多能够降解有机氯污染物的真菌，但是，也应考虑到堆肥与土壤环 境之间的差异。在研究生物活性较强的堆肥时，也不应忽略微生物以外条件的作用。比如，在大多数情 况下，高温能够促进有机氯污染物的降解，然而这是由于特定的嗜热微生物的作用还是高温的加速降解 起主导，还需要更深入的研究。同时，有机氯污染物在堆肥过程中的命运也会受到其它因素的影响，比 如堆肥原料［9i 93］、翻堆次数［94 ］和有机质的吸附等。

1. 植物修复后的生物质回收

对于重金属污染土壤，大多数传统处理方法不但修复成本高、费时费力且技术复杂难以管控，还会 产生二次污染。利用植物和微生物来去除有毒的环境污染物，称为生物修复［95］。与物理化学方法相比， 植物修复作为一种高度跨学科技术［96］，具有成本低、破坏性和环境扰动小等优点［97］，在全球范围内受 到密切关注，并成为目前重金属污染土壤修复的一大研究热点。因此，对重金属植物修复后的生物质进 行后续处理也至关重要，如处理不当则会造成严重的环境污染。由于将生物质进行腐殖化处理后施肥对 改善土壤性质和促进植物生长都有积极的影响，因此，堆肥具有处理植物修复后生物质的潜力。然而， 相比于植物修复的研究，目前关于植物修复后的生物质堆肥处理报道还比较少。

植物修复后的生物质中还含有许多营养成分，如有机质、氮和磷等，既要考虑到营养元素的回收再 利用，也不能忽视其中存在着的有毒物质，因此，为获得无毒无害的堆肥产品，目前主要考虑通过以下 这两种方法来改善堆肥过程：

（1） 与其他堆肥原料混合：通过将富含重金属的生物质原料与未受污染的干物质和其他生物可降 解物质原料以高比例混合，不仅能够增加堆肥最终产物中的HLA含量，还可以将总重金属含量降到最 低，但这项方法需要对混合物的成分进行连续密切的关注，以防止可能会造成的污染。堆肥原料的混合， 能够让植物修复后的生物量中的重金属以低浓度的形式返回土壤中，不仅有利于养分的恢复，且使用采 后就地堆肥的方式也被认为是一种高效的处理有害原料的方法［98］。

（2） 减少堆肥中的可浸出金属：主要是通过外加化学药剂减少堆肥中可浸出重金属的含量，如 Singh J等［99］在工厂收集含有多种重金属的水葫芦，并在30天的堆肥试验中发现，加入石灰显著地降低 了堆肥过程中的水溶性金属（Zn、Cu、Fe和Cr）、酸透可浸岀金属（Zn、Cu、Fe、Ni和Cr）和可浸 岀金属（Zn、Fe、Ni、Cr 和 Cd）。

在将植物修复后的生物质堆肥试验中，Uhram S等［100］将从填埋场渗滤液渠道中收集的芦苇和香蒲 分别与有益微生物（包括酵母菌、红假单胞菌和热酸菌）和红糖混合堆肥，对堆肥后的样品进行测定，发 现芦苇和香蒲堆肥样中的金属含量均小于韩国污泥回收堆肥标准的10%，且其中的有机质、碳氮含量 均高于商业肥料。表明了植物修复后的生物质堆肥利用的可能性与高效性。此外，Uhram S等［101 ］还通 过对油菜和麻栎这两种植物施肥进行盆栽试验，经过对比，施肥后植物的生物量比未施肥植物的生物量 有明显增长，且麻栎中重金属的生物积累与未施肥相比没有显著差异，然而却发现油菜中Zn的积累显 著高于未施肥土壤，猜测这可能是因为从填埋场中取的土壤含有一定的重金属浓度和土壤的稀释效应， 所以导致油菜的生长受到限制，最终使积累重金属浓度升高。使用植物修复后的生物质进行堆肥，最值 得关注的问题是其可能造成的土壤污染与随后在植物中存在的潜在生物积累。然而，目前关于使用堆肥 处理这种生物质的研究比较少，而Uhram S的研究又集中在填埋场的植物修复生物量堆肥回收与土壤 施肥，并不能完全预测其它区域的植物修复后生物质堆肥情况。因此，研究不足是目前植物修复后生物 质堆肥发展的一个重大限制，对探寻高效、稳定且普遍适用的生物质堆肥方法，还需要更多的研究。

1. 土壤有机碳的固定

土壤是陆地上最大的碳源贮藏库［102］，土壤碳库含量是大气碳含量的三倍左右［103］。目前，由于过度 的放牧与耕种，导致全球土壤不断退化，并向大气中输送大量的CO2,从而使土壤有机碳含量下降。土 壤碳库的变化会对全球碳循环造成巨大影响。土壤有机碳的变化受到诸多因素的影响，如环境因素（降 雨频率和植物凋零［104, 105］），全球变暖［106］，生态系统的转变［107］，森林砍伐与造林［108, 109］等。

土壤中有机碳的持久性和稳定性主要取决于土壤中活性碳库与惰性碳库的比值，比值越小，说明土 壤有机碳越稳定。这主要是由于活性碳很容易被微生物降解成 C02 排放，因此并不会影响土壤本身碳 库的含量。这也就证明了像长期施肥这种增加土壤活性碳的方法，并不会对土壤中有机碳的稳定性产生 太大的影响［110］,但也有研究表明，对氮肥进行一定的处理（如聚合物包膜尿素或生物炭包膜尿素）， 也能增强有机碳的形成与稳定［111］。然而使用堆肥产物对士壤进行长期施肥，由于堆肥产物中含有大量 的HS，可通过HLA和HLM的固碳作用，最终促进土壤有机碳的固定［112］。综上所述，可以使用富含 HS 的堆肥产物来固定土壤中的有机碳。且用于堆肥产物中 HS 的浓度与疏水性越高越有利于封存土壤 中不稳定有机化合物［113］，降低微生物的矿化，减少从土壤中排放出的 C02。

除了增加土壤中有机碳的含量外，对土壤有机碳含量的观测也十分重要。相比于对整个土壤有机碳 的观察， Chen Y 等［114］建议通过检测土壤中不稳定性有机碳，能更清楚地反映土壤有机碳的稳定状态。 由于目前土壤碳损失在逐年增加，如何有效增加土壤碳库中稳定性有机碳的含量，还是目前全球碳循环 研究的一大重点。在改善全球碳循坏时，除了关注土壤 HS 的作用外，还要注意其它因素对土壤的作用， 如土地利用方式的转变，气候、水土的侵蚀作用，土壤管理措施的改变等。

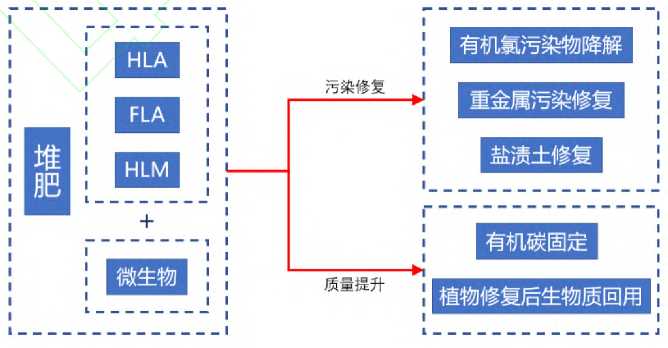


图 1 堆肥污染修复与质量提升

Figure 1 Pollution Remediation and Quality Improvement of Compost

1. 堆肥产品应用风险评价

在全球对肥料需求持续增加的情况下［115］，对堆肥应用的扩展与管理也变得越为重要。但目前我国 垃圾分类管理制度还未完善，堆肥原料种类不同且来源不均（大部分为农业废弃物，小部分为粪便和城 市生活垃圾），若堆肥不完全，原料中携带的病原体与无机或有机污染物很有可能就会留存下来，随着 堆肥产物的施用而进入环境中。同时，不同原料堆肥过程中的 HS 的功能基团和结构演化也不相同，其 转化机理也尚不明确，因此还无法稳定地获得能够高效修复特定土壤污染的堆肥产物。另外，对使用关 于堆肥评价的潜在生态风险因素（如堆肥产物重金属浓度、挥发性有机物的产生与排放［116, 117］、堆肥过 程中释放的恶臭［118］等）不同，对堆肥技术应用的风险评价也还没有一个统一的方法。

对堆肥过程和堆肥产物进行准确的风险评估是堆肥在土壤修复方面广泛应用的前提，为此需要寻找 一种对不同堆肥原料和堆肥产物都适用的生态风险因素指标，从而能够依据该指标改善堆肥过程从而稳 定获得高效的堆肥产物。

1. 讨论与展望

与传统的物理、化学方法相比，堆肥方法更加经济有效，符合可持续发展的绿色观念。堆肥作为一 种将有机质稳定腐殖化的方法，根据不同的土壤需求，堆肥产物本身还可以使用小分子 HLA 来提升土 壤有机质，真正实现了“以废治废”，在土壤污染修复与质量提升方面拥有着巨大的应用前景。但目前 对土壤样品的原位检测也发现， HLA 物质在土壤中一般为大分子类物质［119］，究竟是何原因导致我们提 取检测到的 HLA 与土壤中观测到的 HLA 之间发生了分子形态上的变化，还需要我们从更多角度上进 行探索研究。

随着我国经济的快速发展，人们对环境治理与维持方面的要求也越来越高，因此有机废物的循环利 用也就成为了我们迫切需要解决的重要问题之一。虽然堆肥能够有效的对有机废物进行回用，但也存在 着的一些弊端，如收益较低、堆肥周期长、堆肥产物质量不稳定、运输与储存成本较高等，因此，了解 堆肥生物降解过程中 HS 转化及相关作用机理，是跨越影响堆肥发展障碍的重要前提。

因此，未来堆肥方面的研究方向主要包括：1）研究不同条件（如高温、添加外源物、微生物接种 等）对堆肥产物 HS 结构和堆肥周期的影响；2）进一步探明 HS 在堆肥过程中的演化机制，从而获得 大量具有特定功能的HS； 3）尝试不同有机废弃物之间的共堆肥或污染源就地堆肥，减少运输与储存成 本； 4）对于 HS 的土壤理化性质改良以及土壤修复作用，这两种作用存在的异同且与不同的 HS 之间 的关系，还需要进一步研究。随着研究的不断深入，堆肥过程与堆肥技术的不断改进会使最终的堆肥产 物向更环保，更廉价，更高质量，更大规模使用的方向发展。

参考文献

1. 丛宏斌，赵立欣，姚宗路，等.中国农作物秸秆资源分布及其 产业体系与利用路径 [J]. 农业工程学报, 2019, 35(20): 132-140.
2. QUADRI G, CHEN X, JAWITZ J W, et al. Biobased Surfactant-Like Molecules from Organic Wastes: The Effect of Waste Composition and Composting Process on Surfactant Properties and on the Ability to Solubilize Tetrachloroethene (PCE) [J]. environmental Science & Technology, 2008, 42(7): 2618-2623.
3. WITTBRODT P R, PALMER C D. Effect of Temperature, Ionic Strength, Background Electrolytes, and Fe(III) on the Reduction of Hexavalent Chromium by Soil Humic Substances [J]. environmental Science & Technology, 1996, 30(8): 2470-2477.
4. Wittbrodt P R, Palmer C D. Reduction of Cr(W) in the Presence of Excess Soil FulWc Acid [J], environmental Science & Technology, 1995, 29(1): 255-263.
5. Wittbrodt P R, Palmer C D. Reduction of Cr何)by soil humic acids [J]. European Journal of Soil Science, 1997, 48(1): 151-162.
6. Haug R T. The practical handbook of compost engineering [M]. Routledge, 2018.
7. Rynk R, Van De Kamp M, Willson G B, et al. On-Farm Composting Handbook (NRAES 54) [M]. Northeast Regional Agricultural Engineering Service (NRAES), 1992.
8. Whitney P J, Lynch J M. The importance of lignocellulosic compounds in composting [M]. The Science of Composting. Springer, Dordrecht, 1996: 531-541.
9. Sesay A A, Lasaridi K, Stentiford E, et al. Controlled composting of paper pulp sludge using the aerated static pile method [J]. Compost Science & Utilization, 1997, 5(1): 82-96.
10. Sikora L J. Benefits and drawbacks to composting organic by-products [M]. Beneficial Co-utilization of Agricultural, Municipal and Industrial By-products. Springer, 1998: 69-77.
11. Danso G K, Otoo M, Ekere W, et al. Market feasibility of faecal sludge and municipal solid waste-based compost as measured by farmers' willingness-to-pay for product attributes： EWdence from kampala, uganda [J]. Resources, 2017, 6(3): 31.
12. Zhou H, Meng H, Zhao L, et al. Effect of biochar and humic acid on the copper, lead, and cadmium passivation during composting [J]. Bioresource Technology, 2018, 258: 279-286.
13. Cui H Y, Zhang S B, Zhao M Y, et al. Parallel faction analysis combined with two-dimensional correlation spectroscopy reveal the characteristics of mercury-composting-derived dissolved organic matter interactions [J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 384: 121395.
14. Park D, Yun Y S, Jo J H, et al. Mechanism of hexavalent chromium removal by dead fungal biomass of Aspergillus niger [J]. Water Research, 2005, 39(4): 533-540.
15. Fendorf S E. Surface reactions of chromium in soils and waters [J]. Geoderma, 1995, 67(1-2): 55-71.
16. Bartlett R J, James B R. Mobility and bioavailability of chromium in soils [J]. Advances in environmental Science and Technology, 1988, 20: 267-304.
17. Scaglia B, Tambone F, Adani F. Cr(W) reduction capability of humic acid extracted from the organic component of municipal solid waste [J]. Journal of environmental Sciences, 2013, 25(3): 487-494.
18. Gao H, Liu Y Zeng G, et al. Characterization of Cr(W) removal from aqueous solutions by a surplus agricultural waste—Rice straw [J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 150(2): 446-452.
19. Espinoza- Quinones F R, Martin N, Stutz G, et al. Root uptake and reduction of hexavalent chromium by aquatic macrophytes as assessed by high-resolution X-ray emission [J]. Water Research, 2009, 43(17): 4159-4166.
20. Pakzadeh B, Batista J R. Chromium removal from ion-exchange waste brines with calcium polysulfide [J]. Water Research, 2011, 45(10): 3055-3064.
21. Liu T, Rao P, Mak M S H, et al. Removal of co-present chromate and arsenate by zero-valent iron in groundwater with humic acid and bicarbonate [J]. Water Research, 2009, 43(9): 2540-2548.
22. Fataftah A K, Sanjay H G, Walia D S. Performance Improvement and Applications of Humasorb-Cs™: A Humic Acid-Based Adsorbent for Contaminated Water Clean Up [M]. Humic Substances. Woodhead Publishing, 2000: 309-319.
23. Salati S, Papa G, Adani F. Perspective on the use of humic acids from biomass as natural surfactants for industrial applications [J]. Biotechnology Advances, 2011, 29(6): 913-922.
24. Hernandez-Montoya V, Alvarez L H, Montes-Moran M A, et al. Reduction of quinone and non-quinone redox functional groups in different humic acid samples by Geobacter sulfurreducens [J]. Geoderma, 2012, 183: 25-31.
25. Scaglia B, Tambone F, Adani F. Cr (切)reduction capability of humic acid extracted from the organic component of municipal solid waste [J]. Journal of environmental Sciences, 2013, 25(3): 487-494.
26. Huang S W, Chiang P N, Liu J C, et al. Chromate reduction on humic acid derived from a peat soil-Exploration of the activated sites on HAs for chromate removal [J]. Chemosphere, 2012, 87(6): 587-594.
27. Zhang J, Yin H, Chen L, et al. The role of different functional groups in a novel adsorption-complexation-reduction multi-step kinetic model for hexavalent chromium retention by undissolved humic acid [J]. environmental Pollution, 2018, 237: 740-746.
28. Zhang J, Yin H, Wang H, et al. Reduction mechanism of hexavalent chromium by functional groups of undissolved humic acid and humin fractions of typical black soil from Northeast China [J]. environmental Science and Pollution Research, 2018, 25(17): 16913-16921.
29. Agrawal S G, Fimmen R L, Chin Y P. Reduction of Cr (W) to Cr
30. by Fe (II) in the presence of fulWc acids and in lacustrine pore、 water [J]. Chemical Geology, 2009, 262(3-4): 328-335.
31. Zhang J, Yin H, Wang H, et al. Molecular structure-reactiWty correlations of humic acid and humin fractions from a typical black soil for hexavalent chromium reduction [J]. Science of The Total En Wronment, 2019, 651: 2975-2984.
32. Mak M S H, Lo I M C. Influences of redox transformation, metal complexation and aggregation of fulWc acid and humic acid on Cr (W) and As (V) removal by zero-valent iron [J]. Chemosphere, 2011, 84(2): 234-240.
33. Zhilin D M, Schmitt-Kopplin P, Perminova I V. Reduction of Cr (W) by peat and coal humic substances [J]. environmental Chemistry Letters, 2004, 2(3): 141-145.
34. Mohamed A, Yu L, Fang Y, et al. Iron mineral-humic acid complex enhanced Cr (W) reduction by Shewanella oneidensis MR-1 [J]. Chemosphere, 2020, 247: 125902.
35. 0hta A, Kagi H, Tsuno H, et al. Speciation study of Cr (W/III) reacting with humic substances and determination of local structure of Cr binding humic substances using XAFS spectroscopy [J]. Geochemical Journal, 2012, 46(5): 409-420.
36. Chen S Y, Huang S W, Chiang P N, et al. Influence of chemical compositions and molecular weights of humic acids on Cr (W) photo-reduction [J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 197: 337-344.
37. Konhauser K 0, Kappler A, Roden E E. ChemInform Abstract: Iron in Microbial Metabolisms [J]. Cheminform, 2012, 43(27).
38. Piepenbrock A, Kappler A. Humic Substances and Extracellular Electron Transfer [M]. Microbial Metal Respiration. Springer, Berlin, Heidelberg, 2013: 107-128.
39. Kappler A, Straub K L. Geomicrobiological cycling of iron [J]. ReWews in Mineralogy and Geochemistry, 2005, 59(1): 85-108.
40. Straub K L, Kappler A, Schink B. Enrichment and isolation of ferric - iron - and humic - acid - reducing bacteria [J]. Methods in Enzymology, 2005, 397: 58-77.
41. Lovley D R, Coates J D, Blunt-Harris E L, et al. Humic substances as electron acceptors for microbial respiration [J]. Nature, 1996, 382(6590): 445-448.
42. Klupfel L, Piepenbrock A, Kappler A, et al. Humic substances as fully regenerable electron acceptors in recurrently anoxic enW ronments [J]. Nature Geoscience, 2014, 7(3): 195-200.
43. Yuan Y, He X, Xi B, et al. Polarity and molecular weight of compost-derived humic acid affect Fe (III) oxides reduction [J]. Chemosphere, 2018, 208: 77-83.
44. Li Y, Yu S, Strong J, et al. Are the biogeochemical cycles of carbon, nitrogen, sulfur, and phosphorus driven by the "Fe III-Fe II redox wheel" in dynamic redox enWronments? [J]. Journal of Soils and Sediments, 2012, 12(5): 683-693.
45. Tas D 0, Pavlostathis S G. The influence of iron reduction on the reductive biotransformation of pentachloronitrobenzene [J]. European Journal of Soil Biology, 2007, 43(5-6): 264-275.
46. Parsons C T, Couture R M, Omoregie E O, et al. The impact of oscillating redox conditions: arsenic immobilisation in contaminated calcareous floodplain soils [J]. environmental Pollution, 2013, 178: 254-263.
47. Contin M, Mondini C, Leita L, et al. Enhanced soil toxic metal fixation in iron (hydr) oxides by redox cycles [J]. Geoderma, 2007, 140(1-2): 164-175.
48. Borch T, Kretzschmar R, Kappler A, et al. Biogeochemical redox processes and their impact on contaminant dynamics [J]. environmental Science & Technology, 2010, 44(1): 15-23.
49. Bauer I, Kappler A. Rates and extent of reduction of Fe (III) compounds and O2 by humic substances [J]. environmental Science & Technology, 2009, 43(13): 4902-4908.
50. Wei Y, Wei Z, Zhang F, et al. Role of Humic Acid Chemical Structure Derived from Different Biomass Feedstocks on Fe (III) Bioreduction Acti W ty: Implication for Sustainable Use of Bioresources [J]. Catalysts, 2019, 9(5): 450.
51. Stern N, Mejia J, He S, et al. Dual role of humic substances as electron donor and shuttle for dissimilatory iron reduction [J]. environmental Science & Technology, 2018, 52(10): 5691-5699.
52. Lovley D R, Fraga J L, Coates J D, et al. Humics as an electron donor for anaerobic respiration [J]. environmental Microbiology, 1999, 1(1): 89-98.
53. 赵昕宇, 范钰莹, 席北斗, 等. 不同来源堆肥腐殖质还原菌 异化铁还原能力评估与调控 [J]. 中国环境科学, 38(10): 217-224.
54. Zhang Y, Zhao Y, Chen Y, et al. A regulating method for reducing nitrogen loss based on enriched ammonia-oxidizing bacteria during composting [J]. Bioresource Technology, 2016, 221: 276-283.
55. Zhang H, Dong H, Shi Y, et al. Transformation of Cotton (Gossypium hirsutum L.) with AhCMO Gene and the Expression of Salinity Tolerance [J]. Acta Agronomica Sinica, 2007, 33(7): 1073.
56. Zhu B, Su J, Chang M, et al. Overexpression of a △ l-pyrroline-5-carboxylate synthetase gene and analysis of tolerance to water-and salt-stress in transgenic rice [J]. Plant Science, 1998, 139(1): 41-48.
57. Wong V N L, Greene R S B, Murphy B W, et al. Decomposition of added organic material in salt-affected soils [C]. Cooperative Research Centre for Landscape En W ronments and Mineral Exploration Regional Regolith Symposia. 2005, 10: 333-337.
58. Leme M M V, Rocha M H, Lora E E S, et al. Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from Municipal Solid Waste (MSW) in Brazil [J]. Resources Conservation & Recycling, 2014, 87: 8-20.
59. Quirk J P. The significance of the threshold and turbidity concentrations in relation to sodicity and microstructure [J]. Soil Research, 2001, 39(6): 1185-1217.
60. Meena M D, Joshi P K, Narjary B, et al. Effects of municipal solid waste compost, rice-straw compost and mineral fertilisers on biological and chemical properties of a saline soil and yields in a mustard-pearl millet cropping system [J]. Soil Research, 2016, 54(8): 958-969.

160] Qadir M, Schubert S. Degradation Processes and Nutrient Constraints in Sodic Soils [J]. Land Degradation & Development, 2002, 13(4): 275-294.

1. Raychev T, Popandova S, Jozefaciuk G, et al. Physicochemical reclamation of saline soils using coal powder [J]. International Agrophysics, 2001, 15(1): 51-54.
2. Wang L, Sun X, Li S, et al. Application of Organic Amendments to a Coastal Saline Soil in North China: Effects on Soil Physical and Chemical Properties and Tree Growth [J]. PloS One, 2014, 9(2): e89185.
3. Weber J, Karczewska A, Drozd J, et al. Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2007, 39(6): 1294-1302.
4. Hargreaves J, Adl M S, Warman P R. A reWew of the use of composted municipal solid waste in agriculture [J]. Agriculture, Ecosystems & EnWronment, 2008, 123(1-3): 1-14.
5. Chandra S, Joshi H C, Pathak H, et al. Effect of potassium salts and distillery effluent on carbon mineralization in soil [J]. Bioresource Technology, 2002, 83(3): 255-257.
6. Mkhabela M S, Warman P R. The influence of municipal solid waste compost on yield, soil phosphorus availability and uptake by two vegetable crops grown in a Pugwash sandy loam soil in Nova Scotia [J]. Agriculture, Ecosystems & EnWronment, 2005, 106(1): 57-67.
7. Park M, SingWlay O, Shin W, et al. Effects of long-term compost and fertilizer application on soil phosphorus status under paddy cropping system [J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2004, 35(11-12): 1635-1644.
8. Lin R, Wang X, Luo Y, et al. Effects of soil cadmium on growth, oxidative stress and antioxidant system in wheat seedlings (Triticum aestivum L.) [J]. Chemosphere, 2007, 69(1): 89-98.
9. Sinha S, Gupta A K. Translocation of metals from fly ash amended soil in the plant of Sesbania cannabina L. Ritz: effect on antioxidants [J]. Chemosphere, 2005, 61(8): 1204-1214.
10. Walker D J, Bernal M P. The effects of olive mill waste compost and poultry manure on the availability and plant uptake of nutrients in a highly saline soil [J]. Bioresource Technology, 2008, 99(2): 396-403.
11. Kale S P, Murthy N B K, Raghu K, et al. Studies on degradation of 14C-DDT in the marine enWronment [J]. Chemosphere, 1999, 39(6): 959-968.
12. Foght J, April T, Biggar K, et al. Bioremediation of DDT-contaminated soils: a reWew [J]. Biorernediation Journal, 2001, 5(3): 225-246.
13. Turusov V, Rakitsky V, Tomatis L. Dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT): ubiquity, persistence, and risks [J]. environmental Health Perspectives, 2002, 110(2): 125-128.
14. Gautam S K, Suresh S. Studies on dechlorination of DDT (1, 1, 1-trichloro-2, 2-bis (4-chlorophenyl) ethane) using magnesium/palladium bimetallic system [J]. Journal of Hazardous Materials, 2007, 139(1): 146-153.
15. Sayles G D, You G, Wang M, et al. DDT, DDD, and DDE dechlorination by zero-valent iron [J]. environmental Science & Technology, 1997, 31(12): 3448-3454.
16. Purnomo A S, Mori T, Kamei I, et al. Application of mushroom waste medium from Pleurotus ostreatus for bioremediation of DDT-contaminated soil [J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2010, 64(5): 397-402.
17. Laine M M, Jorgensen K S. Straw compost and bioremediated soil as inocula for the bioremediation of chlorophenol-contaminated soil [J]. Applied and environmental Microbiology, 1996, 62(5): 1507-1513.
18. Semple K T, Fermor T R. Enhanced mineralization of UL-14C-pentachlorophenol by mushroom composts [J]. Research in Microbiology, 1997, 148(9): 795-798.
19. Semple K T, Watts N U, Fermor T R. Influence of temperature on the mineralisation of [UL-14C] benzene in spent mushroom compost [J]. FEMS Microbiology Letters, 1998, 164(2): 317-321.
20. Eggen T. Application of fungal substrate from commercial mushroom production—Pleuorotus ostreatus—for bioremediation of creosote contaminated soil [J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 1999, 44(2-3): 117-126.
21. Reid B J, Fermor T R, Semple K T. Induction of PAH-catabolism in mushroom compost and its use in the biodegradation of soil-associated phenanthrene [J]. environmental Pollution, 2002, 118(1): 65-73.
22. Lau K L, Tsang Y Y, Chiu S W. Use of spent mushroom compost to bioremediate PAH-contaminated samples [J]. Chemosphere, 2003, 52(9): 1539-1546.
23. Puglisi E, Cappa F, Fragoulis G, et al. Bioavailability and degradation of phenanthrene in compost amended soils [J]. Chemosphere, 2007, 67(3): 548-556.
24. Lourencetti C, Favoreto R, Marchi M R R, et al. Residues of organochlorine pesticides and PCBs in some Brazilian municipal solid waste compost [J]. Journal of environmental Science and Health, Part B, 2007, 42(6): 697-705.
25. Caracciolo A B, Giuliano G, Grenni P, et al. Effect of urea on degradation of terbuthylazine in soil [J]. environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal, 2005, 24(5): 1035-1040.
26. Alber T, Cassidy M B, Zablotowicz R M, et al. Degradation of p-nitrophenol and pentachlorophenol mixtures by Sphingomonas sp. UG30 in soil perfusion bioreactors [J]. Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology, 2000, 25(2): 93-99.
27. Breedveld G D, SparreWk M. Nutrient-limited biodegradation of PAH in various soil strata at a creosote contaminated site [J]. Biodegradation, 2000, 11(6): 391-399.
28. Deng X, Wu C, Li Y, et al. Effects of Chicken Manure Compost on the Production of Dissolved 0rganic Carbon and the Degradation of p, p'-DDT in Loam Soil [C]. 2016 5th International Conference on CiWl, Architectural and Hydraulic Engineering (ICCAHE 2016). Atlantis Press, 2016.
29. Purnomo A S, Koyama F, Mori T, et al. DDT degradation potential of cattle manure compost [J]. Chemosphere, 2010, 80(6): 619-624.
30. Wu C, Chen N, Li H, et al. Kocuria rosea HN01, a newly alkaliphilic humus-reducing bacterium isolated from cassava dreg compost [J]. Journal of Soils and Sediments, 2014, 14(2): 423-431.
31. Sadiq S, Mahmood-Ul-Hassan M, Ahad K, et al. Bioremediation of hexachlorocyclohexane (HCH) in soil using spent mushroom compost of Pleurotus ostreatus [J]. Bioremediation Journal, 2018, 22(3-4): 126-135.
32. Anderson D B, Hinchee R E, Hoeppel R E. Bioremediation of recalcitrant organics [M]. Battelle Press, 1995.
33. Regan Sr R W. Use of SMS as a compost matrix to degrade pesticide residuals [J]. Compost Science & Utilization, 1994, 2(3): 56-62.
34. Vandervoort C, Zabik M J, Branham B, et al. Fate of selected pesticides applied to turfgrass: effect of composting on residues [J]. Bulletin of environmental Contamination and Toxicology, 1997, 58(1): 38-45.
35. Ali H, Khan E, Sajad M A. Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications [J]. Chemosphere, 2013, 91(7): 869-881.
36. 李如意, 李丁. 废弃重金属的植物修复与再利用研究进展

[J]. 生物产业技术, 2017, (3): 106-110.

1. 高喜, 张佩, 徐川川, 等. 土壤重金属污染的植物修复 [J]. 中国资源综合利用, 2017, 35(3): 70-74.
2. Guangwei Y, Hengyi L, Tao B A I, et al. In-situ stabilisation followed by ex-situ composting for treatment and disposal of heavy metals polluted sediments [J]. Journal of environmental Sciences, 2009, 21(7): 877-883.
3. Singh J, Kalamdhad A S. Concentration and speciation of heavy metals during water hyacinth composting [J]. Bioresource Technology, 2012, 124: 169-179.
4. Song U, Park H. Importance of biomass management acts and policies after phytoremediation [J]. Journal of Ecology and EnW ronment, 2017, 41(1): 13.
5. Song U, Song U. Improvement of soil properties and plant responses by compost generated from biomass of phytoremediation plant [J]. environmental Engineering Research, 2019, 25(5): 638-644.
6. Eswaran H, Van Den Berg E, Reich P. 0rganic carbon in soils of the world [J]. Soil Science Society of America Journal, 1993, 57(1): 192-194.
7. Pries C E H, Castanha C, Porras R C, et al. The whole-soil carbon flux in response to warming [J]. Science, 2017, 355(6332): 1420-1423.
8. Chen X, Deng Q, Lin G, et al. Changing rainfall frequency affects soil organic carbon concentrations by altering non-labile soil organic carbon concentrations in a tropical monsoon forest [J]. Science of The Total EnWronment, 2018, 644: 762-769.
9. Yan J, Wang L, Hu Y, et al. Plant litter composition selects different soil microbial structures and in turn drives different litterdecomposition pattern and soil carbon sequestration capability [J]. Geoderma, 2018, 319: 194-203.
10. Wang H, Liu S, Schindlbacher A, et al. Experimental warming reduced topsoil carbon content and increased soil bacterial diversity in a subtropical planted forest [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2019, 133: 155-164.
11. Mukumbuta I, Shimizu M, Hatano R. Short-term land-use change from grassland to cornfield increases soil organic carbon and reduces total soil respiration [J]. Soil and Tillage Research, 2019, 186: 1-10.
12. Karhu K, Wall A, Vanhala P, et al. Effects of afforestation and deforestation on boreal soil carbon stocks—comparison of measured C stocks with Yasso07 model results [J]. Geoderma, 2011, 164(1-2): 33-45.
13. Feng J, Xu X, Wu J, et al. Inhibited enzyme actiWties in soil macroaggregates contribute to enhanced soil carbon sequestration under afforestation in central China [J]. Science of 'The Total EnW ronment, 2018, 640: 653-661.
14. 孙艳妮. 长期不同施肥下红壤性水田和旱地土壤有机碳稳 定性差异研究 [D]; 南京农业大学, 2015.
15. Li M, Hu H, He X, et al. Organic Carbon Sequestration in Soil Humic Substances As Affected by Application of Different Nitrogen Fertilizers in a Vegetable-Rotation Cropping System [J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2019, 67(11): 3106-3113.
16. Song X, Liu S, Liu Q, et al. Carbon Sequestration in Soil Humic Substances Under Long-Term Fertilization in a Wheat-Maize System from North China [J]. Journal of Integrative Agriculture, 2014, 13(3): 562-569.
17. Spaccini R, Piccolo A, Conte P, et al. Increased soil organic carbon sequestration through hydrophobic protection by humic substances [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2002, 34(12): 1839-1851.
18. Chen Y, Cao J, Zhao J, et al. Labile C dynamics reflect soil organic carbon sequestration capacity: Understory plants drive topsoil C process in subtropical forests [J]. Ecosphere, 2019, 10(6): e02784.
19. Lim S L, Wu T Y, Lim P N, et al. The use of vermicompost in organic farming: overWew, effects on soil and economics [J]. Journal of the Science of Food and Agriculture, 2015, 95(6): 1143-1156.
20. Mustafa M F, Liu Y, Duan Z, et al. Volatile compounds emission and health risk assessment during composting of organic fraction of municipal solid waste [J]. Journal of Hazardous Materials,
21. 327: 35-43.
22. Nie E, Zheng G, Shao Z, et al. Emission characteristics and health risk assessment of volatile organic compounds produced during municipal solid waste composting [J]. Waste Management,
23. 79: 188-195.
24. Cheng Z, Sun Z, Zhu S, et al. The identification and health risk assessment of odor emissions from waste landfilling and composting [J]. Science of The Total EnWronment, 2019, 649: 1038-1044.
25. Schmidt M W I, Torn M S, Abiven S, et al. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property [J]. Nature, 2011, 478(7367):

49-56.