

生物炭的环境效应及其应用的研究进展*

李 力 刘 娅 陆宇超 梁中耀 张 鹏 孙红文**

(南开大学环境科学与工程学院,环境污染过程与基准教育部重点实验室,天津,300071)

摘 要 作为新型环境功能材料,生物炭以其优良的环境效应和生态效应成为环境科学等学科研究的前沿热点.本文介绍了生物炭结构和基本特性,对其在土壤肥力改良、碳的增汇减排以及受污染环境修复的应用和机理方面的研究进展进行了综述,并扼要分析了生物炭研究的前景和方向,为生物炭技术的应用和推广提供一定的思路.

关键词 生物炭,环境效应,土壤改良,碳增汇减排,环境修复.

生物炭(biochar)是由生物残体在缺氧的情况下,经高温慢热解(通常<700℃)产生的一类难熔的、稳定的、高度芳香化的、富含碳素的固态物质^[1-5].通常认为,生物炭属于黑炭(black char)范畴的一种.根据生物质材料的来源,生物炭可以分为木炭、竹炭、秸秆炭、稻壳炭、动物粪便炭等^[6-8].目前学术界并没有一个明确的标准来区分生物炭及其它类似的炭质材料^[3],为便于更好地阐述生物炭及其相关概念,表1比较了生物炭与若干炭质材料的概念内涵.

表1 常见炭质材料概念分类
Table 1 Classification of common carbonous materials

概念	内涵
生物炭 Biochar	强调生物质来源和农业科学、环境科学中的应用,主要用于土壤肥力改良、大气碳库增汇减排以及受污染环境修复 ^[9-11]
炭 Char	泛指炭材料,尤其强调天然火在自然状态下烧制形成 ^[3]
木炭/炭黑 Charcoal	制作过程和性质特点与生物炭相似,多使用木头、煤炭作为原料 ^[12] .强调应用于燃料、工业热炼、除臭脱色的生物质热解残渣,具有高热值和高内表面积 ^[3,13]
农业炭 Agrichar	强调用于农业土壤改良、作物增产的炭质材料,可认为生物炭在农业科学的特定称谓 ^[5,14]
活性炭 Activated carbon	强调制作过程中为增强表面特性的应用而人为采用极高温(通常>700℃)、物理化学手段(如高温气体或化学药剂)活化的、高比表面积、高吸附特性的疏松多孔性物质,常用于受污染环境的修复、环境工程处理等方面 ^[15-17]
黑炭 Black carbon/ Black char	泛指各类有机质不完全碳化生成的残渣,包括炭黑、生物炭、活性炭、焦炭等各种炭质材料 ^[10,18-20]

近年,生物炭作为一类新型环境功能材料引起广泛关注,其在土壤改良、温室气体减排以及受污染环境修复方面都展现出应用潜力^[1-3,18,21],为解决粮食危机、全球气候变化等环境问题,提供了新的思路.此外,生物炭还在获取生物质能、废弃生物质资源化以及碳排放贸易等方面有着重要地位^[5,9].

本文综述了近年来学界关于生物炭在土壤肥力改良、大气碳汇减排以及土壤污染修复等方面的研究进展,并扼要分析了生物炭研究的前景和方向,为生物炭技术的应用和推广提供一定的思路.

1 生物炭的结构和基本特性

生物炭的组成元素主要为碳、氢、氧等,而且以高度富含碳(约70%—80%)为主要标志^[22-23],可以视为纤维素、羧酸及其衍生物、呋喃、吡喃以及脱水糖、苯酚、烷属烃及烯属烃类的衍生物等成分复杂的含碳物质构成的连续统一体^[24],其中烷基和芳香结构是最主要的成分^[25].

从微观结构上看,生物炭多由紧密堆积、高度扭曲的芳香环片层组成^[3],X射线表明其具有乱层结

2010年10月18日收稿.

* 南开大学国家大学生创新性实验计划(No. 101005534);Asia-Pacific Network for Global Change Research Project 资助.

** 通讯联系人, E-mail:sunhongwen@nankai.edu.cn

构(turbostratic structure)^[26]. 生物炭表面多孔性特征显著(图1),因此具有较大的比表面积和较高的表面能. 表面极性官能团较少^[27],主要基团包括羧基、酚羟基、羰基、内酯、吡喃酮、酸酐等,构成了生物炭良好的吸附特性. 随着研究的推进,研究者还发现生物炭具有大量的表面负电荷以及高电荷密度的特性^[28].

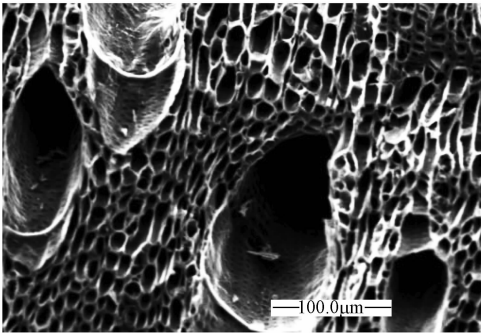


图1 扫描电镜下的生物炭孔状结构^[3]
Fig.1 The porosity of biochar by SEM^[3]

由于原材料、技术工艺及热解条件等差异,生物炭在结构和 pH、挥发分含量、灰分含量、持水性、表观密度、孔容、比表面积等理化性质上表现出非常广泛的多样性,进而使其拥有不同的环境效应和环境应用^[10]. 目前,学界普遍认为生物炭的原材料和热解温度对炭质理化性质和环境功能影响最为显著. ①前体原料成分是决定生物炭组成及性质的基础,如动物生物质来源与植物生物质来源的生物炭相比,C/N 比例较低,灰分含量更高,导致生物炭的阳离子交换量(Cationic Exchange Capacity, CEC)和电导率(electrical conductivity, EC)更高^[29-30]. ②关于生物炭热解温度对其环境应用特性的影响一直是研究的热点(表2),如 Antal 等^[26]曾经讨论了温度对炭质材料的孔结构、比表面积和吸附特性之间的关系,并根据生物质热解情况分为 <250 ℃、250 ℃—290 ℃、>290 ℃ 3 个机理显著不同的阶段.

表2 热解温度对生物炭基本特性的影响

Table 2 Effects of pyrolysis temperature on the properties of biochar

基本性能	实验结果
比表面积(SSA)	热解温度升高,比表面积增大 ^[8,31-32] . 如吴成等 ^[32] 发现热解温度从 150 ℃ 升至 500 ℃,比表面积从 12 m ² ·g ⁻¹ 升至 307 m ² ·g ⁻¹ ;温度升高,孔结构及复杂性降低,导致比表面积增大 ^[3]
阳离子交换量(CEC)	热解温度升高,CEC 降低. 如 Lee 等 ^[33] 发现温度从 450 ℃ 升至 700 ℃,CEC 从 (26.36 ± 0.1676) cmol·kg ⁻¹ 下降至 (10.28 ± 2.909) cmol·kg ⁻¹ . CEC 与生物炭 O/C 比相关,热解温度较低时纤维素分解不完全,含氧官能团如羟基、羧基和羰基被保留,生物炭具有更高的 O/C 比和较大的 CEC
pH	热解温度升高,pH 增大. 如 Hossain 等 ^[34] 发现较低温度下(300 ℃ 和 400 ℃)烧制的生物炭 pH < 7,较高温度下(700 ℃)烧制的 pH > 7
灰分(ash content)	热解温度升高,灰分含量增大. 如 Cao 等 ^[8] 观察温度从 25 ℃ 升至 500 ℃,灰分含量从不足 40% 上升至 96%
持水性(WHC)	热解温度升高,持水性下降 ^[10] . 随着温度上升,生物炭芳构化程度加深,表面疏水性增强 ^[35] ,不易保持土壤间隙水

2 生物炭改良土壤肥力研究

2.1 研究现状

对生物炭提升土壤肥力的报道最初见于对南美亚马逊流域黑土 terra preta 的研究中. 这种高质量黑色壤土是当地居民先人烧制生物炭质改良之后的耕作土^[2],其生物炭平均含量超出周围土壤的 4 倍,部分地区甚至高达 70 倍^[36,37]. 早在 1879 年,Herbert Smith 在其出版的《Scribner's Monthly》一书中就注意到当地烟草和甘蔗的富饶多产与富含生物炭的黑土密切相关^[2,38]. 自从 20 世纪 40 年代确认黑土的产生源于人工之后,作为一种肥沃的土地资源,人们对它的研究一直在进行. 被誉为“生物炭教父”的 Wim Sombroek 于 1966 年在其专著《Amazon Soils》中详细描述了黑土的分布和特性. 之后其大量的著作中进一步概括了生物炭在改良土壤肥力和储存大气碳汇等方面的作用^[38,39]. 目前关于生物炭改良土壤肥力

的研究已经扩展到生态系统高度,如 Laird 等^[40]认为传统的获取生物能源的热解技术将生物质与土壤系统隔离,是以消耗土壤有机质和降低土壤肥力为代价的,而生物炭还田既可以补偿土壤有机质的消耗,又能够改良土壤肥力,从而实现能量和物质的循环效益最大化.现在,研究人员普遍观察到生物炭对植株产量的影响,部分研究数据列于表 3.

表 3 生物炭对植株生物量的影响
Table 3 Effect of biochar on plant biomass

作物	施用量	影响数据	文献
小麦 (<i>Triticum aestivum</i> L.)	10 t·hm ⁻²	干重提高约 66.7%	[41]
高粱 (<i>Sorghum bicolor</i> L.)		干重提高约 16.7%	
萝卜 (<i>Raphanus sativus</i> L.)		干重提高≥50%	
蕃茄 (<i>Lycopersicon Esculentum</i> L.)	10 t·hm ⁻²	果实数量提高 64% 果实产量提高 64% 干重提高 19% 株高提高 30%	[42]
玉米 (<i>Zea mays</i> L.)	8 t·hm ⁻²	产量提高 71%	[43]
	20 t·hm ⁻²	产量提高 140%	
水稻 (<i>Oryza sativa</i> L.)	25.5—45.5 g·kg ⁻¹ (干重)	生物量提高 166%,果实产量提高 294%,果实数量提高 232%,根的生物量提高 147%	[44]
辣椒 (<i>Capsicum annuum</i> L.)	1%—5%	生物量提高 28.4%—228.9% 不等;果实产量提高 16.1%—25.8% 不等	[45]

2.2 生物炭改良土壤机理

生物炭能够增加土壤肥力,提高作物产量,是学者们通过观察大量实验现象得出的事实,但具体机理还有待探究,目前文献认为可能的原因有如下几点:

首先,生物炭能够显著提高土壤 pH、改变土壤质地、增大盐基交换量,从而引起土壤 CEC 增加^[41,46].同时 Lehmann 等^[38]还认为由于生物炭含有丰富的芳环结构和羧基等基团,显著增加了离子交换的位点,其表面交换活性更高,因此施加生物炭之后,土壤的 CEC 水平显著提高,影响植物对营养元素的吸收效果.

施用生物炭能够促进土壤有机质 (Soil Organic Matter, SOM) 水平的提高^[47,48],一方面生物炭能吸附土壤有机分子,通过表面催化活性促进小的有机分子聚合形成 SOM^[49],另一方面生物炭本身极为缓慢的分解有助于腐殖质的形成,通过长期作用促进土壤肥力的提高^[40,50].如 Glaser 等认为^[36],在热带地区,含有生物炭的土壤由于其高度的化学稳定性和生物稳定性,相较其它形式的有机质更难以在高温高湿环境下被分解,从而提高了 SOM 含量,成为其重要的“库”.

另外,生物炭能够有效调控土壤中营养元素的循环.①生物炭独特的表面特性使其对土壤水溶液中的 NH₄⁺-N^[51-53],NO₃⁻-N^[52-54]、K^[52]、P^[38,55] 及气态 NH₃ 等^[56] 不同形态存在的营养元素有很强的吸附作用,同时,施加生物炭之后土壤的持水能力和供水能力得到提高^[57,58],生物炭通过减少水溶性营养离子的溶解迁移避免营养元素的淋失,并在土壤中持续而缓慢地加以释放,相当于营养元素的缓释载体,从而达到保持肥力的效果^[39].如 Laird 等^[46]观察了在施用猪粪的温带农业土中添加不同含量生物炭对营养元素淋滤效果的影响,发现滤出液中的 N、P、Mg 和 Si 总量随生物炭添加量的增加而显著降低,添加 20 g·kg⁻¹生物炭更是能够减少总 N 滤出量的 11% 和可溶性 P 滤出量的 69%,保肥效果十分明显.②生物炭能够通过调节硝化和反硝化过程避免氮素流失,如 DeLuca 等^[59]实验发现在同等 NH₄⁺ 供应水平下,施加生物炭能够使土壤中 NO₃⁻ 含量加倍,他推测生物炭能够吸附去除土壤中某些硝化作用的抑制剂解除抑制作用,促进硝化作用.此外,生物炭具有多孔和低密度的特性,施用后能改善土壤通气状况,降低厌氧程度,从而抑制反硝化作用^[57-58].③生物炭和其它有机或无机肥料配合施用,作物增产效果更佳^[51,60],Chan 等^[61]对比了生物炭和氮肥对萝卜的交互作用,结果发现在施用氮肥条件下,添加生物炭的作物产量增加 120%.

生物炭的多孔性和表面特性能够为微生物生存提供附着位点和较大空间,同时调控土壤微环境的理化性质,影响和调控土壤微生物的生长、发育和代谢,进而改善土壤肥力.例如 Pietikainen 等^[62]描述

了生物炭对土壤中腐殖质 pH 值和腐殖质中微生物群落生长率的影响效果,认为生物炭通过增加 pH 提高微生物群落的呼吸代谢速率,改善微生物对基质的利用格局,进而改良土壤肥力. Graber 等^[45]实验认为施加生物炭能增加微生物群落,因此提高植物的生物量,同时增强植物对病害的抗性. Grossman 等^[63]比较观察了含生物炭和不含生物炭的土中微生物群落的种类,发现含有生物炭的土不论种类和用途其微生物种类基本相同,而且和不含生物炭的土中微生物种类大有不同,说明生物炭对微生物的群落分布具有一定的控制作用.

最后,生物炭能改变有毒元素的形态,降低有毒元素对作物以及对环境的危害,有助于植株正常发育. 许多学者认为^[64-66],施用生物炭能显著增大土壤 pH,由此降低 Al、Cu、Fe 等重金属可交换态的含量,与此同时增加 Ca 和 Mg 等植物必需元素的可利用性,一方面减轻了有害元素对作物生长过程中的伤害,另一方面增加了植物对营养元素的摄取,从而促进了植株的生长.

3 生物炭在大气碳库中增汇减排的作用

随着温室气体排放增加、自然气候变化异常等环境形势日益严峻,以 CO₂ 为代表的温室气体减排已经成为应对气候变化挑战的一个重要议题. 文献表明,由于土地利用而引起的土壤碳汇损失是大气碳素含量不断升高的主要驱动力^[67],生物炭作为一种具有高度稳定性的富碳物质,在其产生和储存的过程中都能起到将生物质中碳素锁定而避免经微生物分解等途径进入大气的功效,从而有效发挥土壤碳汇的作用,起到了增汇减排,影响气候变化和全球热辐射平衡的积极作用^[9,24,68].

3.1 研究现状

生物炭增汇减排的效应最早可以追溯到关于亚马逊流域黑土 terra preta 对碳平衡和气候影响的研究中^[2],近年来随着应对气候变化的迫切需要和碳素固定封存技术的日益发展,生物炭增汇减排作用研究也呈现出新的特点,主要集中在以下几个方面:

(1) 对生物炭减排机理进行研究和解释. 如 Spokas 等^[69]通过在实验室条件下检测不同配比的生物炭-土壤-水分体系中 CO₂、N₂O 和 CH₄ 的排放量,认为在扣除体系自身气体排放之后,可以观察到上述温室气体的减排总量与生物炭质量呈显著正相关,支持生物炭能够有效降低土壤有机质矿化速率从而实现增汇减排的假说.

(2) 通过在微观的实验室尺度上对生物炭生成速率和固定碳素速率的研究,给出生物炭在宏观的全球尺度上增汇减排的效果(表 4). 但是,由于碳化条件等诸多因素的差异导致生物炭的生成速率难以确切估计^[25],同时所有的估计都是基于一系列简化假设推断^[40],因此不同研究者给出的生物炭增汇减排的具体估计值有较大差异,寻求较为准确且一致的数据将是未来研究的方向.

表 4 不同学者对生物炭固定碳素总量估计
Table 4 Various estimations of C sequestration by biochars

作者	估算方法	每年碳素减排总量	参考文献
Gaunt 等(2008)	运用碳收支法分别对采用生物能原料和采用植物残体两种情形,计算各自田间管理、化石燃料(煤和天然气)替代、热解过程固碳等环节的碳投入和产出	生物能原料减排 (1.26—1.86) × 10 ⁷ g·ha ⁻¹ ·a ⁻¹	[5]
		植物残体减排 (0.96—1.18) × 10 ⁷ g·ha ⁻¹ ·a ⁻¹	
Lehmann 等(2006)	将热解制取生物炭与获取生物能结合,每获得 109 J 生物能可固定 30.6 kg 碳素	(5.5—9.5) × 10 ¹⁵ g·a ⁻¹ (预计 2100 年规模)	[9]
Lehmann(2007)	分别统计森林植物残体、速生植被和农作物残体热解各自产生生物炭的减排效果	0.16 × 10 ¹⁵ g·a ⁻¹ (全美范围)	[70]
Amonette 等(2007)	假设陆地生态系统每年可利用生物质总量 6.1 × 10 ¹⁵ g,热解过程碳素固定的效率为 50%	3.0 × 10 ¹⁵ g·a ⁻¹	[71]
Woolf 等(2010)	在不考虑可得性和对生物多样性、生态系统稳定性和粮食安全的影响条件下,假设全球的生物质资源能够可持续被现代高产出、低排放的热解方法所利用折算“最大可持续技术减排量”	1.8 × 10 ¹⁵ g·a ⁻¹	[72]
Ogawa 等(2006)	运用碳收支法分别统计植株残体转化的碳排量、生物炭的储碳量以及制作生物炭过程的燃料消耗的产碳量	15.571 × 10 ⁹ g·a ⁻¹ (以印度尼西亚为例)	[73]

(3)从生物炭系统的层次上研究生物炭增汇减排与其它环境应用的关系,以及生物炭的生命周期评价(LCA),从而全面考量增汇减排的收益和消耗、环境复杂性和能源需求,最大限度地发挥生物炭增汇减排的功效^[1,3]. Lehmann 等^[9]提出生物炭系统减排可以与土壤改良相耦合,即在农田轮作的基础上,采用速生植株做生物炭原材料,将农作物生物质循环利用、产生生物炭、热解以利用生物能联合起来.在这个过程中,一方面实现生物炭改良土壤与增汇减排的双赢,另一方面产生的生物能代替了化石燃料的使用,在另一个层次上减少了碳排放.

3.2 生物炭减排机理

3.2.1 生物炭的稳定性

目前研究人员普遍认为,生物炭具有极高的化学稳定性、热稳定性和微生物稳定性^[60,74].一方面,生物炭高度碳化且芳香环和烷基结构紧密堆积,这种化学稳定性机制可对碳素进行固定^[75];另一方面,生物炭表面的有机结构通过稳定力作用与土壤中的矿物形成有机-无机复合体,即土壤团聚体,生物炭封闭其中,通过团聚体的物理保护作用降低土壤微生物对其分解的风险,从而保持稳定^[76].

CO₂经由光合作用进入生态系统内,由生物体完成向生物质的转化,最后以生物炭的稳定形式将碳素稳定封存在土壤碳库中,实现了土壤碳固定^[75].从长期来看,相较生物质以非炭形式直接进入土壤而被缓慢、持续而完全地降解产生 CO₂这一途径,生物炭的产生能够留存至少 40% 的有机碳^[9].碳素一经转化成生物炭,即使通过沉降、掩埋、风化等地质年代的循环过程,仍然能在土壤和沉积物中大量存在,继续发挥碳汇作用,可以说是一个稳定的土壤碳库^[74].

关于生物炭封存碳素较为准确的存留时间以及对土壤碳库稳定性的影响,目前还存在一些争议^[9,70],有学者根据自然产生的生物炭已经存在数千年的事实认为生物炭是一个长期碳汇^[18,77],如 Lehmann^[70]认为生物炭作为碳汇容量无限且不单一,是土壤的长期碳汇,也有学者根据实验室和田间实验数据认为生物炭只有数百年的稳定期,如章明奎等^[54]发现生物炭进入土壤后会通过发生氧化作用或吸附土壤中水溶性有机化合物,改变其表面性质,认为生物炭并非大气 CO₂永久的碳汇.

3.2.2 降低矿化作用强度

生物炭的减排作用是通过降低土壤中有机碳的矿化作用的强度实现的.一般认为,土壤有机碳矿化是土壤释放 CO₂的主要途径^[76,78],因此控制土壤有机碳的矿化作用能够有效降低大气中的 CO₂水平.

Liang 等^[49]实验发现由于生物炭高表面积和交换特性,以及土壤团聚体的物理保护,使得土壤有机碳总矿化量下降幅度高达 25.5%. Kuhlbusch 等^[79]发现由于有机碳以生物炭形式存在,从而以矿化的 CO₂形式释放的碳素仅为 0.7%—2.0% 左右.

3.2.3 其它温室气体减排机理

最近的研究表明^[1,80],生物炭还能对土壤中释放其它温室气体如 NO_x、CH₄等进行调节.实验观察施加生物炭的土壤 NO_x的排放减少约 80%,CH₄的排放几乎被完全抑制^[14].研究人员认为这是生物炭对土壤修复作用造成的^[9,39],首先,生物炭的多孔性使得土壤具有良好的通气性,从而避免了在缺氧环境下氮素经由反硝化作用以 NO_x形式释放^[58];其次,生物炭对氮和碳元素的固定,使得 NO_x和 CH₄的产出降低;同时,高度芳构化的生物炭具有高的 C/N 比,在这种环境下 N 循环效率极低,这也是 NO_x被抑制的重要原因;另外也有学者认为^[69],生物炭能吸附土壤有机质作为产甲烷菌的抑制剂,抑制 CH₄及其氧化产物的排放.

4 生物炭环境污染修复过程、机理及应用

从 1963 年 Hilton 等观察到土壤中生物黑炭对非草隆等农药的良好吸附效果^[81]之后,关于生物炭对污染物在土壤环境中的迁移、归趋以及生物有效性影响的研究一直是热点.但由于炭质本身的异质性导致获得的生物炭在吸附过程、效果和机理上都存在差异^[82],因此还有很大深入研究潜力.目前,生物炭对有机污染物的吸附研究多于重金属的研究,且对有机物的吸附研究多集中于 PAHs、PCBs、PCDD/Fs 和 PBDEs^[27]等疏水性有机物的吸附上.

4.1 生物炭对有机污染物的吸附行为

目前国内外学术界对有机污染物在含有生物炭的土壤/沉积物上的吸附/解吸研究比较成熟,对生

物炭的吸附机理看法也相对一致。

多数研究人员^[83-84]采用二元吸附模式(Dual-mode Sorption)来描述含有生物炭的土壤/沉积物上的吸附/解吸过程,认为土壤中存在两种不同吸附特性的土壤有机质:一部分是无定形有机质(AOM),即通常认为的“软碳”,具有松散的非刚性橡胶质结构,对有机污染物吸附机理常以线性分配为主;另一部分是包含生物炭在内的含碳质地吸附剂(CG),即通常认为的“硬碳”,具有致密的刚性玻璃质结构,对有机污染物吸附机理常以非线性表面吸附为主。而有机污染物被吸附的具体机理则由两种碳的比重决定。

生物炭对土壤/沉积物中有机污染物的吸附具有以下特点:

(1) 吸附容量大,具有显著的非线性。如 Yang 等^[85]比较其与土壤对敌草隆的吸附作用,发现当敌草隆含量在 $0\text{—}6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 范围时,作为生物炭重要来源的植物热解灰分的吸附效果是土壤的 $400\text{—}2500$ 倍,且当前者的含量大于 0.05% 时生物炭吸附效果即起主导作用。而 Nguyen 等^[86]对底泥中的生物黑炭含量进行测定,认为底泥中具有超强吸附能力的生物炭成分的大量存在是导致环境中有机污染物的分配系数增大的原因。

(2) 存在明显的竞争作用。如研究人员观察到,土壤/沉积物中的生物炭与纯净的生物炭相比,对有机污染物的吸附常数要小一个数量级,他们认为这种衰减可能源于生物炭吸附时土壤有机物与有机污染物的竞争作用^[27,87]。这种竞争作用还表现在污染物之间,如有研究发现,当有芘和蒽存在时,菲在生物炭上的吸附系数(K_F)由 $10^{6.05}$ 分别下降到 $10^{5.24}$ 和 $10^{4.60}$,而且菲的吸附随着共存多环芳烃浓度的增加,下降程度加大^[88]。

(3) 吸附机理取决于生物炭的成分和组成^[89]。例如,吴成等^[35]发现低温热解得到的生物炭中无定型组分含量相对较高,此时菲在生物炭上遵从线性分配机理,其吸附容量、解吸迟滞和最大不可逆吸附量都较低。而较高温度下得到的生物炭高度芳构化,浓缩型组分居于主要地位,吸附机理趋于非线性表面吸附,其吸附容量、解吸迟滞和最大不可逆吸附量都显著升高。此外,研究发现,对于在低温或者加热时间较短获得的生物炭,因为含有较多的无定形结构,不能忽略线性分配的贡献^[90,91]。Huang 等和 Chen 等^[83,89]认为随着热解温度的提高,生物炭由比较灵活的脂肪相向比较紧密的芳香相过渡,吸附从以线性分配为主向以非线性吸附为主转变,并且指出反映芳构化程度 H/C 比与反映非线性程度的 Freundlich 指数具有良好的相关关系,因此可将 Freundlich 指数作为对热解温度的指示。

(4) 动力学过程存在明显的快阶段和慢阶段,有机污染物在生物炭上的吸附由多个过程控制。如周尊隆等研究生物炭对菲的吸附动力学后认为,菲在生物炭样品上的吸附动力学过程可以分为极快、快和慢 3 个阶段,在菲从水相向各个生物炭组分的迁移过程中,经历了水膜扩散、吸附剂颗粒表面扩散和吸附剂内部微孔扩散等多个过程,具有过程的复杂性和多样性^[92]。

4.2 生物炭对重金属的吸附行为

目前,关于生物炭对重金属吸附行为的研究还比较少,因此机理的阐述上还存在不同的意见。

有研究认为,生物炭对重金属离子主要依靠表面吸附。生物炭具有较大的比表面积和较高表面能,有结合重金属离子的强烈倾向,因此能够较好地去除溶液和钝化土壤中的重金属。如吴成等^[93]研究了玉米秸秆燃烧物提取的生物炭对汞、砷、铅和镉离子的吸附,认为生物炭对重金属离子的吸附为亲合力极弱的非静电物理吸附,是可逆吸附,并且金属离子水化热越大,水合金属离子越难脱水,越不易与生物炭表面位反应。

而 Cao 等^[21]比较了动物粪肥在 $200\text{ }^{\circ}\text{C}$ 和 $350\text{ }^{\circ}\text{C}$ 下烧制的生物炭与商品活性炭对 Pb 的吸附效果,认为生物炭对 Pb 的吸附机制可以用表面配合吸附—沉淀机制描述:一方面,生物炭富含磷元素以及施用后使溶液 pH 提高,导致 Pb 在富含磷酸盐和碳酸盐的环境下形成诸如 $\text{Pb}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$ 、 $\beta\text{-Pb}_9(\text{PO}_4)_6$ 等沉淀而降低 Pb 在溶液中的有效性;另一方面,生物炭富含 π 电子基团和含氧官能团,能直接从溶液中吸附 Pb^{2+} 。他通过两种机制在 Langmuir-Langmuir 二元模型下各自拟合的最大吸附量得出, $84\%\text{—}87\%$ 的 Pb^{2+} 通过与生物炭中富含的磷酸盐和碳酸盐发生沉淀作用而被吸附,仅 $13\%\text{—}16\%$ 的 Pb^{2+} 通过表面配合吸附作用被吸附。

生物炭对重金属的吸附存在以下特点:

(1) 吸附能力强. 如 Cao 等^[21] 在 200 °C 条件下提取的生物炭对 Pb^{2+} 的吸附量达到 $680 \text{ mmol} \cdot \text{kg}^{-1}$, 是活性炭吸附效果的 6 倍.

(2) 吸附效果同生物炭的烧制温度和前体材料有关. Cao 等^[8] 认为所有由粪肥制造的生物炭随温度变化的特点相似, 比表面积、含碳量以及 pH 都随着温度的升高而升高, 100 °C 温度下烧制的生物炭能够吸附 93% 的 Pb^{2+} , 而 200 °C 和 350 °C 几乎能够吸附溶液中所有的 Pb^{2+} . Liu 等^[94] 在 300 °C 下用水热法烧制的以松木和稻糠为材料的生物炭在 318 K 的环境中对 Pb^{2+} 的吸附量分别为 $4.25 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $2.40 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$. Pb^{2+} 或 Cd^{2+} 吸附初始添加浓度相同时, 热解温度为 150 °C—300 °C 时, 生物炭中极性基团含量增加, 生物炭吸附 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 的量增大; 热解温度为 300 °C—500 °C 时, 生物炭中极性基团含量减少, 生物炭吸附 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 的量降低^[32].

5 展望

随着研究的深入, 生物炭在全球碳的生物地球化学循环和缓解全球气候变化研究领域、在农业土壤改良和作物栽培领域, 以及土壤污染物质的生态修复领域的巨大意义日益显现, 可以预见生物炭在环境科学、土壤学和农业生产方面将有更广阔的应用前景. 目前, 生物炭的研究前景和亟待解决的问题有:

(1) 在生物炭的基本性质表征上, 目前的实验集中在阐明原料和烧制条件对生物炭性质的影响方面, 但对于土壤中生物炭的定性定量分析方法, 生物炭微观构象等问题仍然不能给出满意解答. 同时生物炭的基本性质随时间发生怎样的变化, 并且这些变化是怎样影响其环境功能等也尚未解决^[3], 因此在机理的深层次研究中还有巨大空白可以填补.

(2) 在生物炭的环境行为与环境效应研究方面, 目前已经取得了一定的成果^[6], 但对于生物炭与土壤相互作用过程、基本性质对改变或影响土壤理化特性的详细机理, 还缺乏系统而全面的阐述. Saran 等^[10] 详细列举了生物炭环境效应微观机制中需要更深入研究的问题, 包括生物炭提高土壤 CEC 和持水性、与微生物群落的交互作用、减少非含碳温室气体排放机制等等, 这些都将引导未来的研究方向.

(3) 生物炭对土壤中污染物的迁移性和有效性的影响是近年来兴起的一个热点. 如 Beesley 等^[95] 研究生物炭对土壤中 Cu、Zn、Cd 和 As 迁移性的影响, 结果发现 Cd 和 Zn 的溶解性和迁移性均显著降低, 而 Cu 和 As 则显著提高, 他认为生物炭的施用能够引起土壤 pH 和溶解性有机碳 (Dissolved Organic Carbon, DOC) 水平的提高, 这种改变对一些重金属起固定作用, 而对另一些重金属起活化作用, 因此会造成一定的环境风险. 类似地, 有学者认为生物炭在土壤中会发生短期缓慢的氧化作用, 通过淋滤 (leaching) 和侵蚀 (erosion) 释放可溶性有机质 (Dissolved Organic Matter, DOM)^[3, 96, 97], 从而影响污染物的迁移性. 因此, 生物炭对污染物的详细作用机制以及全面的环境影响, 可以作为未来研究的一个重点.

(4) 目前, 生物炭研究还停留在实验室和田间的理论阶段, 对于生物炭在工农业生产上的推广, 以及具体应用过程中所需要的工程技术支持还处于起步阶段. Lehmann 认为^[70], 从理论上讲, 生物炭理论基础浅易而不高深, 技术手段成熟而不繁琐, 使得这项技术有着在世界各地广泛应用的巨大潜力, 当务之急是根据工农业应用的具体需要针对性地优化生物炭的特性, 同时对于大规模应用进行可行性研究和成本-效益分析. 例如, 作为高度含碳的物质, 生物炭具有易燃的特性, 在储存转运过程中在氧气和潮湿环境下极易发生爆炸, 目前普遍采用的方法是将生物炭造粒化或与液态物质泥浆化, 但从工业生产的角度无疑会增加生物炭的应用成本, 因此在探索经济实用的储存转运手段方面还需更深入的挖掘^[40].

参 考 文 献

- [1] Roberts K G, Gloy B A, Joseph S, et al. Life cycle assessment of biochar systems: estimating the energetic, economic, and climate change potential[J]. Environ Sci Technol, 2010, 44(2): 827-833
- [2] Emma M. Black is the new green[J]. Nature, 2006, 442: 624-626
- [3] Lehmann J, Joseph S. Biochar for environmental management: science and technology[M]. London: Earthscan, 2009: 1-29, 107-157
- [4] Chun Y, Sheng G Y, Chiou C T, et al. Compositions and sorptive properties of crop residue-derived chars[J]. Environ Sci Technol, 2004, 38(17): 4649-4655
- [5] Gaunt J L, Lehmann J. Energy balance and emissions associated with biochar sequestration and pyrolysis bioenergy production[J]. Environ Sci Technol, 2008, 42(11): 4152-4158

- [6] 刘玉学,刘微,吴伟祥,等. 土壤生物质炭环境行为与环境效应[J]. 应用生态学报,2009,20(4):977-982
- [7] 张东升,江泽慧,任海青,等. 竹炭微观构造形貌表征[J]. 竹子研究汇刊,2006,25(4):1-8
- [8] Cao X D, Harris W. Properties of dairy-manure-derived biochar pertinent to its potential use in remediation[J]. *Bioresource Technol*, 2010, 101(14): 5222-5228
- [9] Lehmann J, Gaunt J, Rondon M. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems — a review[J]. *Mitig Adapt Strat for Glob Change*, 2006, 11:403-427
- [10] Saran S, Elisa L C, Evelyn K, et al. Biochar, climate change and soil: a review to guide future research[R]. CSIRO Land and Water Science Report, 2009:5-6
- [11] Fitzer E, Kochling K H, Boehm H P, et al. Recommended terminology for the description of carbon as a solid[J]. *Pure Appl Chem*, 1995, 67(3):473-506
- [12] Demirbas A. Determination of calorific values of bio-chars and pyro-oils from pyrolysis of beech trunkbarks[J]. *J Anal Appl Pyrol*, 2004, 72(2):215-219
- [13] Okimori Y, Ogawa M, Takahashi F. Potential of CO₂ emission reductions by carbonizing biomass waste from industrial tree plantation in South Sumatra, Indonesia[J]. *Mitig Adapt Strat for Glob Change*, 2003, 8(3): 261-280
- [14] Renner R. Rethinking biochar[J]. *Environ Sci Technol*, 2007, 41(17):5932-5933
- [15] Hilber I, Wyss G S, Mader P. Influence of activated charcoal amendment to contaminated soil on Dieldrin and nutrient uptake by cucumbers[J]. *Environ Pollu*, 2009, 157(8/9): 2224-2230
- [16] Tomaszewski J E, Werner D, Luthy R G. Activated carbon amendment as a treatment for residual DDT in sediment from a superfund site in San Francisco Bay, Richmond, California, USA[J]. *Environ Toxicol Chem*, 2007, 26(10): 2143-2150
- [17] Boehm H P. Some aspects of the surface chemistry of carbon blacks and other carbons[J]. *Carbon*, 1994, 32(5): 759-769
- [18] Schmidt M W I, Noack A G. Black carbon in soils and sediments: analysis, distribution, implications, and current challenges[J]. *Global Biogeochem Cy*, 2000, 14(3):777-793
- [19] Schmidt M W I, Skjemstad J O, Czimczik C I, et al. Comparative analysis of black carbon in soils[J]. *Global Biogeochem Cy*, 2001,15(1):163-167
- [20] Masiello C A. New directions in black carbon organic geochemistry[J]. *Mar Chem*,2004, 92(1/4): 201-213
- [21] Cao X D, Ma L, Gao B, et al. Dairy-manure derived biochar effectively sorbs lead and atrazine[J]. *Environ Sci Technol*, 2009, 43(9): 3285-3291
- [22] Goldberg E D. Black carbon in the environment:properties and distribution [M]. New York:John Wiley & Sons, 1985,1:198
- [23] Lehmann J, Rondon M. Bio-char soil management on highly weathered soils in the humid tropics//Uphoff N, Ball A S, Fernandes E, et al. eds. Biological approaches to sustainable soil systems[M]. Boca Raton, CRC Press, 2006: 517-530
- [24] 张阿凤,潘根兴,李恋卿. 生物黑炭及其增汇减排与改良土壤意义[J]. 农业环境科学学报,2009,28(12):2459-2463
- [25] Glaser B, Haumaier L, Guggenberger G, et al. Black carbon in soils;the use of benzenecarboxylic acids as specific markers[J]. *Org Geo Chem*, 1998, 29(4):811-819
- [26] Antal M J, Gronli M. The art,science,and technology of charcoal production[J]. *Ind Eng Chem Res*, 2003, 42(8):1619-1640
- [27] Cornelissen G, Gustafsson Ö, Bucheli T D, et al. Extensive sorption of organic compounds to black carbon, coal, and kerogen in sediments and soils: mechanisms and consequences for distribution, bioaccumulation, and biodegradation[J]. *Environ Sci Technol*, 2005, 39(18): 6881-6895
- [28] Liang B, Lehmann J, Solomon D, et al. Black carbon increase cation exchange capacity in soils[J]. *Soil Sci Soc Am J*,2006, 70(5): 1719-1730
- [29] Shinogia Y, Yoshidab H, Koizumia T, et al. Basic characteristics of low-temperature carbon products from waste sludge[J]. *Adv Environ Res*, 2003, 7(3): 661-665
- [30] Singh B P, Hatton B J, Singh B, et al. Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils[J]. *J Environ Qual*, 2010, 39(4): 1224-1235
- [31] Day D, Evans R J, Lee J W, et al. Economical CO₂, SO_x, and NO_x capture from fossil-fuel utilization with combined renewable hydrogen production and large-scale carbon sequestration[J]. *Energy*, 2005, 30(14): 2558-2579
- [32] 吴成,张晓丽,李关宾. 热解温度对黑碳阳离子交换量和铅镉吸附量的影响[J]. 农业环境科学学报,2007,26(3):1169-1172
- [33] Lee J W, Kidder M, Evans B R. Characterization of biochars produced from cornstovers for soil amendment[J]. *Environ Sci Technol*, 2010, 44(20): 7970-7974
- [34] Hossain M K, Strezov V, Chan K Y, et al. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar[J]. *J Environ Manag*, 2011, 92(1): 223-228

- [35] 吴成, 张晓丽, 李关宾. 黑碳制备的不同热解温度对其吸附非的影响[J]. 中国环境科学, 2007, 27(1):125-128
- [36] Glaser B, Haumaier L, Guggenberger G, et al. The 'Terra Preta' phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics [J]. *Naturwissenschaften*, 2001, 88(1):37-41
- [37] Major J, Steiner C, Dittomasso A, et al. Weed composition and cover after three years of soil fertility management in the central Brazilian Amazon: compost, fertilizer, manure and charcoal applications[J]. *Weed Biol Manag*, 2005, 5(2):69-76
- [38] Lehmann J, Kern D C, Glaser B. Amazonian dark earths: origin properties management [M]. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2003:125-139
- [39] Woods W I. Amazonian dark earths: Wim Sombroek's vision [M]. Berlin: Springer, 2008:8-14, 213-228, 325-328
- [40] Laird D A, Brown R C, Amonette J E, et al. Review of the pyrolysis platform for coproducing bio-oil and biochar [J]. *Biofuel Bioprod Bior*, 2009, 3(5):547-562
- [41] Van Zwieten L, Kimber S, Morris S, et al. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility [J]. *Plant Soil*, 2010, 327(1/2):235-246
- [42] Hossain M K, Strezov V, Chan K Y, et al. Nelsona agronomic properties of wastewater sludge biochar and bioavailability of metals in production of cherry tomato (*Lycopersicon Esculentum*) [J]. *Chemosphere*, 2010, 78(9):1167-1171
- [43] Major J, Rondon M, Molina D, et al. Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a colombian savanna oxisol [J]. *Plant Soil*, 2010, 333(1/2):117-128
- [44] Noguera D, Rondón, Laossi K R, et al. Contrasted effect of biochar and earthworms on rice growth and resource allocation in different soils [J]. *Soil Biol Bio Chem*, 2010, 42(7):1017-1027
- [45] Graber E R, Harel Y M, Kolton M, et al. Biochar impact on development and productivity of pepper and tomato grown in fertigated soilless media [J]. *Plant Soil*, 2010, 337(1/2):481-496
- [46] Laird D, Fleming P, Wang B Q, et al. Biochar impact on nutrient leaching from a midwestern agricultural soil [J]. *Geoderma*, 2010, 158(3/4):436-442
- [47] Steiner C. Soil charcoal amendments maintain soil fertility and establish a carbon sink—research and prospects // Liu T X. Soil ecology research developments [M]. New York: Nova Science Publishers, 2008: 1-7
- [48] Kimet J M, Lehmann J. Stability and stabilisation of biochar and green manure in soil with different organic carbon contents [J]. *Aust J Soil Res*, 2010, 48(7):577-585
- [49] Liang B, Lehmann J, Sohi S P, et al. Black carbon affects the cycling of non—black carbon in soil [J]. *Org Geo Chem*, 2010, 41(2):206-213
- [50] 张文玲, 李桂花, 高卫东. 生物质炭对土壤性状和作物产量的影响 [J]. 中国农学通报, 2009, 25(17):153-157
- [51] Lehmann J, Silva J P da Jr, Rondon M, et al. Slash-and-char—a feasible alternative for soil fertility management in the central Amazon? // Soil Science: Confronting new realities in the 21st century [C]. Bangkok, 7th World Congress of Soil Science, 2002: 1-12
- [52] Lehmann J, Silva J P da, Steiner C, et al. Nutrient availability and leaching in an archaeological anthrosol and a ferralsol of the central Amazon Basin: fertilizer, manure and charcoal amendments [J]. *Plant Soil*, 2003, 249(2):343-357
- [53] Ding Y, Liu Y X, Wu W X, et al. Evaluation of biochar effects on nitrogen retention and leaching in multi-layered soil columns [J]. *Water Air Soil Poll*, 2010, 213(1/4):47-55
- [54] Mizuta K, Matsumoto T, Hatate Y, et al. Removal of nitrate—nitrogen from drinking water using bamboo powder charcoal [J]. *Bioresource Technol*, 2004, 95(3):255-257
- [55] Watanabe M, Miyake K, Fujino T, et al. Study on phosphorus removal in water by using charcoal made from waste materials [J]. *J Jpn Soc Water Environ*, 2003, 26(1):47-52
- [56] Steiner C, Das K C, Melear N, et al. Reducing nitrogen loss during poultry litter composting using biochar [J]. *J Environ Qual*, 2010, 39(4):1236-1242
- [57] Laird D A. The charcoal vision: a win-win-win scenario for simultaneously producing bioenergy, permanently sequestering carbon, while improving soil and water quality [J]. *Agron J*, 2008, 100(1):178-181
- [58] Chen Y, Shinogi Y, Taira M. Influence of biochar use on sugarcane growth, soil parameters, and groundwater quality [J]. *Aust J Soil Res*, 2010, 48(7):526-530
- [59] DeLuca T H, Gundale M D, Holben M J, et al. Wildfire-produced charcoal directly influences nitrogen cycling in ponderosa pine forests [J]. *Soil Sci Soc Am J*, 2006, 70(2):448-453
- [60] Glaser B, Lehmann J, Zech W. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal—a review [J]. *Biol Fertil Soils*, 2002, 35(4):219-230
- [61] Chan K Y, Van Zwieten L, Meszaros I, et al. Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment [J]. *Aust J Soil Res*, 2007, 45

(8):629-634

- [62] Pietikainen J, Kiikkilä O, Fritze H. Charcoal as a habitat for microbes and its effect on the microbial community of the underlying humus [J]. *Oikos*, 2000, 89(2):231-242
- [63] Grossman J M, O'Neill B E, Tsai S M, et al. Amazonian anthrosols support similar microbial communities that differ distinctly from those extant in adjacent, unmodified soils of the same mineralogy[J]. *Microb Ecol*, 2010, 60(1):192-205
- [64] Topoliantz S, Ponge J F, Ballof S. Manioc peel and charcoal: a potential organic amendment for sustainable soil fertility in the tropics[J]. *Bio Fert Soils*, 2005, 41(1):15-21
- [65] Cox D, Bezdicsek D, Fauci M. Effects of compost, coal ash, and straw amendments on restoring the quality of eroded palouse soil[J]. *Biol Fertil Soils*, 2001, 33(55):365-372
- [66] Van Zwielen L, Kimber S, Morris S, et al. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility[J]. *Plant and Soil*, 2010, 327(1/2):235-246
- [67] Lal R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security[J]. *Science*, 2004, 304(5677):1623-1627
- [68] Kuhlbusch T A J. Black carbon and the carbon cycle[J]. *Science*, 1998, 280(5371):1903-1904
- [69] Spokas K A, Koskinen W C, Baker J M, et al. Impacts of woodchip biochar additions on greenhouse gas production and sorption/degradation of two herbicides in a minnesota soil[J]. *Chemosphere*, 2009, 77(4):574-581
- [70] Lehmann J. A handful of carbon[J]. *Nature*, 2007, 447:143-144
- [71] Amonette J, Lehmann J, Joseph S. Terrestrial carbon sequestration with biochar: a preliminary assessment of its global potential[C]. *American Geophysical Union, Fall Meeting*, 2007:88
- [72] Woolf D, Amonette J E, Street-Perrott F A. Sustainable biochar to mitigate global climate change[J]. *Nature Communications*, 2010, 1(5):1-9
- [73] Ogawa M, Okimori Y, Takahashi F. Carbon sequestration by carbonization of biomass and forestation: three case studies[J]. *Mitig Adapt Strat Glob Change*, 2006, 11(2):429-444
- [74] 张旭东, 梁超, 诸葛玉平, 等. 黑碳在土壤有机碳生物地球化学循环中的作用[J]. *土壤通报*, 2003, 34(4):349-355
- [75] 陈小红, 段争虎. 土壤碳素固定及其稳定性对土壤生产力和气候变化的影响研究[J]. *土壤通报*, 2007, 38(4):765-772
- [76] 潘根兴, 周萍, 李恋卿, 等. 固碳土壤学的核心科学问题与研究进展[J]. *土壤学报*, 2007, 44(2):327-337
- [77] Pessenda L C R, Gouveia S E M, Aravena R. Radiocarbon dating of total soil organic matter and humin fraction and its comparison with ¹⁴C ages of fossil charcoal[J]. *Radiocarbon*, 2001, 43(2B):595-601
- [78] 潘根兴, 曹建华, 周运超. 土壤碳及其在地球表层系统碳循环中的意义[J]. *第四纪研究*, 2000, 20(4):325-334
- [79] Kuhlbusch T A J, Andreae M O, Cachier H, et al. Black carbon formation by savanna fires: measurements and implications for the global carbon cycle[J]. *J Geophys Res*, 1996, 101(19):23651-23665
- [80] Yanai Y, Toyota K, Okazaki M. Effects of charcoal addition on N₂O emissions from soil resulting from rewetting air-dried soil in short-term laboratory experiments[J]. *Soil Sci Plant Nutr*, 2007, 53(2):181-188
- [81] Hilton H W, Yuen Q H. Soil adsorption of herbicides, adsorption of several pre-emergence herbicides by Hawaiian sugar cane soils[J]. *Agric Food Chem*, 1963, 11(3):230-234
- [82] Marco K, Peter S N, Mark G J, et al. Dynamic molecular structure of plant biomass-derived black carbon (biochar) [J]. *Environ Sci Technol*, 2010, 44(4):1247-1253
- [83] Chen B, Zhou D, Zhu L. Transitional adsorption and partition of nonpolar and polar aromatic contaminants by biochars of pine needles with different pyrolytic temperatures[J]. *Environ Sci Technol*, 2008, 42(14):5137-5143
- [84] Lohmann R, Macfarlane J K, Gschwend P M. Importance of black carbon to sorption of native PAHs, PCBs, and PCDDs in Boston and New York harbor sediments[J]. *Environ Sci Technol*, 2005, 39(1):141-148
- [85] Yang Y N, Sheng G Y. Enhanced pesticide sorption by soils containing particulate matter from crop residue burns[J]. *Environ Sci Technol*, 2003, 37(16):3635-3639
- [86] Nguyen T H, Brown R A, Ball W P. An evaluation of thermal resistance as a measure of black carbon content in diesel soot, wood char, and sediment[J]. *Org Geo Chem*, 2004, 35(3):217-234
- [87] Jonker M T O, Hoenderboom A, Koelmans A A. Effects of sedimentary sootlike materials on bioaccumulation and sorption of polychlorinated biphenyls[J]. *Environ Toxicol Chem*, 2004, 23(11):2563-2570
- [88] 周尊隆. 多环芳烃在黑炭上吸附和解吸行为的研究[D]. 南开大学博士论文, 2008:62-76
- [89] Huang W H, Chen B L. Interaction mechanisms of organic contaminants with burned straw ash charcoal[J]. *J Environ Sci*, 2010, 22(10):1586-1594
- [90] Sun H W, Zhou Z L. Impacts of charcoal characteristics on sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons [J]. *Chemosphere*, 2008, 71

(11);2113-2120

[91] 周尊隆,吴文玲,李阳,等. 3 种多环芳烃在木炭上的吸附/解吸行为[J]. 农业环境科学学报,2008,27(2):813-819

[92] 周尊隆,卢媛,孙红文. 菲在不同性质黑炭上的吸附动力学和等温线研究[J]. 农业环境科学学报,2010,29(3):476-480

[93] 吴成,张晓丽,李关宾. 黑碳吸附汞砷铅镉离子的研究[J]. 农业环境科学学报,2007,26(2):770-774

[94] Liu Z, Zhang F S. Removal of lead from water using biochars prepared from hydrothermal liquefaction of biomass[J]. J Hazard Mater, 2009, 167(1/3):933-939

[95] Beesley L, Moreno-Jiménez E, Gomez-Eyles J L. Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil[J]. Environ Pollut, 2010, 158(6):2282-2287

[96] Hockaday W C, Grannas A M, Kim S, et al. The transformation and mobility of charcoal in a fire-impacted watershed[J]. Geochem Cosmochim Ac, 2007, 71(14):3432-3445

[97] Kalbitz K, Wennrich R. Mobilization of heavy metals and arsenic in polluted wetland soils and its dependence on dissolved organic matter [J]. Sci Total Environ, 1998, 209(1):27-39

REVIEW ON ENVIRONMENTAL EFFECTS AND APPLICATIONS OF BIOCHAR

LI Li LIU Ya LU Yuchao LIANG Zhongyao ZHANG Peng SUN Hongwen

(MOE Key Laboratory of Pollution Process and Environmental Criteria, College of Environmental Science and Engineering, Nankai University, Tianjin, 300071, China)

ABSTRACT

Biochar is a new environmental functional material to which increasing attention has been paid in the environmental field for its potential beneficial effects to environment and ecosystem. In the present article, the structure and physical properties of biochar are briefly introduced, and the progresses in the studies on its applications in soil fertility, the storage of atmosphere carbon, and the environmental remediation are reviewed. In addition, possible hotspots of future study on biochar are analyzed, so as to provide perspectives on applications and promotions of biochar technology.

Keywords: biochar, environmental effects, soil improvement, carbon sink, environmental remediation.