生物炭环境应用过程中的生态和健康风险研究进展

秦雅鑫¹, 李桂英¹, 安太成^{1*}, 杨志峰²

1. 广东工业大学环境健康与污染控制研究院, 环境科学与工程学院, 广东省环境催化与健康风险控制重点实验室, 广州市环境催化与污染控制重点实验室, 广州 510006;

2. 广东工业大学环境生态工程研究院, 广州 510006

* 联系人, E-mail: ante99@gdut.edu.cn

2020-05-20 收稿, 2020-07-01 修回, 2020-07-22 接受, 2020-07-26 网络版发表

国家自然科学基金(41425015, 41807347, U1901210)和中国博士后基金(2017M612609)资助

摘要 近年来, 生物炭在改良土壤、提高土壤肥力、吸附去除土壤污染物以及固碳减排等多个领域中均表现出极大潜力并引起科学工作者的广泛关注, 但是生物炭的大量施用可能会带来许多潜在风险. 本文系统综述了近年来国内外关于生物炭在环境应用方面的研究报道, 重点讨论了生物炭在土壤改良、环境污染修复和应对全球气候变化中的应用价值和现实意义. 同时总结了大量施用生物炭可能造成的环境危害和生态风险, 及其对动植物生长和土壤微生物活性的影响, 并系统分析了生物炭生产和使用过程中可能造成的健康风险, 以为生物炭的应用与环境效应评估提供更加有效的环境健康评估信息, 为其安全有效综合利用提供科学参考.

关键词 生物炭, 环境应用, 生态健康风险, 重金属, 有机污染物, 环境持久性自由基

生物炭是生物质在无氧或缺氧条件下热解得到的碳材料, 最初被作为肥料施用在土壤中, 起到改善土壤质量、提高土壤肥力、促进农作物生长、提高农作物产量等作用^[1,2]. 近期研究表明, 生物炭不仅可以作为吸附剂去除多种环境介质中的污染物, 降低污染物的生态危害^[3,4], 还在固碳和减少温室气体排放等方面表现出巨大的应用潜力^[5,6]. 因此, 研究者致力于生物炭在环境应用方面的研究, 并取得了丰硕的成果. 例如, 生物炭一般为碱性且发达的孔隙结构, 可以作为酸性土壤改良剂, 有效提高土壤阳离子交换量和持水性, 减少养分流失. 此外, 生物炭较高的比表面积和丰富的表面官能团使其具有良好的吸附性能, 降低土壤中污染物的生物有效性. 但是生物炭的性质、施用量和施用环境、土壤性质、研究对象各不相同, 施用效果差别也较大, 使得生物炭的环境和经济并不一致, 从而导致生物炭的广泛应用仍存在一定的争议. 此外, 合成生物炭

的原料中可能含有重金属, 在热解过程中还会产生大量的有机污染物. 这些污染物在生物炭的生产施用过程中进入自然环境, 可能造成二次污染^[7-9]. 例如, 研究发现生物炭生产厂邻近区域的土壤样品中含有高浓度的多环芳烃, 其中美国环保署(EUSEPA)优先监测的16种多环芳烃总含量(1.80~101.3 mg/kg)超出了许多欧洲国家的允许范围^[10]. Maliszewska-Kordybach^[11]结合一些欧洲国家土壤多环芳烃的测定数据和人体暴露风险, 建立了标准欧洲土壤风险评价标准. 他们认为无污染土壤中16种多环芳烃总含量应低于200 µg/kg, 而荷兰政府规定的无污染土壤中16种多环芳烃总含量要在20~50 µg/kg之间^[12]. 这些内源性污染物随着生物炭的生产和施用进入自然环境中, 会抑制植物生长, 降低农作物产量, 影响微生物活性, 危害人体健康. 而且, 生物炭热解过程中产生的环境持久性自由基(environmental persistent free radical, EPFRs)还会引起植物体的氧化应

引用格式: 秦雅鑫, 李桂英, 安太成, 等. 生物炭环境应用过程中的生态和健康风险研究进展. 科学通报, 2021, 66: 5–20

Qin Y X, Li G Y, An T C, et al. Advances in ecological and health risks of biochar during environmental applications (in Chinese). Chin Sci Bull, 2021, 66: 5–20, doi: 10.1360/TB-2020-0617

激反应,抑制种子发芽和损伤植物根茎,从而抑制植物生长^[13,14]。本文总结了国内外关于生物炭在土壤改良、环境污染控制和固碳减排等环境领域的应用研究,并综合分析了生物炭在施用过程中可能造成的环境危害,为探究生物炭安全有效综合利用,规避潜在的环境风险提供系统的理论基础。

1 生物炭的环境应用

近年来,生物炭在多个领域的应用价值和应用前景受到了广泛关注,生物炭应用的研究进展也已有许多报道。因此,本文重点从原理上简要介绍生物炭在环境领域的应用潜力,从而深入理解生物炭生产和使用过程中可能存在的生态和健康风险。

1.1 固碳,减少温室气体排放

2007年,Lehmann^[15]发表了关于生物炭应用于固碳减排方面的研究工作,并详细指出了生物炭减少CO₂排放的机制。植物通过光合作用吸收CO₂,约50%的C通过呼吸作用返回大气中,而剩余的50% C储存在植物体中。植物体进入土壤后会被土壤微生物分解,很快转化为CO₂重返大气。而植物体热解生成的生物炭,会保留25% C,且结构非常稳定,不易被微生物分解,可能仅有5% C会缓慢矿化分解成CO₂进入大气中。但是考虑到生物炭合成原料复杂,热解温度和过程也各有不同,因此,目前研究认为生物炭在土壤中的存留时间从数百年到千年不等。Spokas^[16]以生物炭中O/C原子比为指标,提出来生物炭半衰期的判断标准。研究发现生物炭中O/C原子比越低,生物炭越稳定,半衰期也越长。当O/C原子比>0.6时,生物炭半衰期仅100年左右;当0.2<O/C原子比<0.6时,其半衰期在100~1000年;而当O/C原子比<0.2时,半衰期可超过1000年。因此,可以将生物质中不稳定的有机碳转化为稳定生物炭,实现土壤中有用的“碳封存”,从而达到固碳、减排的目的。

生物炭不仅能将C固存到土壤中,还能抑制CH₄、N₂O等温室气体的排放^[17,18]。大气中CH₄主要来源包括自然源和人为源。自然源主要是指海洋、湿地和土壤中的有机物,在严格厌氧条件下被甲烷细菌转化为甲烷。而石油和天然气生产、煤开采、畜牧、水稻种植和生物质燃烧等人类生活生产活动也都是大气中CH₄的重要来源。虽然生物炭进入土壤中后,并不能直接抑制产甲烷菌的生长,但可以通过影响土壤有机质含量、pH、氧化还原电位、透气性、湿度等理化性质来

降低产甲烷菌的活性、种群丰度,同时提高甲烷氧化菌(嗜甲烷菌)的活性和丰度,从而间接抑制CH₄排放^[19~21]。生物炭的高比表面积和孔隙度不仅有利于土壤吸收大量的CH₄,还能提高土壤透气性,增加土壤中O₂含量,从而提高甲烷氧化菌氧化CH₄的效率^[22]。此外,生物炭中还含有大量自由基,其中的氧单键能直接将CH₄氧化为CO₂,减少CH₄向大气中的排放^[23]。

农田生态系统是大气中N₂O的重要来源之一。农田中施入过量的氮肥,会促进土壤微生物活动,微生物经过硝化和反硝化作用将氮元素转化为N₂O。同时生物炭可以影响土壤的理化性质或释放乙烯^[24],降低土壤中反硝化菌及其酶的活性,从而抑制N₂O排放;或者增强氧化亚氮还原酶活性,提高N₂O还原为N₂的效率,从而降低N₂O排放量^[25,26]。同时,生物炭还可以吸附土壤中的NH₄⁺,降低NH₄⁺的利用率,从而也可以减少N₂O生成量^[27,28]。

1.2 改良土壤,提高土壤肥力

生物炭概念的提出源于南美亚马逊流域“印第安黑土”的发现,这种土壤因含有大量木炭(是周围土壤的70倍)和高度芳环化的腐殖质,因而具有高效持久的肥效^[3,29]。在热解制备生物炭时,生物质里的大量N、P、K、Ca等营养物质,都被保留并富集在生物炭中^[30,31]。因此,生物炭可以增加土壤肥力,促进植物生长。例如,Laghari等人^[32]发现在贫瘠的砂土中施用生物炭后,总C、K、P和Ca含量分别增加了7%~11%、37%~42%、68%~70%和69%~75%。生物炭由于具有高度羧酸酯化和芳香化结构,以及丰富的羟基、羧基等官能团,因此表现出一定的酸碱缓冲能力。生物炭中还含有大量Ca、K、Mg等矿物元素。这些矿物元素一般以碳酸盐、磷酸盐或者氧化物的形式存在,因此生物炭的pH一般都高于7.0^[33,34]。将生物炭施入酸性土壤,因此可有效降低和平衡土壤酸度。在碱性土壤中施用酸性或中性的生物炭,也能降低土壤pH,从而提高土壤养分和微量元素的浓度^[32]。生物炭对酸性土壤的修复效果已得到了广泛的认可,但是在碱性土壤中的施用效果还存在争议。也有研究认为酸性或中性生物炭降低碱性土壤pH效果比较差,而且pH略微下降,对养分有效性影响不大,从而导致生物炭对碱性土壤的修复效果不佳^[35]。

生物炭具有丰富的有机大分子结构和孔隙,可以提高土壤阳离子交换容量,减少土壤养分和水分的流失,提高养分利用率^[36]。但是在不同土壤中施用的生物炭,土壤阳离子交换量的变化差异很大。El-Naggar

等人^[37]报道了施用伞木、荻和稻草合成的3种生物炭后,沙土阳离子交换量从0.3分别增加至0.7、0.9和3.1 cmol_c/kg。但是伞木和荻生物炭不能有效提高砂壤土的离子交换量,只有稻草生物炭可以使砂壤土离子交换量从10.2增加至11.5 cmol_c/kg。还有研究表明生物炭可以改变土壤孔隙度、pH、水分和养分等理化性质,因此会改变微生物群落组成和结构以及微生物的酶活性,进而可以影响土壤的肥力、生态环境质量以及土壤的地球化学过程^[38-40]。例如促进土壤中菌根真菌的寄生,从而促进农作物吸收养分和水分^[39,41],或增加根瘤菌、固氮菌、硝化细菌、反硝化细菌等特殊功能菌的丰度,从而有助于植物生长和抵抗病害。

综上所述,生物炭应用于土壤改良能产生多方面的农业和环境效益。(1)施用生物炭可以降低和平衡土壤酸碱度,改良土壤;(2)生物炭可以减缓土壤的渗水速度减缓,使水分充分浸润土壤,软化土壤,降低土壤硬度;(3)生物炭可以作为肥料,提高土壤肥力,促进植物生长,提高农作物产量;(4)生物炭的多孔性和良好的亲水性使其可以提高土壤保水保肥能力,有效减少水冲刷造成的氮磷流失,降低农业面源污染。

1.3 环境污染控制与修复应用

1.3.1 生物炭的吸附净化研究

生物炭结构稳定,而且具有较大的孔隙度和比表面积,以及丰富的表面官能团,因此,常作为吸附剂去除重金属离子和有机污染物^[42-44]。

生物炭主要是通过离子交换、表面官能团的络合作用、共沉淀以及静电作用吸附去除重金属^[43,45,46]。因此,生物炭的表面性质对其吸附能力的影响比孔隙度和比表面积更加重要。离子交换是生物炭吸附去除重金属的重要机理之一。生物炭表面有大量羟基、羧基等酸性官能团,因此可提供H⁺与重金属离子进行离子交换。同时占据这些负电荷结合位点的阳离子(例如,Na⁺、K⁺、Ca²⁺、Mg²⁺等)也能与重金属离子发生离子交换,实现对重金属离子的吸附固定。生物炭表面丰富的含氧官能团能通过氧原子中的孤电子络合重金属离子,形成稳定的络合物^[47]。而生物炭中的可溶性盐,如硫酸盐、碳酸盐和磷酸盐等,可以通过重金属离子结合形成盐沉淀物。例如,Cd²⁺可以与PO₄³⁻或CO₃²⁻生成Cd₃(PO₄)₂或CdCO₃沉淀。同时生物炭表面的羟基和羧基等含氧官能团能通过静电引力吸附重金属离子,但是吸附效果受环境pH影响很大。当环境pH高于生物炭

的零电荷点时,生物炭表面携带负电荷,可与带正电荷的重金属发生静电吸附作用。而当环境pH低于生物炭的零电荷点时,大量的H⁺使生物炭表面的羟基和羧基等含氧官能团质子化,导致生物炭与带正电的重金属离子发生静电排斥作用^[48]。

生物炭吸附去除有机污染物的作用机理主要基于 π - π 电子供体-受体(π - π EDA)理论、氢键理论、静电作用和疏水作用等(图1),但吸附过程往往是多种吸附机制的综合作用结果^[4,49]。(1)静电作用。生物炭表面丰富的含氧官能团使其表面带有负电荷,可以通过静电吸引力吸附带正电荷的污染物。这种静电作用在生物炭吸附阳离子染料,如甲基紫和罗丹宁等过程中都是存在的^[3,50]。(2)氢键理论。生物炭表面极性官能团(如-OH、-SH、-COOH、-NH₂等)中的氢原子能与污染物分子中电负性大的原子如氧、硫、氮的孤对电子作用形成氢键^[51,52]。生物炭表面官能团中的氧、氮等原子的孤对电子也能与有机污染物分子中的氢原子形成氢键。氢键作用的强度通常为范德华力的5~10倍。(3) π - π EDA理论。生物炭表面有大量的吸电子基团,可作为电子供体,而高度芳香化的碳骨架和醌式结构可作为电子受体。因此生物炭可以同时作为电子供体和电子受体。具有芳香环和不饱和结构的有机污染可作为电子受体与生物炭表面形成 π - π EDA作用^[53,54]。(4)疏水作用。生物炭表面通常分布着一定的疏水位点,使得疏水作用成为生物炭吸附疏水性有机物的一个作用机理^[55,56]。这种作用机理通常发生在芳香族化合物和生物炭表面,即化合物的芳香环 π 电子与生物炭 π 电子之

图1 (网络版彩色)生物炭吸附去除有机污染物机理图
Figure 1 (Color online) The adsorption mechanism of organic pollutants on biochar

间存在的 π - π 色散作用. 此外, 生物炭还具有发达的孔隙结构, 因此孔隙填充作用也是生物炭吸附有机污染物的重要机理^[57]. 正是由于有机污染物分子大小各有不同, 因此, 生物炭孔结构是影响孔隙填充吸附的主要因素. 当有机污染物分子小于生物炭孔径时, 可能会进入生物炭空间内部, 即对孔隙容积进行填充.

虽然生物炭吸附去除污染物的机理已经研究得比较透彻, 但是目前的研究主要针对于单一污染物的吸附净化研究, 而实际环境中一般都是多种污染物共存的, 这些污染物之间必然会存在吸附竞争. Wang等人^[58]研究了4种二价重金属离子(Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Ni^{2+} 和 Cd^{2+}) 在玉米秸秆合成的生物炭上的单一吸附和竞争吸附效果, 发现4种金属离子在玉米秸秆合成的生物炭表面的吸附动力学过程具有相似性, 吸附容量的顺序为: $\text{Pb}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Ni}^{2+}$. 在生物炭上 Pb^{2+} 的竞争吸附能力最强, Cu^{2+} 次之, 而 Ni^{2+} 和 Cd^{2+} 竞争吸附能力较弱, 其吸附过程会受到其他二价金属离子的抑制. Ni^{2+} 和 Cd^{2+} 浓度的增加基本上不会影响 Cu^{2+} 的吸附量, 但是 Pb^{2+} 的浓度增加显著降低 Cu^{2+} 的吸附量, Pb^{2+} 、 Cu^{2+} 和 Cd^{2+} 浓度的增加都会显著降低 Ni^{2+} 的吸附量. 这势必会对生物炭的吸附效果和吸附机制有很大影响.

1.3.2 其他环境方面的应用

将秸秆、稻草、甘蔗渣、林木采伐废枝, 甚至污水厂剩余污泥等含碳量高的固体废弃物作为原料制备生物炭, 不仅能实现废弃物的资源化利用, 还避免了环境污染并可以生成新的材料. 例如, 农作物秸秆作为一种大量的可再生的生物质资源, 通常被废弃或就地焚烧. 这种方法不仅造成严重的资源浪费, 还会破坏土壤结构、污染环境. 新的制备技术在获得生物炭的同时, 还可以通过收集、过滤等方法, 得到混合的可燃气和液态焦油等可作为能源的副产物^[59]. 同时, 生物炭作为一种新型环境功能材料, 不仅可以吸附净化污染物, 而且可以作为催化剂载体提高催化剂的活性, 还可以直接作为催化剂降解环境中的各类污染物. 由于我们已经对生物炭催化降解污染物的研究进展作了详细的综述^[60], 因此在本文中就不再赘述了.

2 生物炭环境应用风险的形成原因

2.1 生物炭制备过程中的内源性污染物来源与贡献

2.1.1 生物炭中的内源性重金属污染物的贡献

如上所述, 生物炭是由生物质在完全或部分缺氧

状态下热解生成的一种碳材料. 理论上, 各种农作物包括玉米、水稻和小麦等作物秸秆, 畜牧业废弃物包括猪粪、牛粪等动物粪便有机固体废弃物, 甚至城市污泥等均可以作为合成生物炭的原料. 但是原料中的污染物, 特别是难以挥发的重金属, 可能会富集在生物炭中, 造成环境污染风险^[61]. Koppolu等人^[62]研究了在玉米秆中添加含有Ni、Zn、Cu、Co和Cr等重金属的超累积植物对生物炭中重金属含量的影响, 发现生物炭中Ni、Zn、Cu、Co和Cr的浓度均随着原料中重金属含量增加而升高, 而且原料中超过98.5%的重金属被浓缩在生物炭中, 其浓度可达原料的4~6倍. 此外, 生物炭的合成条件也是影响其重金属含量的重要条件. Stefaniuk等人^[63]对比了用三家沼气厂污泥制备的生物炭, 发现热解温度和重金属类型是影响生物炭中重金属含量的关键因素. 当热解温度从400°C升高至800°C时, 生物炭中的Cr、Cu、Cd、Pb和Mn含量均随着热解温度的升高而增加, 而Zn和Ni的含量呈现先增加后降低的趋势. 这是因为在高温热解过程中, 大量有机质损失导致生物炭中重金属被浓缩(表S1)^[64], 因此, 非挥发性金属(如Fe、Cu等)的浓度会随着热解温度的升高而持续增加^[65]. 而有些易挥发重金属, 如Cd、Pb、Zn等在高温条件下容易挥发, 所以其浓度会随着热解温度的升高呈现先增加后降低的趋势^[66,67].

生物炭中重金属的环境风险不仅与重金属的含量有关, 还与重金属的存在形态、矿物类型、可溶出重金属含量以及生物炭所处的环境有关系^[68]. 由于生物炭中含有大量的矿质元素氧化物、碳酸盐、磷酸盐等物质, 因此其pH一般都高于7.0. 而且随着热解温度的升高, 生物炭的pH会逐渐升高, 其中的重金属也会从稳定性较低的结合形态转向稳定性高的结合形态. Huang等人^[69]对比了350、550和750°C下合成的生物炭中Zn、Pb和Cd的渗出量和生物有效性, 发现Zn、Pb和Cd的稳定性随着热解温度的升高而升高, 而渗出量和生物有效性随之降低. 文献^[70]表明, 不同结合态金属离子在环境中的风险由高到低分别为: 碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机质及硫化物结合态以及残渣晶格态. 但是当碱性生物炭施用 in 酸性土壤中时, 生物炭中原本较为稳定的金属离子在酸性土壤中会被活化, 并从低风险结合态(如残渣态)向高风险结合态(如碳酸盐结合态)转变. 导致重金属的渗出量和生物有效性提高^[71]. 因此, 在生物炭的实际应用中, 不能仅仅考虑重金属的含量, 还要系统分析重金属形态和施用

环境的影响,才能全面评估其应用过程中可能造成的环境危害,从而有效降低生物炭施用带来的重金属污染风险。

2.1.2 生物炭中内源性有机污染物的贡献

热解制备生物炭的过程中,生物质在厌氧或者缺氧环境下经过一系列的分解聚合反应,不可避免地形成许多的有毒、有害有机化合物,如多环芳烃、二噁英和呋喃等^[72]。这些有机污染物不仅会污染生物炭生产厂附近的空气、土壤,还会残留在生物炭中^[10],从而在生物炭的使用过程中造成潜在的环境风险。

生物炭中有机污染的种类和浓度与原料类型密切相关,而且有研究表明生物炭中有机污染物的含量要高于其生产原料。根据2013年国际生物炭协会(IBC)的规定,生物炭中多环芳烃的浓度应控制在6~20 mg/kg范围内。而Hilber等人^[73]最近的研究数据表明,400~750°C合成的43种生物炭中USEPA优先监测的16种多环芳烃浓度范围为0.4~2000 mg/kg。他们还发现在600~750°C热解温度下,用葡萄藤、象草和松木渣等合成的生物炭中萘和菲分别占多环芳烃总含量的40%~60%和10%~30%^[74]。生物炭的合成条件(热解温度和时间)是影响有机污染物的种类和浓度的关键因素。例如,生物炭表面的二噁英类化合物主要是在低温反应阶段(200~400°C)形成的,且存在时间较短。而多环芳烃主要是在400~500°C范围内形成,且浓度非常高。当热解温度高于600°C时,二噁英类化合物和多环芳烃浓度会随温度升高而降低^[75,76]。Lyu等人^[77]系统研究了250~700°C下,用松木锯屑合成的生物炭中有机污染物的浓度变化情况。研究结果表明,生物炭中多环芳烃、二噁英和呋喃,发现随着热解温度的升高,有机污染物含量呈先升高后降低的趋势。生物炭中多环芳烃和二噁英/呋喃的浓度分别在400和300°C达到最高。当热解温度从250°C升高至400°C时,总多环芳烃含量从 1.9×10^2 μg/kg升高至 8.6×10^2 μg/kg,当温度继续升高至700°C,总多环芳烃含量降低至 5.9×10^2 μg/kg。二噁英和呋喃的总含量在300°C时达到最高,为 6.1×10^2 μg/kg,但随着热解温度升高总含量显著降低,400°C时总含量为 3.6×10^2 μg/kg,而500°C时仅67 μg/kg。虽然已有许多研究表明生物炭中有机污染物的含量会随着制备温度的升高而降低,但并不能说明生物炭中有机污染物的毒性会降低。例如,高温条件下缩聚反应加剧,低环的小分子多环芳烃会聚合成毒性更强的高环大分子多环芳烃,毒性可能也会随之而升高^[78]。

目前,虽然对生物炭中有机污染物的类型和浓度已有了较深入的研究,但是关于它们生物有效性的研究却很少。2012年,Hale等人^[75]首次利用聚甲醛(polyoxymethylene, POM)萃取法测定了250~900°C下合成的50种生物炭中有机污染物的生物可利用浓度,发现生物可利用的有机污染物浓度受生物炭制备条件的影响。慢速热解和热解气化法制备的生物炭中多环芳烃生物可利用浓度分别为 (0.17 ± 10) 和 (162 ± 71) ng/L。而二噁英的生物可利用浓度低于检测限。Zielińska也利用POM方法萃取了500~700°C下城市污泥合成的生物炭中的多环芳烃,发现其生物可利用浓度范围为86~216 ng/L^[79]。但是有研究认为生物炭的强吸附能力可能会导致这些有机污染物很难解吸附,因此,羟丙基-β-环糊精(hydroxypropyl-β-cyclodextrin, HPCD)萃取、POM萃取和固相微萃取(solid phase microextraction, SPME)等方法都或许不能有效地测定生物炭中有机污染物的生物可利用浓度^[80,81]。此外,这些研究仅针对于新制备的生物炭,而在老化过程中,生物炭的物理化学性质发生变化,这些化合物与生物炭的相互作用也会随之变化。而且生物炭施用到自然环境中,受土壤中溶解的有机质以及pH等因素的影响,使得生物炭中有机污染物的溶出量也会发生比较大的变化。因此,迫切需要针对生物炭的结构和性质(如孔隙度、表面电荷和表面含氧官能团等)开展更加系统、深入的研究,才能更全面地理解和预测生物炭中有机污染物的生物有效性及其应用风险。

2.1.3 生物炭中其他内源性污染物的贡献

生物质热解合成生物炭的过程中不仅会生成多环芳烃和二噁英等有机污染物,还会生成一种新型环境污染物质EPFRs。目前研究认为在生物质热解过程中会生成大量的酚类和醌类物质,这些酚类和醌类物质将电子传递给生物质中的过渡金属(如Fe、Ni或Cu等),并在有机物与颗粒物形成的系统中被稳定下来,从而生成大量的EPFRs^[60]。与传统认识的自由基相比,EPFRs是具有较长寿命、稳定性和持续性的自由基物种,它可以在环境中稳定存在数十分钟甚至几年,因此带来的环境危害可能会更大。已有许多研究证实生物炭中大量存在的EPFRs可以诱导O₂生成·OH等活性自由基,从而导致生物体内自由基水平失衡,引起氧化应激反应或细胞损伤,甚至造成一系列的机体损伤等^[82]。

此外,生物炭中还含有胶体碳、可溶性碳等迁移能力较强的组分。在长期大规模的施用过程中,生物炭

中的这些组分会随着雨水、径流冲刷等过程进入土壤和自然水体,从而可以影响土壤和水生生态系统^[83]。如图2所示^[76],生物炭颗粒,特别是纳米级的生物炭颗粒,可能作为载体携带其自身含有的污染物在土壤甚至自然水体中的迁移转化,从而可能对自然水环境构成潜在风险。生物炭纳米颗粒在土壤中的迁移性受到很多因素的影响,包括离子强度、电解质类型和天然有机质等^[84]。离子强度越低,生物炭纳米颗粒的迁移能力越强,例如 Ca^{2+} 比 Na^+ 电解质更有效地降低生物炭纳米颗粒的迁移能力^[85]。腐殖酸也可以通过增强静电排斥作用来提高生物炭纳米颗粒的迁移能力。生物炭中的胶体碳在土壤和河流中也具有很强的流动性,对污染物的迁移转化也有着重要影响。近期研究表明,老化后生物炭中的胶体碳表面含氧官能团,特别是羧基含量明显增加^[86],而且胶体碳表面会变粗糙。这些变化使老化后的胶体碳流动性更高,从而提高其表面污染物迁移的能力^[87]。

2.2 生物炭中的外源性污染物的贡献

在生物炭的迁移转化过程中,由于其具有良好的吸附性能,还会吸附环境介质中的污染物。虽然生物炭

吸附污染物能降低污染物的生物有效性,但同时也降低了有机污染物降解和矿化速率,从而可能增加有机污染物在土壤中的滞留时间。虽然有大量研究表明生物炭可以有效地吸附土壤中的有机污染物,但是生物炭老化后,物理化学性质都发生了巨大变化,吸附能力也可能随之发生改变。例如,He等人^[88]对比了碱性农田土壤中,土霉素和氟洛芬在新制备和老化一年的生物炭上的吸附脱附行为,发现经过一年的田间老化后,生物炭对土霉素的吸附能力明显降低,而对氟洛芬的吸附能力却有所提高。还有研究表明生物炭中释放出的可溶性有机碳会与污染物之间存在竞争吸附,从而影响污染物的迁移。例如, Kim等人^[89]发现生物炭中释放出的可溶性有机碳可以通过螯合和竞争解吸附作用促进铁氧化物中Fe的溶出,而结合在这些铁氧化物中的As也随之释放。此外,生物炭中释放出的磷酸盐也能通过竞争吸附来提高土壤中As的迁移能力。

虽然生物炭对污染物迁移转化的影响已引起了研究者的关注,但目前关于生物炭和污染物之间相互作用的研究还并不透彻。不同原料和条件下合成的生物炭自身性质如粒径、表面官能团、比表面积等差别很大,施用环境如土壤性质以及生物炭施用方式、填埋深度以

图2 (网络版彩色)生物炭在土壤和水体中的迁移转化过程图^[76]

Figure 2 (Color online) Schematic diagram for transport and fate of BC in soil/water systems^[76]

及使用量等都会影响生物炭的吸附性能和迁移能力。特别是自然环境中各种因素的复合作用,可能会让具有不同性质的生物炭对不同污染物产生不同的影响。因此,在生物炭的实际环境应用过程中,不仅需要考虑生物炭的自身性质,还要结合具体的施用环境来考虑。

3 生物炭应用的生态风险

3.1 生物炭对土壤微生态的危害

土壤环境是影响植物生长发育以及作物的产量和品质的关键因素。虽然生物炭可以改良土壤、提高土壤肥力,但同时也会释放重金属、有机污染物以及纳米颗粒,从而抑制种子发芽、影响植物生长或降低作物产量(图3)^[90]。Buss和Mašek^[91]对比了生物炭中高挥发性有机污染物和低挥发性有机污染物对水芹种子发芽率的影响,发现高挥发性有机污染物会降低水芹种子的发芽率,其毒性明显高于低挥发性有机污染物。Zhang等人^[92]从6种生物炭中提取了纳米颗粒并研究了它们对种子发芽和幼苗生长的影响。实验结果表明700°C下合成的生物炭中的纳米颗粒会抑制水稻种子发芽和芦苇根的生长,并降低芦苇的生物量。虽然生物炭可以降低土壤酸度,但是在碱性土壤中施用生物炭可能会降低Fe、Zn、Cu、Mn等营养元素的利用率^[93]。而且当土壤pH超过植物自身的离子调节浓度和酸碱度平衡时,会严重影响植物生长,甚至造成植物死亡^[94,95]。此外,生物炭的合成原料和条件不同,所含有污染物的种类和含量也有差异,因此,在不同施用量和施用环境

中对不同植物的影响也各不相同^[96,97]。例如Wang等人^[98]用稻壳、锯末和菖蒲合成了生物炭,并研究了这些生物炭中提取的有机物对绿脓杆菌的影响,发现稻壳和锯末生物炭中的有机物对绿脓杆菌的生长基本没有影响,但菖蒲生物炭中的有机物对绿脓杆菌的生长有明显的抑制作用。Liao等人^[13]研究了生物炭对玉米、小麦和水稻种子发芽率和根系生长的影响,发现少量的生物炭可以为水稻种子提供N、P、K、Ca、B等营养元素,促进根系和芽的生长。但增加施用量后,生物炭中的EPFRs会诱导O₂生成·OH,大量的·OH会损伤细胞质膜,从而抑制植物发芽和损伤根茎以及植物生长。最近, Jia等人^[99,100]研究多环芳烃在过渡金属Fe(III)、Cu(II)、Ni(II)、Co(II)或Zn(II)修饰的黏土中的转化过程时发现蒽、苯并(a)芘的降解过程中会生成EPFRs。他们还指出土壤性质、过渡金属类型以及总有机碳含量都是影响蒽转化的重要因素。总有机碳含量越高,蒽转化速率越慢,EPFRs的稳定性也越高。此外,EPFRs还可能与污染物相互作用,如直接或间接介导污染物发生氧化还原反应,从而可能会导致污染物形态结构发生变化,甚至可能生成毒性更强的环境污染物,但是目前有关这方面的研究还很缺乏。

土壤微生物作为土壤生态的重要组成部分,对土壤环境的变化较为敏感,会随着土壤环境的变化迅速改变,通常表现为土壤微生物丰度和群落结构的改变^[82,101]。生物炭中的内源性污染物,多环芳烃和重金属等,是影响土壤生态的重要因素。例如,生物炭中常见的重金属离子Cd可能会抑制放线菌和细菌种群的生

图3 (网络版彩色)生物炭的生态风险和健康风险

Figure 3 (Color online) The potential ecological and health risks of biochar

长。而苯、羧酸、呋喃、多环芳烃、酚类和酮类等有机物,虽然可以作为碳源被微生物利用,但同时也是微生物的抑制剂,高浓度下会抑制微生物的活性^[102]。添加生物炭还会改变土壤的pH、孔隙度等理化条件,这些变化可能有益于部分土壤微生物,但也可能对一些微生物造成不利影响。例如有研究表明添加生物炭后丝微菌、囊菌、根瘤菌和高温单胞菌丰度都会增加,但菌根、单胞菌和链霉菌丰度在一定程度上有所下降^[103,104]。生物炭具有良好的吸附性能,但是没有选择性,因此可能吸附土壤中的营养物质和微量元素,从而降低土壤中微生物的生命活性物质^[105,106]。Nguyen等人^[107]分析了2010~2015年关于生物炭对土壤中无机氮含量影响的研究,发现添加生物炭后,土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的含量分别降低了 $11\%\pm 2\%$ 和 $10\%\pm 1.6\%$ 。生物炭可以通过静电作用吸附 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 或者通过氢键吸附 $\text{NO}_3^-\text{-N}$,还可以降低氮的矿化和土壤有机质分解作用,从而使微生物群落活性降低。但是绝大多数的研究只关注了生物炭施用后一年内土壤中无机氮含量的变化情况,而长期影响还需要进一步的详细研究。生物炭还可能会吸附微生物用于通讯的信号分子。例如细菌的种内和种间通讯是通过黄酮类、吡啶类和喹诺酮类等信号分子来实现的。生物炭吸附这些信号分子之后,可能会破坏微生物之间的通讯,从而抑制微生物中相关过程的基因表达(如固氮、固碳等)与传递^[108]。

此外,生物炭对土壤中蚯蚓的生存也有影响。蚯蚓可以食用生物炭,生物炭中的污染物进入蚯蚓体内,可能对蚯蚓造成严重危害^[109-111]。其次,添加生物炭会导致土壤pH升高、高浓度铵化或者过度盐碱化,从而造成蚯蚓体重下降甚至死亡。例如, Malev等人^[112]发现按照有利于农作物生长的生物炭施用量为100 t/公顷(1公顷=10000 cm^2),蚯蚓在黏土和砂土的成活率分别下降至78%和64%。Liesch等人^[113]对比了不同原料合成的生物炭对蚯蚓的毒性,发现凤梨碎片合成的生物炭对蚯蚓没有毒性,而家禽粪便合成的生物炭对蚯蚓有明显的毒性。这是因为家禽粪便中含有高浓度的铵,合成的生物炭pH较高(10.27),而凤梨碎片合成的生物炭pH为7.32。当家禽粪便合成的生物炭施用量为67.5和90 mg/ha时,土壤pH从7.19分别上升至8.62和8.87。土壤pH过高,会造成了蚯蚓的死亡。所以当家禽粪便合成的生物炭施用量超过67.5 mg/ha时,土壤pH过高导致蚯蚓的死亡率达到了100%。

有研究表明添加生物炭对蚯蚓的不良影响会随着

时间的推移而减弱,而且没有发现明显的长期毒性。因此,选择合适的原料和条件制备生物炭,有可能避免生物炭中无机和有机污染物对土壤动物的不良影响。最近, Lieke等人^[114]首次以土壤无脊椎动物秀丽隐杆线虫为模型生物研究了生物炭的神经毒性,并系统研究了神经毒性产生的原因。他们发现高浓度的生物炭会显著抑制秀丽隐杆线虫的身体弯曲频率、相对运动长度以及化学感知功能,而且生物炭对秀丽隐杆线虫的神经毒性来源于生物炭中的EPFRs,而不是有毒化学物质^[115]。虽然他们的这些研究揭示了生物炭中的EPFRs的潜在神经毒性作用,但是EPFRs的毒性是通过排除生物炭颗粒物和浸提有毒化学物质的毒性确定的。EPFRs存在的环境介质的成分非常复杂,且EPFRs的性质可能受环境影响发生变化,所以其动物毒性还需要更直接、深入研究。

虽然国际生物炭协会已经限定了生物炭中多环芳烃和重金属的含量,但是这些标准并不能反映实际生物炭中污染物的浓度。因此,生物炭中污染物的实际浓度和生物有效性还需要更加系统的研究,从而才能更加准确评估实际应用过程中生物炭对土壤微生态的影响。综上所述,生物炭的毒性不仅来源于内源性污染物多环芳烃和重金属离子,而且来源于它的其他性质(如含有大量PFRs)带来的不良影响。受合成原料和制备条件的影响,生物炭自身的物理化学性质、有机物含量和种类各不相同,因此导致其对土壤微生态的影响也存在差异。而且土壤中的物种丰富度、性状和群落组成也各不相同,因此对土壤微生态变化的响应也各不相同。此外,目前关于生物炭对植物生长状况、土壤生物活性、土壤理化性质影响方面的研究都是短期室内培养和小规模田间试验得到的,而关于生物炭长期施用后,以及在土壤中发生的生物和化学反应、土壤环境变化以及土壤生物响应的研究都比较缺乏。因此,需要结合施用环境、土壤生物特性等各方面的因素,来系统评估实际环境中生物炭对土壤微生态带来的短期风险和长期危害。

3.2 生物炭应用对水生态系统的危害

生物炭作为一种价格低廉、容易获得的高效吸附剂,在水污染治理领域备受关注。目前已广泛应用于吸附去除水体中的重金属和有机污染物。天然生物炭普遍存在于河流、湖泊等多种自然水体介质,而且随着生物炭的广泛应用,生物炭也会通过雨水冲刷等方式

进入水体中。这些生物炭势必会参与水中污染物的迁移转化,对水生生物和水环境健康有着重要影响。因此研究生物炭与水中污染物的相互作用机制,探明在水体中的应用价值及其对水生生态健康的影响具有重要意义。

如图2所示,生物炭进入自然水体后,虽然可以在有太阳光照射情况下发生光催化反应降解水中的污染物,但是生物炭中溶出的有机物对水生态环境也具有一定潜在的危害^[116]。Smith等人^[96]研究了花生壳、鸡粪和松木合成的生物炭中水溶性有机物对水体中蓝藻和真核绿藻毒性,发现花生壳和鸡粪生物炭中水溶性有机物对蓝藻和真核绿藻的生长没有影响。但是松木生物炭中水溶性有机物会抑制了蓝藻和真核绿藻的生长,而且水溶性有机物浓度越高,抑制作用越明显。300~500°C下纤维素、木质素和松木合成的生物炭中可溶性有机物包括酚类化合物、酸、多环芳烃、糖类、愈创木酚、焦儿茶酚、呋喃和酮(表S2)^[97]。随着热解温度的升高,生物炭中水溶性有机污染物的溶出量随之降低,对蓝藻的毒性也随之降低。他们还从纤维素和木质素提取了水溶性有机污染物,并对比了相同浓度水溶性(75 ppm)有机污染物对蓝藻的生长影响^[97]:C300完全抑制蓝藻的生长,C400比C300的毒性略低,而C500对蓝藻的生长没有影响。但是L300不影响蓝藻的生长,L400和L500能显著抑制蓝藻的生长。因此,生物炭中水溶性有机污染物的毒性是浓度和不同种类污染物综合作用的结果。Zhang等人^[117]最近的研究也发现生物炭对斜生栅藻和明亮发光杆菌的生长有抑制作用,而且抑制率与生物炭中EPFRs的浓度呈正相关。当热解温度从200°C升高至500°C时,生物炭中EPFRs的浓度随着热解温度的升高而逐渐增大,但当热解温度继续升高至800°C时,生物炭中EPFRs的浓度则随之降低。生物炭对斜生栅藻和明亮发光杆菌生长的抑制作用也随生物炭合成温度的升高呈现先升高后降低的趋势,500°C下合成的生物炭对斜生栅藻和明亮发光杆菌的抑制作用最显著。这可能是因为生物炭中的EPFRs可以诱导产生·OH,从而造成细胞氧化损伤。

目前关于生物炭对水生态危害方面的研究还很少,而且其影响机制方面也还需要进一步研究。但与土壤微生态效应类似,生物炭的毒性都来源于生物炭中存在的重金属、多环芳烃和EPFRs等内源性和外源性的污染物。而且新制备的生物炭对不同生态环境的危害效应可能存在一定的一致性,但是水体中生物炭的老

化过程可能完全不同于土壤中,因此老化后生物炭对水生态系统的危害可能不同于土壤介质,但是目前还没有相关研究报道。

4 生物炭应用的健康风险

如上所述,生物炭生产过程中会产生大量的多环芳烃和二噁英等有毒有害有机污染物。这些污染物会通过呼吸吸入、皮肤接触和饮食暴露等途径进入从事生产和运输生物炭的工人身体中,从而可能会增加癌症的发病率^[110]。此外,这些污染物随生物炭进入土壤中,还可以通过食物链进入人体,严重危害人体健康。Wang等人^[118]研究了35种商业和实验室合成的生物炭对温室和大田蔬菜中多环芳烃浓度的影响,并首次评估了施用了生物炭的土壤中种植的蔬菜中多环芳烃的健康风险。发现35种生物炭中多环芳烃的总含量在638~12347 µg/kg,而生物可利用的多环芳烃浓度从低于检测限到2792 µg/kg的范围。根系分泌物可以促进生物炭中多环芳烃的释放,但蔬菜中多环芳烃浓度与生物炭之间缺乏相关性。这是因为多环芳烃需要首先从生物炭中释放到土壤中,再经过土壤吸附/解吸过程,才能最后被根吸收并进入植物体内。此外,这些过程还受土壤条件、生物炭类型和植物种类的影响,导致不同蔬菜中多环芳烃的浓度各不相同。发现在施用了生物炭的温室和大田土壤中种植的8种蔬菜的多环芳烃浓度从低于检测限到565 µg/kg不等。Wang等人^[118]还利用苯并[a]芘毒性当量法和终生癌症风险增量(ILCR)模型评估了成年人摄入这些蔬菜后的健康风险。根据USEPA数据参考标准,当ILCR低于 10^{-6} 时,处于安全范围内,当ILCR在 10^{-6} ~ 10^{-4} 之间时存在潜在的致癌风险,而 $>10^{-4}$ 时存在较高致癌风险。结果表明80%温室种植蔬菜的ILCR在 10^{-6} ~ 10^{-4} 范围内,而大田种植蔬菜的ILCR在 10^{-6} 左右,说明这些蔬菜对人体有比较低的致癌风险。此外,EPFRs作为一种新型的污染物已引起了研究者的广泛关注。已有研究证实EPFRs可以引发人体肺部和心血管疾病,而且也是诱发癌症的原因之一^[100,119],但是有关生物炭中产生EPFRs相关的健康风险还未见研究报道。

虽然目前关于生物炭健康风险的研究还很少,主要限于生物炭中多环芳烃的致癌风险的评估,而其他污染物的健康风险也还未见报道,但是已有的这些研究都表明了生物炭具有一定的潜在致癌风险。因此,系统评估生物炭生产运输过程中释放出来的有毒有害污

染物、生物炭施用过程中的内源性污染物,以及纳米颗粒物的健康风险,对生物炭的安全生产和利用具有重要的研究意义。

5 总结与展望

生物炭在土壤改良、污染控制和减少温室气体排放等环境领域的应用前景已引起了广泛关注。但是不同原料和条件下制备的生物炭结构和性质差异较大,因为它不仅含有内源性污染物,还可能与自然环境中的污染物相互作用,因此长期大量使用生物炭可能对生态环境和人体健康造成极大潜在危害。虽然目前关于生物炭中污染的来源和类型都有了比较深入的研究报道,但是有关生物炭利用方面的生态和健康风险还尚未明晰。生物炭的合成原料和条件都会显著影响生物炭的生态和健康风险。生物炭老化后,其物理和化学性质还会发生很大的改变。因此,在未来的研究中不仅需要系统研究新制备生物炭的生态和健康风险效应,还需要结合具体的施用模式及其施用环境,在线评估

老化后生物炭的毒性变化趋势与特征,从而为生物炭的安全有效利用而服务。但是总体来说,生物炭的有关研究还方兴未艾,因此作者认为以下几个方向可能是该领域未来发展的动向和热点:(1)生物炭中污染物包括内源性和外源性污染物是影响生物炭毒性的关键因素。因此,系统研究影响新制备的生物炭的老化过程中污染物浓度变化与其生态效应和健康效应之间的相互关系是今后相关领域发展的热点科学问题。(2)生物炭对不同生态系统,如土壤生态和水生生态系统的危害和影响是否存在一定的差异,因此明晰生物炭对不同生态系统的施用影响机制,才能选择不同的合适的施用环境,才能实现生物炭的安全有效利用。(3)虽然生物炭中含有的重金属、有机污染物和原位形成的EPFRs对人体健康的影响都已经有了初步的研究,但是生物炭中污染物的复合暴露造成的健康风险还缺乏系统性评估。因此,评价随生物炭进入人体组织中的内外源污染物复合暴露造成的累积健康风险,对深入理解生物炭的健康风险具有非常重要的意义。

参考文献

- Kuppusamy S, Thavamani P, Megharaj M, et al. Agronomic and remedial benefits and risks of applying biochar to soil: Current knowledge and future research directions. *Environ Int*, 2016, 87: 1–12
- Ennis C J, Evans A G, Islam M, et al. Biochar: Carbon sequestration, land remediation, and impacts on soil microbiology. *Crit Rev Environ Sci Technol*, 2012, 42: 2311–2364
- Ahmad M, Rajapaksha A U, Lim J E, et al. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. *Chemosphere*, 2014, 99: 19–33
- Inyang M, Dickenson E. The potential role of biochar in the removal of organic and microbial contaminants from potable and reuse water: A review. *Chemosphere*, 2015, 134: 232–240
- Sun K, Han L, Yang Y, et al. Application of hydrochar altered soil microbial community composition and the molecular structure of native soil organic carbon in a paddy soil. *Environ Sci Technol*, 2020, 54: 2715–2725
- Duan W, Oleszczuk P, Pan B, et al. Environmental behavior of engineered biochars and their aging processes in soil. *Biochar*, 2019, 1: 339–351
- Ren X, Zeng G, Tang L, et al. Effect of exogenous carbonaceous materials on the bioavailability of organic pollutants and their ecological risks. *Soil Biol Biochem*, 2018, 116: 70–81
- Quan G, Fan Q, Zimmerman A R, et al. Effects of laboratory biotic aging on the characteristics of biochar and its water-soluble organic products. *J Hazard Mater*, 2020, 382: 121071
- Dutta T, Kwon E, Bhattacharya S S, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons and volatile organic compounds in biochar and biochar-amended soil: A review. *GCB Bioenergy*, 2017, 9: 990–1004
- Kuśmierz M, Oleszczuk P. Biochar production increases the polycyclic aromatic hydrocarbon content in surrounding soils and potential cancer risk. *Environ Sci Pollut Res*, 2014, 21: 3646–3652
- Maliszewska-Kordybach B. Polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in Poland: Preliminary proposals for criteria to evaluate the level of soil contamination. *Appl Geochem*, 1996, 11: 121–127
- Li Y X, Liu Y, Wang W G, et al. Concentration characteristic and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the surface soils of a steel plant (in Chinese). *Environ Chem*, 2017, 36: 1320–1327 [李永霞, 刘燕, 王文刚, 等. 某钢铁企业表层土壤中多环芳烃含量特征与生态风险评价. *环境化学*, 2017, 36: 1320–1327]
- Liao S, Pan B, Li H, et al. Detecting free radicals in biochars and determining their ability to inhibit the germination and growth of corn, wheat and rice seedlings. *Environ Sci Technol*, 2014, 48: 8581–8587

- 14 Li Y, Shen F, Guo H, et al. Phytotoxicity assessment on corn stover biochar, derived from fast pyrolysis, based on seed germination, early growth, and potential plant cell damage. *Environ Sci Pollut Res*, 2015, 22: 9534–9543
- 15 Lehmann J. A handful of carbon. *Nature*, 2007, 447: 143–144
- 16 Spokas K A. Review of the stability of biochar in soils: Predictability of O:C molar ratios. *Carbon Manage*, 2010, 1: 289–303
- 17 Downie A, Munroe P, Cowie A, et al. Biochar as a geoengineering climate solution: Hazard identification and risk management. *Crit Rev Environ Sci Technol*, 2012, 42: 225–250
- 18 Jia J, Li B, Chen Z, et al. Effects of biochar application on vegetable production and emissions of N_2O and CH_4 . *Soil Sci Plant Nutr*, 2012, 58: 503–509
- 19 Karhu K, Mattila T, Bergström I, et al. Biochar addition to agricultural soil increased CH_4 uptake and water holding capacity—Results from a short-term pilot field study. *Agric Ecosyst Environ*, 2011, 140: 309–313
- 20 Chen D, Wang C, Shen J, et al. Response of CH_4 emissions to straw and biochar applications in double-rice cropping systems: Insights from observations and modeling. *Environ Pollut*, 2018, 235: 95–103
- 21 Wang C, Shen J, Liu J, et al. Microbial mechanisms in the reduction of CH_4 emission from double rice cropping system amended by biochar: A four-year study. *Soil Biol Biochem*, 2019, 135: 251–263
- 22 Lévesque V, Rochette P, Ziadi N, et al. Mitigation of CO_2 , CH_4 and N_2O from a fertigated horticultural growing medium amended with biochars and a compost. *Appl Soil Ecol*, 2018, 126: 129–139
- 23 Bourke J, Manley-Harris M, Fushimi C, et al. Do all carbonized charcoals have the same chemical structure? 2. A model of the chemical structure of carbonized charcoal. *Ind Eng Chem Res*, 2007, 46: 5954–5967
- 24 Spokas K A, Baker J M, Reicosky D C. Ethylene: Potential key for biochar amendment impacts. *Plant Soil*, 2010, 333: 443–452
- 25 Borchard N, Schirrmann M, Cayuela M L, et al. Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N_2O emissions: A meta-analysis. *Sci Total Environ*, 2019, 651: 2354–2364
- 26 Feng Z, Zhu L. Impact of biochar on soil N_2O emissions under different biochar-carbon/fertilizer-nitrogen ratios at a constant moisture condition on a silt loam soil. *Sci Total Environ*, 2017, 584–585: 776–782
- 27 Spokas K, Reicosky D C. Impacts of sixteen different biochars on soil greenhouse gas production. *Ann Environ Sci*, 2009, 77: 574–581
- 28 DeLuca T H, MacKenzie M D, Gundale M J, et al. Wildfire-produced charcoal directly influences nitrogen cycling in ponderosa pine forests. *Soil Sci Soc Am J*, 2006, 70: 448–453
- 29 Amin F R, Huang Y, He Y, et al. Biochar applications and modern techniques for characterization. *Clean Techn Environ Policy*, 2016, 18: 1457–1473
- 30 Xiao X, Chen B, Chen Z, et al. Insight into multiple and multilevel structures of biochars and their potential environmental applications: A critical review. *Environ Sci Technol*, 2018, 52: 5027–5047
- 31 Cantrell K B, Hunt P G, Uchimiya M, et al. Impact of pyrolysis temperature and manure source on physicochemical characteristics of biochar. *Bioresour Technol*, 2012, 107: 419–428
- 32 Laghari M, Mirjat M S, Hu Z, et al. Effects of biochar application rate on sandy desert soil properties and sorghum growth. *CATENA*, 2015, 135: 313–320
- 33 Montes-Morán M A, Suárez D, Menéndez J A, et al. On the nature of basic sites on carbon surfaces: An overview. *Carbon*, 2004, 42: 1219–1225
- 34 Enders A, Hanley K, Whitman T, et al. Characterization of biochars to evaluate recalcitrance and agronomic performance. *Bioresour Technol*, 2012, 114: 644–653
- 35 Lentz R D, Ippolito J A. Biochar and manure affect calcareous soil and corn silage nutrient concentrations and uptake. *J Environ Qual*, 2012, 41: 1033–1043
- 36 Mukherjee A, Zimmerman A R, Harris W. Surface chemistry variations among a series of laboratory-produced biochars. *Geoderma*, 2011, 163: 247–255
- 37 El-Naggar A, Lee S S, Awad Y M, et al. Influence of soil properties and feedstocks on biochar potential for carbon mineralization and improvement of infertile soils. *Geoderma*, 2018, 332: 100–108
- 38 Crane-Droesch A, Abiven S, Jeffery S, et al. Heterogeneous global crop yield response to biochar: A meta-regression analysis. *Environ Res Lett*, 2013, 8: 044049
- 39 Lehmann J, Rillig M C, Thies J, et al. Biochar effects on soil biota—A review. *Soil Biol Biochem*, 2011, 43: 1812–1836
- 40 Glaser B, Lehmann J, Zech W. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal—A review. *Biol Fert Soils*, 2002, 35: 219–230
- 41 Solaiman Z M, Blackwell P, Abbott L K, et al. Direct and residual effect of biochar application on mycorrhizal root colonisation, growth and nutrition of wheat. *Soil Res*, 2010, 48: 546–554

- 42 Qian K, Kumar A, Zhang H, et al. Recent advances in utilization of biochar. *Renew Sustain Energy Rev*, 2015, 42: 1055–1064
- 43 Cao X, Ma L, Liang Y, et al. Simultaneous immobilization of lead and atrazine in contaminated soils using dairy-manure biochar. *Environ Sci Technol*, 2011, 45: 4884–4889
- 44 Ahmad M, Lee S S, Rajapaksha A U, et al. Trichloroethylene adsorption by pine needle biochars produced at various pyrolysis temperatures. *Bioresour Technol*, 2013, 143: 615–622
- 45 Inyang M I, Gao B, Yao Y, et al. A review of biochar as a low-cost adsorbent for aqueous heavy metal removal. *Crit Rev Environ Sci Technol*, 2016, 46: 406–433
- 46 Uchimiya M, Chang S C, Klasson K T. Screening biochars for heavy metal retention in soil: Role of oxygen functional groups. *J Hazard Mater*, 2011, 190: 432–441
- 47 Uchimiya M, Lima I M, Thomas Klasson K, et al. Immobilization of heavy metal ions (Cu^{II} , Cd^{II} , Ni^{II} , and Pb^{II}) by broiler litter-derived biochars in water and soil. *J Agric Food Chem*, 2010, 58: 5538–5544
- 48 Dong X, Ma L Q, Li Y. Characteristics and mechanisms of hexavalent chromium removal by biochar from sugar beet tailing. *J Hazard Mater*, 2011, 190: 909–915
- 49 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. *Environ Sci Technol*, 2008, 42: 5137–5143
- 50 Inyang M, Gao B, Zimmerman A, et al. Synthesis, characterization, and dye sorption ability of carbon nanotube-biochar nanocomposites. *Chem Eng J*, 2014, 236: 39–46
- 51 Chen C, Zhou W, Lin D. Sorption characteristics of *N*-nitrosodimethylamine onto biochar from aqueous solution. *Bioresour Technol*, 2015, 179: 359–366
- 52 Jin J, Sun K, Wu F, et al. Single-solute and bi-solute sorption of phenanthrene and dibutyl phthalate by plant- and manure-derived biochars. *Sci Total Environ*, 2014, 473–474: 308–316
- 53 Zheng H, Wang Z, Zhao J, et al. Sorption of antibiotic sulfamethoxazole varies with biochars produced at different temperatures. *Environ Pollut*, 2013, 181: 60–67
- 54 Zhang P, Sun H, Yu L, et al. Adsorption and catalytic hydrolysis of carbaryl and atrazine on pig manure-derived biochars: Impact of structural properties of biochars. *J Hazard Mater*, 2013, 244–245: 217–224
- 55 Chen X, Xia X, Wang X, et al. A comparative study on sorption of perfluorooctane sulfonate (PFOS) by chars, ash and carbon nanotubes. *Chemosphere*, 2011, 83: 1313–1319
- 56 Zhu D, Pignatello J J. Characterization of aromatic compound sorptive interactions with black carbon (charcoal) assisted by graphite as a model. *Environ Sci Technol*, 2005, 39: 2033–2041
- 57 Kasozi G N, Zimmerman A R, Nkedi-Kizza P, et al. Catechol and humic acid sorption onto a range of laboratory-produced black carbons (biochars). *Environ Sci Technol*, 2010, 44: 6189–6195
- 58 Wang Q, Wang B W, Tan G C, et al. Single and competitive adsorption of $\text{Cu}(\text{II})$, $\text{Pb}(\text{II})$, $\text{Ni}(\text{II})$ and $\text{Cd}(\text{II})$ onto biochar (in Chinese). *Acta Sci Nat Univ Pek*, 2017, 53: 1122–1132 [王棋, 王斌伟, 谈广才, 等. 生物炭对 $\text{Cu}(\text{II})$ 、 $\text{Pb}(\text{II})$ 、 $\text{Ni}(\text{II})$ 和 $\text{Cd}(\text{II})$ 的单一及竞争吸附研究. 北京大学学报, 2017, 53: 1122–1132]
- 59 Wang X D, Zhang B, Yu G W, et al. Preparation of biochar with different particle sized sewage sludge and its characteristics (in Chinese). *CIESC J*, 2016, 67: 4808–4816 [王兴栋, 张斌, 余广伟, 等. 不同粒径污泥热解制备生物炭及其特性分析. 化工学报, 2016, 67: 4808–4816]
- 60 Qin Y, Li G, Gao Y, et al. Persistent free radicals in carbon-based materials on transformation of refractory organic contaminants (ROCs) in water: A critical review. *Water Res*, 2018, 137: 130–143
- 61 Devi P, Saroha A K. Risk analysis of pyrolyzed biochar made from paper mill effluent treatment plant sludge for bioavailability and eco-toxicity of heavy metals. *Bioresour Technol*, 2014, 162: 308–315
- 62 Koppolu L, Agblevor F A, Clements L D. Pyrolysis as a technique for separating heavy metals from hyperaccumulators. Part II: Lab-scale pyrolysis of synthetic hyperaccumulator biomass. *Biomass Bioenergy*, 2003, 25: 651–663
- 63 Stefaniuk M, Oleszczuk P, Bartmiński P. Chemical and ecotoxicological evaluation of biochar produced from residues of biogas production. *J Hazard Mater*, 2016, 318: 417–424
- 64 Cao X, Harris W. Properties of dairy-manure-derived biochar pertinent to its potential use in remediation. *Bioresour Technol*, 2010, 101: 5222–5228
- 65 He J, Strezov V, Kan T, et al. Effect of temperature on heavy metal(loid) deportment during pyrolysis of *Avicennia marina* biomass obtained from phytoremediation. *Bioresour Technol*, 2019, 278: 214–222
- 66 Zhang Y, Chen Z, Xu W, et al. Pyrolysis of various phytoremediation residues for biochars: Chemical forms and environmental risk of Cd in biochar. *Bioresour Technol*, 2020, 299: 122581
- 67 Liu X, Wang Y, Gui C, et al. Chemical forms and risk assessment of heavy metals in sludge-biochar produced by microwave-induced low

- temperature pyrolysis. *RSC Adv*, 2016, 6: 101960
- 68 Uchimiya M, Wartelle L H, Klasson K T, et al. Influence of pyrolysis temperature on biochar property and function as a heavy metal sorbent in soil. *J Agric Food Chem*, 2011, 59: 2501–2510
 - 69 Huang H, Yao W, Li R, et al. Effect of pyrolysis temperature on chemical form, behavior and environmental risk of Zn, Pb and Cd in biochar produced from phytoremediation residue. *Bioresour Technol*, 2018, 249: 487–493
 - 70 Wu D P, Li F F, Zhao J, et al. Potential Environmental risks in the preparation and application of biochars in soil (in Chinese). *J Kunming Univ Sci Technol*, 2019, 44: 98–103 [吴丹萍, 李芳芳, 赵婧, 等. 生物炭在制备及土壤应用中的潜在环境风险. 昆明理工大学学报, 2019, 44: 98–103]
 - 71 Bandara T, Herath I, Kumarathilaka P, et al. Efficacy of woody biomass and biochar for alleviating heavy metal bioavailability in serpentine soil. *Environ Geochem Health*, 2017, 39: 391–401
 - 72 Wang X, Yin D X, Zhang F, et al. Analysis of effect mechanism and risk of biochar on soil fertility and environmental quality (in Chinese). *Trans Chin Soc Agric Eng*, 2015, 31: 248–257 [王欣, 尹带霞, 张凤, 等. 生物炭对土壤肥力与环境质量的影响机制与风险解析. 农业工程学报, 2015, 31: 248–257]
 - 73 Hilber I, Mayer P, Gouliarmou V, et al. Bioavailability and bioaccessibility of polycyclic aromatic hydrocarbons from (post-pyrolytically treated) biochars. *Chemosphere*, 2017, 174: 700–707
 - 74 Hilber I, Blum F, Leifeld J, et al. Quantitative determination of PAHs in biochar: A prerequisite to ensure its quality and safe application. *J Agric Food Chem*, 2012, 60: 3042–3050
 - 75 Hale S E, Lehmann J, Rutherford D, et al. Quantifying the total and bioavailable polycyclic aromatic hydrocarbons and dioxins in biochars. *Environ Sci Technol*, 2012, 46: 2830–2838
 - 76 Lian F, Xing B. Black carbon (biochar) in water/soil environments: Molecular structure, sorption, stability, and potential risk. *Environ Sci Technol*, 2017, 51: 13517–13532
 - 77 Lyu H, He Y, Tang J, et al. Effect of pyrolysis temperature on potential toxicity of biochar if applied to the environment. *Environ Pollut*, 2016, 218: 1–7
 - 78 Keiluweit M, Kleber M, Sparrow M A, et al. Solvent-extractable polycyclic aromatic hydrocarbons in biochar: Influence of pyrolysis temperature and feedstock. *Environ Sci Technol*, 2012, 46: 9333–9341
 - 79 Zielińska A, Oleszczuk P. Effect of pyrolysis temperatures on freely dissolved polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) concentrations in sewage sludge-derived biochars. *Chemosphere*, 2016, 153: 68–74
 - 80 Mayer P, Hilber I, Gouliarmou V, et al. How to determine the environmental exposure of PAHs originating from biochar. *Environ Sci Technol*, 2016, 50: 1941–1948
 - 81 Wang C, Wang Y, Herath H M S K. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in biochar—Their formation, occurrence and analysis: A review. *Org Geochem*, 2017, 114: 1–11
 - 82 Zhu X, Chen B, Zhu L, et al. Effects and mechanisms of biochar-microbe interactions in soil improvement and pollution remediation: A review. *Environ Pollut*, 2017, 227: 98–115
 - 83 Wang D J, Sang W J, Zhou X F, et al. Advance in biochar transport in soil and its impact on soil pollutants (in Chinese). *Guangdong Agric Sci*, 2015 19: 122–129 [王道京, 桑文静, 周雪飞, 等. 生物炭在土壤中的运动迁移及其对土壤污染物影响研究进展. 广东农业科学, 2015 19: 122–129]
 - 84 Wang D, Zhang W, Hao X, et al. Transport of biochar particles in saturated granular media: Effects of pyrolysis temperature and particle size. *Environ Sci Technol*, 2013, 47: 821–828
 - 85 Chen M, Wang D, Yang F, et al. Transport and retention of biochar nanoparticles in a paddy soil under environmentally-relevant solution chemistry conditions. *Environ Pollut*, 2017, 230: 540–549
 - 86 Wang Y, Zhang W, Shang J, et al. Chemical aging changed aggregation kinetics and transport of biochar colloids. *Environ Sci Technol*, 2019, 53: 8136–8146
 - 87 Yang W, Bradford S A, Wang Y, et al. Transport of biochar colloids in saturated porous media in the presence of humic substances or proteins. *Environ Pollut*, 2019, 246: 855–863
 - 88 He Y, Liu C, Tang X Y, et al. Biochar impacts on sorption-desorption of oxytetracycline and florfenicol in an alkaline farmland soil as affected by field ageing. *Sci Total Environ*, 2019, 671: 928–936
 - 89 Kim H B, Kim S H, Jeon E K, et al. Effect of dissolved organic carbon from sludge, rice straw and spent coffee ground biochar on the mobility of arsenic in soil. *Sci Total Environ*, 2018, 636: 1241–1248
 - 90 Bu X L, Xue J H. Biochar effects on soil habitat and plant growth: A review (in Chinese). *Ecol Environ Sci*, 2014, 23: 535–540 [卜晓莉, 薛建辉. 生物炭对土壤生境及植物生长影响的研究进展. 生态环境学报, 2014, 23: 535–540]
 - 91 Buss W, Mašek O. Mobile organic compounds in biochar—A potential source of contamination—Phytotoxic effects on cress seed (*Lepidium*

- sativum*) germination. *J Environ Manage*, 2014, 137: 111–119
- 92 Zhang K, Wang Y, Mao J, et al. Effects of biochar nanoparticles on seed germination and seedling growth. *Environ Pollut*, 2020, 256: 113409
- 93 Gunes A, Inal A, Taskin M B, et al. Effect of phosphorus-enriched biochar and poultry manure on growth and mineral composition of lettuce (*Lactuca sativa* L. cv.) grown in alkaline soil. *Soil Use Manage*, 2014, 30: 182–188
- 94 Mumme J, Getz J, Prasad M, et al. Toxicity screening of biochar-mineral composites using germination tests. *Chemosphere*, 2018, 207: 91–100
- 95 Van Zwieten L, Kimber S, Morris S, et al. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant Soil*, 2010, 327: 235–246
- 96 Smith C R, Buzan E M, Lee J W. Potential impact of biochar water-extractable substances on environmental sustainability. *ACS Sustain Chem Eng*, 2013, 1: 118–126
- 97 Smith C R, Hatcher P G, Kumar S, et al. Investigation into the sources of biochar water-soluble organic compounds and their potential toxicity on aquatic microorganisms. *ACS Sustain Chem Eng*, 2016, 4: 2550–2558
- 98 Wang Y Y, Jing X R, Li L L, et al. Biototoxicity evaluations of three typical biochars using a simulated system of fast pyrolytic biochar extracts on organisms of three kingdoms. *ACS Sustain Chem Eng*, 2016, 5: 481–488
- 99 Jia H, Zhao S, Shi Y, et al. Formation of environmentally persistent free radicals during the transformation of anthracene in different soils: Roles of soil characteristics and ambient conditions. *J Hazard Mater*, 2019, 362: 214–223
- 100 Jia H, Zhao S, Shi Y, et al. Transformation of polycyclic aromatic hydrocarbons and formation of environmentally persistent free radicals on modified montmorillonite: The role of surface metal ions and polycyclic aromatic hydrocarbon molecular properties. *Environ Sci Technol*, 2018, 52: 5725–5733
- 101 Yuan H, Zhu Z, Wei X, et al. Straw and biochar strongly affect functional diversity of microbial metabolism in paddy soils. *J Integr Agric*, 2019, 18: 1474–1485
- 102 Wang Z, Zheng H, Luo Y, et al. Characterization and influence of biochars on nitrous oxide emission from agricultural soil. *Environ Pollut*, 2013, 174: 289–296
- 103 Anderson C R, Condron L M, Clough T J, et al. Biochar induced soil microbial community change: Implications for biogeochemical cycling of carbon, nitrogen and phosphorus. *Pedobiologia*, 2011, 54: 309–320
- 104 Warnock D D, Lehmann J, Kuyper T W, et al. Mycorrhizal responses to biochar in soil-concepts and mechanisms. *Plant Soil*, 2007, 300: 9–20
- 105 Jindo K, Sánchez-Monedero M A, Hernández T, et al. Biochar influences the microbial community structure during manure composting with agricultural wastes. *Sci Total Environ*, 2012, 416: 476–481
- 106 Wallstedt A, Coughlan A, Munson A D, et al. Mechanisms of interaction between *Kalmia angustifolia* cover and *Picea mariana* seedlings. *Can J For Res*, 2002, 32: 2022–2031
- 107 Nguyen T T N, Xu C Y, Tahmasbian I, et al. Effects of biochar on soil available inorganic nitrogen: A review and meta-analysis. *Geoderma*, 2017, 288: 79–96
- 108 Masiello C A, Chen Y, Gao X, et al. Biochar and microbial signaling: Production conditions determine effects on microbial communication. *Environ Sci Technol*, 2013, 47: 11496–11503
- 109 Wang M M, Zhou Q X. Environmental effects and their mechanisms of biochar applied to soils (in Chinese). *Environ Chem*, 2013, 32: 768–780 [王萌萌, 周启星. 生物炭的土壤环境效应及其机制研究. *环境化学*, 2013, 32: 768–780]
- 110 Huang C, Wang W, Yue S, et al. Role of biochar and *Eisenia fetida* on metal bioavailability and biochar effects on earthworm fitness. *Environ Pollut*, 2020, 263: 114586
- 111 Topoliantz S, Ponge J F. Charcoal consumption and casting activity by *Pontoscolex corethrurus* (Glossoscolecidae). *Appl Soil Ecol*, 2005, 28: 217–224
- 112 Malev O, Contin M, Lilen S, et al. Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons and survival of earthworms (*Eisenia andrei*) exposed to biochar amended soils. *Environ Sci Pollut Res*, 2016, 23: 3491–3502
- 113 Liesch A M, Weyers S L, Gaskin J W, et al. Impact of two different biochars on earthworm growth and survival. *Ann Environ Sci*, 2010, 4: 1–9
- 114 Lieke T, Zhang X, Steinberg C E W, et al. Overlooked risks of biochars: Persistent free radicals trigger neurotoxicity in *Caenorhabditis elegans*. *Environ Sci Technol*, 2018, 52: 7981–7987
- 115 Zhang X, Chen Y, Hu D, et al. Neurotoxic effect of environmental persistent free radicals in rice biochar to *Caenorhabditis elegans* (in Chinese). *China Environ Sci*, 2019, 39: 2644–2651 [张绪, 陈懿, 胡蝶, 等. 生物炭中持久性自由基对秀丽隐杆线虫的毒性. *中国环境科学*, 2019, 39: 2644–2651]
- 116 Liu C H, Chu W, Li H, et al. Quantification and characterization of dissolved organic carbon from biochars. *Geoderma*, 2019, 335: 161–169
- 117 Zhang Y, Yang R, Si X, et al. The adverse effect of biochar to aquatic algae—The role of free radicals. *Environ Pollut*, 2019, 248: 429–437
- 118 Wang J, Xia K, Waigi M G, et al. Application of biochar to soils may result in plant contamination and human cancer risk due to exposure of

polycyclic aromatic hydrocarbons. [Environ Int](#), 2018, 121: 169–177

- 119 Dugas T R, Lomnicki S, Cormier S A, et al. Addressing emerging risks: Scientific and regulatory challenges associated with environmentally persistent free radicals. [Int J Environ Res Public Health](#), 2016, 13: 573

补充材料

表S1 不同热解温度下合成的生物炭中重金属浓度

表S2 不同生物炭中水溶性有机污染物

本文以上补充材料见网络版csb.scichina.com. 补充材料为作者提供的原始数据, 作者对其学术质量和内容负责.

Summary for “生物炭环境应用过程中的生态和健康风险研究进展”

Advances in ecological and health risks of biochar during environmental applications

Yaxin Qin¹, Guiying Li¹, Taicheng An^{1*} & Zhifeng Yang²

¹ Guangdong Key Laboratory of Environmental Catalysis and Health Risk Control, Guangzhou Key Laboratory of Environmental Catalysis and Pollution Control, School of Environmental Science and Engineering, Institute of Environmental Health and Pollution Control, Guangdong University of Technology, Guangzhou 510006, China;

² Institute of Environmental & Ecological Engineering, Guangdong University of Technology, Guangzhou 510006, China

* Corresponding author, E-mail: antc99@gdut.edu.cn

Biochar is a carbon-rich material synthesized through pyrolysis of biomass residues under the oxygen-limited conditions, which exhibited high specific surface area and abundant surface oxygen-containing functional groups. It widely existed in natural environment (such as soil, sediments, and rivers) and played important roles in various biogeochemical processes, nutrient availability, migration and transformation of chemicals. As a new kind of functional material, biochar has been well studied in numerous areas, including energy, materials, catalysis, and environmental applications. In recent years, the environmental applications of biochar have received considerable attention due to their low cost, high sorption capacity, and geological abundance. Numerous previous studies have reported that biochar possessed nutrient elements to enhance the soil fertility and exhibited promising adsorption capacity to remove organic and inorganic pollutants. However, recent studies indicated that the large-scale application of biochar also resulted in numerous potential environmental risks, for example, releasing inorganic and organic pollutants. Therefore, in this paper, we systemically review the application potential and significance of biochar in diverse sectors, including global climate change, environmental pollution remediation and soil amendment. Biochar has a long lifetime in soil varying from hundreds to thousands of years, and thus improves the carbon sequestration. For the abundant nutrient elements (such as N, P, K, Ca), large pore volume and surface area, biochar could effectively improve the fertility of soil. Meanwhile, biochar exhibited promising adsorption capacity to remove heavy metal ions and organic contaminants due to its high surface areas and abundant functional groups. The main adsorption mechanisms of heavy metal ions by biochar include ion exchange, complexation, coprecipitation, and electrostatic effects. While the π -electron donor-acceptor interactions, electrostatic interactions, hydrogen bonding, electrostatic interactions, and hydrophobic effects are the main adsorption mechanisms of organic contaminants on biochar. Then the risk factors of biochar are summarized to clarify its ecological and health risks. The endogenous pollutants such as organic pollutants, heavy metals, environmental persistent free radicals (EPFRs), nanoparticles and colloidal particles produced or transformed during the preparation of biochar are the main factors affecting the environmental application risks of biochar. Meanwhile, the potential environmental risks and adverse influence on soil and aquatic biota are also discussed in detail to evaluate the short-term and long-term effects of biochar. For example, contaminants in biochar could cause plasma membrane damage, and thus inhibiting the germination, growth and even resulting the death of plants. Furthermore, the addition of biochar may affect the pH, porosity of soil and then the soil ecosystem. The microbial community change in activity, community structure and abundance are significantly influenced by the soil ecosystem alterations. It has been demonstrated that the presence of biochar could inhibit the activity and abundance of soil microorganisms. In particular, the exposure risks of biochar are highlighted to fully understand its negative effects on human health. Some researchers indicated the potential cancer risk caused by contact with biochar during its production or transport process. The purpose of this review provides effective information for the comprehensive assessment of biochar in the application of environmental purification, and scientific guidance for its safe and effective utilization in the future.

biochar, environmental applications, ecological and health risks, heavy metal, organic pollutants, environmental persistent free radicals (EPFRs)

doi: [10.1360/TB-2020-0617](https://doi.org/10.1360/TB-2020-0617)