

张原原, 王聪颖, 李增波, 等. 生物质炭对土壤中 PAHs 总量及有效性的影响研究[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(2): 286–292.

ZHANG Yuan-yuan, WANG Cong-ying, LI Zeng-bo, et al. Effects of biochar on the total and bioavailable polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(2): 286–292.

生物质炭对土壤中 PAHs 总量及有效性的影响研究

张原原¹, 王聪颖^{1*}, 李增波^{2*}, 史志明¹

(1. 山西大学环境与资源学院, 太原 030006; 2. 太原科技大学化学与生物工程学院, 太原 030002)

摘要:通过 24 周的土壤培养实验,研究了生物质炭添加量(0.1%、1.0%、2.0%)对土壤中菲和芘的化学可提取总量、挥发量及基于聚甲醛膜(POM)提取的生物有效性含量的影响。结果显示:与对照相比,添加生物质炭使土壤中菲和芘的总量分别下降了 15.6%~25.0%和 12.8%~30.3%,有效性分别下降了 14.7%~37.3%和 23.4%~49.8%;培养前 6 周,添加生物质炭使土壤中菲的挥发量显著减少了 70.4%~72.4%,芘的挥发量减少了 36.2%~48.9%,此后土壤中菲、芘挥发量趋于稳定,各处理间无显著差异($P>0.05$)。研究表明,生物质炭在降低土壤中 PAHs 的总量及有效性含量方面具有剂量效应,但对 PAHs 挥发量的抑制作用的剂量效应与 PAHs 的种类有关。

关键词:生物质炭;多环芳烃;玉米秸秆;挥发;生物有效性

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2017)02-0286-07 doi:10.11654/jaes.2016-1127

Effects of biochar on the total and bioavailable polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil

ZHANG Yuan-yuan¹, WANG Cong-ying^{1*}, LI Zeng-bo^{2*}, SHI Zhi-ming¹

(1. College of Environmental Science and Resources, Shanxi University, Taiyuan 030006, China; 2. School of Chemical and Biological Engineering, Taiyuan University of Science and Technology, Taiyuan 030002, China)

Abstract: In the present study, a 24 weeks' soil incubation experiment was carried out to investigate the effect of corn stover biochar on the total and bioavailable phenanthrene and pyrene in soil. The biochar was applied at a rate of 0.1%~2.0% (weight percent). The total concentration of PAHs was extracted by chemical solvent, while the bioavailable of PAHs was measured by polyoxymethylene. In addition, the volatile content of phenanthrene and pyrene during this period was also determined. At the end of the incubation, the total concentration of phenanthrene and pyrene in the amended treatments decreased by 15.6%~25.0% and 12.8%~30.3%, respectively, when compared to the control (without biochar addition). The bioavailable concentration of phenanthrene and pyrene decreased 14.7%~37.3% and 23.4%~49.8%, respectively. With the respect of the volatile PAHs, an obvious inhibition was observed in the first six weeks' incubation, with an amount ranged from 70.4% to 72.4% for phenanthrene, and 36.2% to 48.9% for pyrene, respectively. However, at the end of the incubation, no significant differences ($P>0.05$) were observed for the inhibition rate between phenanthrene and pyrene, regardless of the biochar application rate. Therefore, biochar has a dose-effect on reducing both total and bioavailable PAHs in soil, i.e., the total and bioavailable PAHs in soil could be decreased by increasing the biochar application. However, the dose-effect on the inhibition of PAHs volatilization highly depended on the species of PAHs. The results obtained in the present study were very valuable in the remediation of soils contaminated with volatilized organic compounds.

Keywords: biochar; polycyclic aromatic hydrocarbons; corn stover; volatilization; bioavailability

收稿日期: 2016-08-31

作者简介: 张原原(1991—), 女, 山西长治人, 硕士研究生, 从事土壤污染修复与控制研究。E-mail: sxdxzhangyuan@sina.com

* 通信作者: 王聪颖 E-mail: wangcongying2003@hotmail.com; 李增波 E-mail: lizengbo@sina.com

基金项目: 国家自然科学基金项目(41101297); 山西省自然科学基金项目(2016021132); 中国科学院南京土壤研究所土壤与可持续发展重点实验室开放基金项目(Y412201451)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China(41101297); The Natural Science Foundation of Shanxi Province, China(2016021132); The State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences(Y412201451)

多环芳烃 (Polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs) 是煤和石油等有机物不完全燃烧产生的挥发性碳氢化合物, 是重要的环境污染物^[1-2]。随着我国工业化的发展, PAHs 广泛分布于土壤、大气等各种环境介质中。长久保留在土壤中的 PAHs, 将通过食物链富集, 最终危害人体健康。

生物质炭 (Biochar) 是由生物质在完全或部分缺氧的条件下经热解炭化产生的一类高度芳香化、难熔的固态物质^[3]。生物质炭具有高的含碳量、较多的养分和较强的吸附性能, 因而在增加土壤碳库贮量、提高土壤肥力以及维持土壤生态系统平衡方面发挥着重要的作用^[4-6]。研究表明^[7-8], 生物质炭对 PAHs 等有机污染物具有很强的吸附能力, 可降低其生物毒性。生物质炭来源广泛, 常见的畜禽粪便、农业秸秆等均可以用来制备生物质炭^[9]。我国农业每年生产约 7 亿 t 的各类作物秸秆, 山西省的年产量也超过 2000 万 t^[10], 而多数秸秆被废弃或焚烧, 造成了资源的极大浪费, 且增大了环境安全风险。若将秸秆制备成生物质炭用于 PAHs 土壤的修复, 一方面克服了资源浪费状况, 另一方面可以改善土壤理化性质、提高土壤肥力和保墒能力、增加土壤碳库储量。更重要的是, 有机物料施用有利于增加土壤生物多样性, 从而有助于污染土壤的生态重建, 对 PAHs 污染土壤具有更大的修复潜力^[7,11-12]。

为此, 本实验选用玉米秸秆制备生物质炭, 研究不同施用量对土壤中 PAHs 总量和生物有效性含量的影响, 以期污染土壤修复提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 土壤的采集与处理

土壤样品采自太原市郊清洁农田, 土样采回后, 置于阴凉处风干, 去除其中的石砾、根系等, 过 2 mm 筛, 备用。取一部分用于理化性质的测定, 其余保存。

土壤的理化性质见表 1。

1.2 生物质炭的制备

利用玉米秸秆制备生物质炭, 其制备方法在我们以往的研究中已经报道^[13]。生物质炭 (干燥基) 的理化性质见表 2。

1.3 试剂与仪器

本文选取 PAHs 中典型的菲 (3 环, 分子量 178.2) 和芘 (4 环, 分子量 202.3) 作为目标化合物进行土壤培养实验。该化合物购自 J&K scientific 公司, 纯度分别为 95% 和 98%, 使用前用丙酮分别配制成浓度为 1 g·L⁻¹ 的菲、芘储备液; 甲醇 (MREDA, 美国) 为色谱纯; 聚甲醛膜 (Polyoxymethylene, POM) 购自美国 CS Hyde 公司, 使用前, 先用甲醇和正己烷分别超声处理 30 min^[7], 待溶剂挥发后, 密封保存备用; 层析柱硅胶 (100~200 目) 为色谱纯, 其他试剂均为分析纯, 均购自天津第一化学试剂公司; 实验用水为 Millipore 超纯水。无水硫酸钠和硅藻土在使用前经 130 ℃ 烘 12 h, 硅胶经 130 ℃ 活化 16 h, 冷却后保存在干燥器中备用。

所用到的仪器分别为恒温培养箱 (LI15-2, 广州南方生化医学仪器有限公司)、恒温振荡器 (SHZ-82, 江苏省金坛市友联仪器研究所)、旋转蒸发器 (Hei-VAP Value HB, 德国)、加速溶剂萃取仪 (ASE-100, DIONEX 美国)、高效液相色谱 (HPLC, Agilent 1200, 美国)、氮吹仪 (MTN-2800D, 天津奥特赛恩斯仪器有限公司)。

1.4 实验方法

取 250 g 清洁土置于 500 mL 玻璃广口瓶中, 按 0、0.1%、1.0%、2.0% 的质量比加入生物炭, 编号分别为 CS0、CS0.1、CS1.0、CS2.0。充分混合均匀后平衡 24 h^[14]。在通风橱中向广口瓶内加入菲、芘储备液, 使其浓度均为 3 μg·g⁻¹, 然后搅拌均匀并使溶剂挥发。再添加一定量 0.25 g·L⁻¹ 的 NaN₃ 溶液 (终浓度为 20 μg·g⁻¹)

表 1 供试土壤样品的理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of the tested soil

pH	有机质/% Organic matter	全氮/g·kg ⁻¹ Total nitrogen	速效氮/mg·kg ⁻¹ Available nitrogen	速效磷/mg·kg ⁻¹ Available phosphorus	速效钾/mg·kg ⁻¹ Available potassium
7.68	12.28	1.23	73.24	14.18	132.56

表 2 生物质炭的理化性质

Table 2 Physical and chemical properties of biochar

挥发分 Volatile/%	灰分 Ash/%	固定性碳 Fixed carbon/%	元素组成 Elemental composition/%					比表面积 Specific surface area/m ² ·g ⁻¹	微孔面积 Micropore area/m ² ·g ⁻¹	平均孔径 Average pore diameter/nm
			N	C	H	O	S			
8.2	7.0	84.8	2.5	83.3	1.9	5.0	0.3	275.6	3.7	8.2

以避免微生物对 PAHs 的降解, 添加适量去离子水, 调节含水率为土壤持水量的 60%, 土样充分混匀后加盖橡胶塞(事先用铝箔包裹), 将广口瓶置于 25 °C 培养箱进行暗培养。每个处理设置 3 个平行。

1.5 PAHs 的测定

在培养第 0、1、2、3、4、6、8、12、18、24 周分别测定土壤中挥发的 PAHs 含量和土壤中可提取的 PAHs 总量及有效性含量。测定时, 先用 20 mL 丙酮/正己烷 (1:1, V/V) 吸收气相中的 PAHs。大气采样器流速 0.4 L·min⁻¹, 采气时间 20 min。将采集后的溶液在旋转蒸发仪上浓缩至 1 mL, 氮吹至干, 用甲醇换相, 定容到 1 mL, 进行 HPLC 分析。

气相中的 PAHs 收集完毕之后, 打开培养瓶, 取一定量土壤样品在铝箔上搅拌均匀, 称取 2.0 g 新鲜土样用于测定可提取的 PAHs 总量, 0.1 g 用于测定生物有效性含量, 剩余土壤放回广口瓶并压实, 将广口瓶再次放回培养箱。总量提取时, 将称好的土壤样品与适量硅藻土混匀, 转移到加速溶剂萃取仪的不锈钢提取池中, 以丙酮/正己烷 (1:5, V/V) 为萃取剂进行萃取, 萃取条件见文献[15]。将所得萃取液旋转蒸发至 2 mL, 过 SPE 硅胶净化柱, 过柱前先用 5 mL 的正己烷/二氯甲烷 (9:1, V/V) 作为洗脱液预淋洗 SPE 柱并弃去淋洗液, 再用 20 mL 洗脱液分次对 SPE 柱进行洗脱, 将收集的洗脱物浓缩至 1 mL, 氮吹换相为甲醇, 进行 HPLC 测定, 得到土壤中 PAHs 的总量。

利用 POM 测定土壤中 PAHs 的生物有效性含量。具体方法参照文献[16-18]。

1.6 色谱条件及质量控制

HPLC 分析条件如下: 色谱柱 HX754181, 柱温 30 °C; 流速 1 mL·min⁻¹; 流动相为 100% 的甲醇, 进样量

10 μL。荧光检测器测定时, 菲和芘的激发波长分别是 255、333 nm, 发射波长分别是 370、390 nm。菲和芘的浓度通过外标校正曲线计算而得。

在土壤样品中添加菲和芘的标样 (浓度均为 100 μg·L⁻¹), 测得菲和芘的回收率分别为 95.6% 和 97.3%, 误差不超过 10%。同时, 对 PAHs 实验室背景浓度进行测定, 其值低于检测限, 符合环境样品分析要求。

1.7 数据处理

用 SPSS11.5 软件进行数据分析, 采用 Duncan 法进行显著性检验 ($P < 0.05$), 用 Origin 8.0 绘图。

2 结果与讨论

2.1 土壤中总 PAHs 含量

本实验采用暗室恒温培养, 避免菲、芘的光降解, 同时在土壤中加入 NaN₃ 抑制微生物生长。因此, 可以认为菲、芘浓度的降低是挥发及土壤和生物质炭对其吸附所致。

图 1 分别是土壤中菲和芘的可提取总量随培养时间的变化。随着培养时间的延长, 所有处理中菲和芘的可提取总量均呈降低趋势, 而且前 6 周下降较快, 菲的浓度下降了 34.5%~42.9%, 芘下降了 25.1%~40.4%; 此后, 下降速率减缓, 至培养结束, 菲下降了 50.6%~67.5%, 芘下降了 42.8%~67.4%。至 24 周时, 土壤/生物质炭对 PAHs 的吸附已接近平衡, 各处理中的 PAHs 浓度不再明显变化。图 1 显示, PAHs 的可提取总量随着生物质炭添加量的增加而降低, 表现为 CS2.0 < CS1.0 < CS0.1 < CS0。这种差异在第 0 d (开始时) 即表现出来, 此时, 对照 CS0 中菲、芘的浓度分别是 3.2、3.4 μg·g⁻¹, 明显高于其他 3 个处理, 其中 CS0.1、CS1.0 和 CS2.0 中菲浓度分别为 3.1、2.7、2.4 μg·g⁻¹,

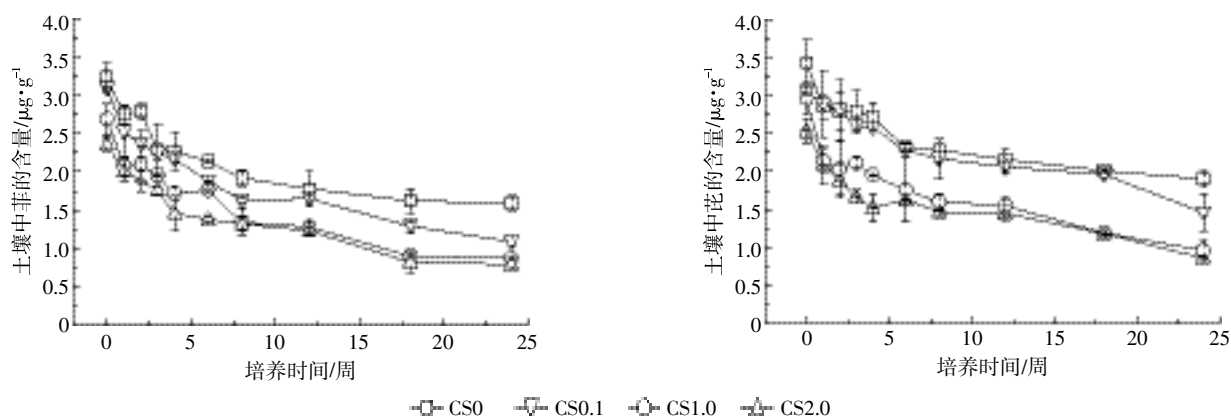


图 1 土壤中菲、芘的可提取总量随培养时间的变化

Figure 1 The changes of total concentration of phenanthrene and pyrene in soil during the incubation

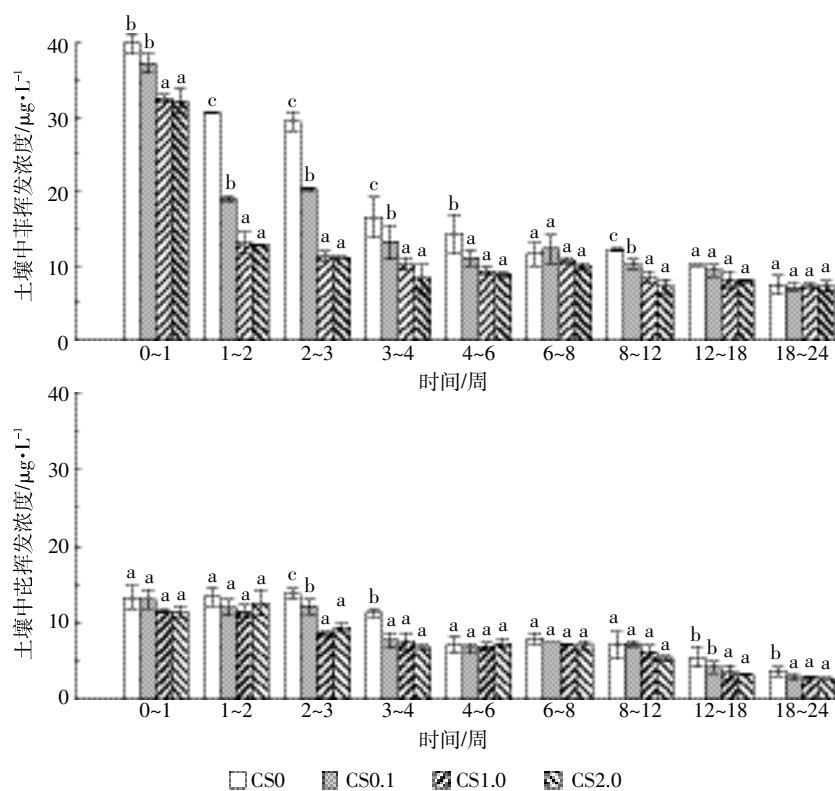
芘浓度分别为 3.1 、 3.0 、 $2.5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,说明生物质炭一旦进入土壤,即可对污染物产生强烈的吸附作用。随着培养时间的延长,生物质炭添加量对 PAHs 可提取总量的影响更加明显。这与 Oleszczuk 等^[19]的研究结果是一致的,在他们的研究中,施加小麦秸秆生物炭 $35\sim 45 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 的土壤,培养 851 d 后 13 种 PAHs 可溶性总量下降 $29\%\sim 35\%$ 。Chen 等^[20]的研究也表明, 400°C 热解松针生物炭添加量增加到 5% 时,对土壤中菲的吸附增强了 $23.0\sim 70.6$ 倍。图 1 还显示,在整个培养过程中,芘的可提取总量的下降率比菲要大。例如,至培养结束时,与对照相比,CS0.1、CS1.0 和 CS2.0 中菲的下降率分别为 15.6% 、 22.3% 和 27.4% ,而芘的下降率分别为 12.8% 、 25.0% 和 30.3% ,说明生物质炭对芘的吸附要大于菲。Beesley 等^[7]研究中也得到了类似的结论:生物炭与土壤混匀培养 60 d 后,土壤中 3 环 PAHs 比 4 环 PAHs 的下降率约小 10% 。

2.2 土壤中 PAHs 的挥发量

PAHs 的挥发量随时间的变化见图 2。PAHs 的挥发量也随着培养时间的延长而逐渐降低。在前 3 周中,菲的挥发量都较大,而不同处理间,炭的添加量越

大,挥发出来的菲越少。例如,第 3 周时,对照 CS0 中菲的挥发量为 $29.5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,而添加炭的处理 CS0.1、CS1.0 和 CS2.0 中菲的挥发量分别为 20.4 、 11.4 、 $11.1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,显著低于对照 ($P<0.05$),但 CS1.0 和 CS2.0 的差异不显著 ($P>0.05$)。可见,土壤中添加生物质炭对菲的挥发具有显著的抑制作用。但当生物质炭的量增加到一定程度时,菲的挥发不再显著降低。其他研究也证实了土壤中添加生物质炭,能显著抑制氯苯、二氯乙烯等的挥发^[21-22]。自第 6 周开始,菲的挥发量在各处理间的差距逐渐缩小,至第 18 周时,各处理间已无显著差异 ($P>0.05$)。

土壤中芘的挥发量变化趋势与菲相似,在前 3 周挥发量较大,此后趋于减缓。但是,与菲相比,在同样的时间点,芘的挥发量明显较低(图 2)。例如,第 3 周时,各处理中芘的挥发量范围为 $9.3\sim 11.7 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,而菲的挥发量范围比较高,为 $11.1\sim 29.5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,后者是前者的近 3 倍。这是因为:一方面,芘的分子量较大,蒸汽压 ($7.3\times 10^{-4} \text{ Pa}$) 较小,本身不易挥发;另一方面,生物质炭对土壤中芘的吸附固定作用要强于菲(见 2.1 节中的讨论)。图 2 还显示,除了个别时间点外,芘



图中不同字母表示处理间差异显著 ($P<0.05$)。下同

Columns shared the different letter represent significant difference among treatments ($P<0.05$). The same below

图 2 土壤中菲、芘挥发量随培养时间的变化

Figure 2 The changes of volatilized phenanthrene and pyrene from soil during the incubation

的挥发量在不同处理间并没有显著差异($P>0.05$),也显示了与菲相比,芘更不容易挥发。通过比较生物质炭抑制菲和芘的挥发量的差异,说明生物质炭在抑制有机污染物的挥发时,不仅与施用剂量有关,更与化合物自身的性质有关。在 Song 等^[21]和 Malcolm 等^[22]的研究中,氯苯的氯化程度越低,其挥发性越强,而土壤中添加生物质炭后,挥发量依次为三氯苯>四氯苯>五氯苯^[20]。

2.3 PAHs 的生物有效性含量

由表 3 土壤中 PAHs 有效性含量随时间的变化可知,在同一个取样时间,菲、芘生物有效性含量在各处理中具有显著差异。例如,第 0 周时,对照 CS0 中菲和芘的含量分别为 2.10、1.94 μg ,显著大于添加生物质炭的处理 CS0.1(菲 1.47 μg 、芘 1.49 μg),CS1.0(菲 0.46 μg 、芘 0.64 μg)和 CS2.0(菲 0.31 μg 、芘 0.38 μg)。这一现象与化合物在土壤中总量的变化趋势一致,说明生物质炭一进入土壤即可降低 PAHs 的生物可利用性,且生物质炭添加量越大,生物有效性含量越低。有研究^[16,23]证实,土壤中添加生物质炭能有效地减少玉米对菲和其他 PAHs 的吸收。Zielińska 等^[24]也表明,500 $^{\circ}\text{C}$ 热解的污泥生物质炭添加量为 5%时,可使土壤中溶解自由态 PAHs 降低 27.0%~49.4%,生物可利用 PAHs 降低 14.2%~29.9%。Gomez-Eyles 等^[25]向受 PAHs 污染的石灰质土壤中加入生物质炭,发现 56 d 后土壤中总 PAHs 和生物可利用 PAHs 分别下降 30.5%和 34.1%。

随培养时间增加,各处理土壤中菲、芘生物可利用浓度均逐渐降低,但不同处理间污染物浓度下降幅度差异显著。到 24 周时,添加生物质炭的土壤中菲、芘有效性下降率分别比对照高 14.7%~37.3%和

23.4%~49.8%;而对照组在培养结束后与初始浓度相比,菲、芘有效性也有明显降低(分别为 48.4%和 38.7%),说明土壤自身有机质对 PAHs 的吸附也较为明显。

为了更直观地比较生物质炭对不同分子量 PAHs 生物有效性的影响,我们对培养 24 周后,土壤中菲、芘生物有效性减少率(相对于初始浓度)进行对比,结果见图 3。由图 3 可以看出,除了 CS0 处理中,菲的减少率大于芘(这是由于菲的挥发性比较大,总量减少多),CS0.1、CS1.0 和 CS2.0 处理中,芘的减少率均大于菲。可见生物质炭对芘生物有效性的影响要大于菲。这个结果说明生物质炭对土壤中高环化合物生态毒性的控制要强于低环化合物,这一结论对于污染修复具有重要意义。

从以上讨论可以得出,生物质炭对分子量不同的化合物在土壤-大气系统中的归趋的影响具有很大差异。为了进一步说明这种差别,我们进行了以下计算:

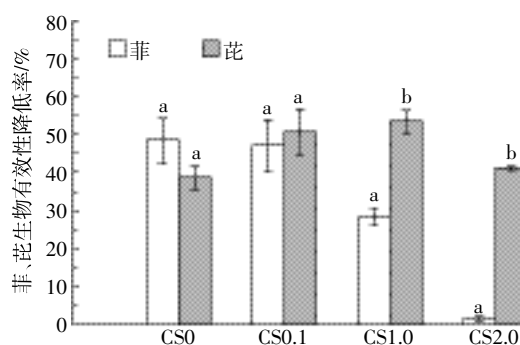


图 3 培养 24 周后菲、芘生物有效性降低率

Figure 3 Decreased percent of bioavailable phenanthrene and pyrene after 24 weeks' incubation

表 3 土壤中菲、芘的生物可利用含量随时间的变化(μg)

Table 3 Concentration of bioavailable phenanthrene and pyrene in soil during the incubation(μg)

PAHs	培养周数 Weeks/周	处理 Treatments			
		CS0	CS0.1	CS1.0	CS2.0
菲 Phenanthrene	0	2.10±0.08d	1.47±0.02c	0.46±0.04b	0.31±0.09a
	6	1.53±0.06d	0.98±0.02c	0.43±0.03b	0.30±0.03a
	12	1.04±0.05d	0.92±0.02c	0.44±0.05b	0.31±0.03a
	24	1.09±0.09c	0.78±0.07b	0.33±0.01a	0.30±0.00a
芘 Pyrene	0	1.94±0.03d	1.49±0.01c	0.64±0.07b	0.38±0.08a
	6	1.32±0.03d	0.91±0.53c	0.33±0.04b	0.19±0.02a
	12	1.29±0.07c	0.77±0.02b	0.34±0.02a	0.28±0.05a
	24	1.19±0.04c	0.73±0.06b	0.30±0.01a	0.22±0.00a

注:数字后的不同字母表示处理间差异显著($P<0.05$)。

Note: Data shared the different letter represent significant difference among treatments($P<0.05$).

土壤中菲和芘的初始量(即第0周CS0中的含量,A)、培养结束时各处理中菲和芘的剩余量(B)、培养时间内累计挥发的菲、芘含量(C)、培养结束时土壤自身有机质对菲、芘的吸附值(CS0中吸附值,D),用A-B-C-D的值来衡量生物质炭对不同化合物的吸附-固定能力。结果见表4。

由表4可知,CS0.1处理对菲、芘的吸附量相近(菲115.4 μg 、芘100.5 μg),而CS1.0(菲164.9 μg 、芘215.1 μg)和CS2.0(菲184.8 μg 、芘238.0 μg)对芘的吸附量明显大于菲,即生物质炭对分子量更大的芘的吸附-固定能力强于菲,这与生物有效性含量的结果是一致的。以上结果说明,生物质炭能使分子量大的PAHs的可提取总量、生物有效性降低更多,从而降低其生态毒性。这为生物质炭在有机污染土壤修复中的应用提供了重要的实验启示。

3 结论

生物质炭可以有效降低土壤中PAHs的总量和生物有效性含量,且对分子量大的化合物的降低作用更明显。添加生物质炭对土壤中PAHs的挥发有一定抑制作用。因此,可以采用向土壤中添加生物质炭的方法来控制PAHs的生态毒性。本研究结果对利用生物质炭控制和修复有机污染土壤,降低有机污染物的环境风险的实践具有重要的意义。

参考文献:

- [1] Haritash A K, Kaushik C P. Biodegradation aspects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): A review[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 169(1/2/3): 1-15.
- [2] 倪妮,宋洋,王芳,等.多环芳烃污染土壤生物联合强化修复

- 研究进展[J]. *土壤学报*, 2016, 53(3): 561-571.
- NI Ni, SONG Yang, WANG Fang, et al. Review of researches on intensified bio-remediation of polycyclic aromatic hydrocarbons contaminated soils[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2016, 53(3): 561-571.
- [3] Lehmann J D, Joseph S. Biochar for environmental management: Science and technology[M]. London: Earthscan, 2009: 15801-15811.
- [4] Steinbeiss S, Gleixner G, Antonietti M. Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2009, 41(6): 1301-1310.
- [5] 王月玲,耿增超,尚杰,等.施用生物炭后壤土土壤有机碳、氮及碳库管理指数的变化[J]. *农业环境科学学报*, 2016, 35(3): 532-539.
- WANG Yue-ling, GENG Zeng-chao, SHANG Jie, et al. Soil organic carbon and nitrogen and carbon pool management index in loess soil as influenced by biochar[J]. *Journal of Agro-Environmental Science*, 2016, 35(3): 532-539.
- [6] 潘凤娥,胡俊鹏,索龙,等.添加玉米秸秆及其生物质炭对砖红壤 N_2O 排放的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2016, 35(2): 396-402.
- PAN Feng-e, HU Jun-peng, SUO Long, et al. Effect of corn stalk and its biochar on N_2O emissions from latosol soil[J]. *Journal of Agro-Environmental Science*, 2016, 35(2): 396-402.
- [7] 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]. *Environmental Pollution*, 2010, 158(6): 2282-2287.
- [8] Khan S, Ning W, Reid B J, et al. Reduced bioaccumulation of PAHs by *Lactuca sativa*: I. Grown in contaminated soil amended with sewage sludge and sewage sludge derived biochar[J]. *Environmental Pollution*, 2013, 175(175C): 64-68.
- [9] Özçimen D, Ersoy-Meriçboyu A. Characterization of biochar and bio-oil samples obtained from carbonization of various biomass materials[J]. *Renewable Energy*, 2010, 35(6): 1319-1324.
- [10] 朱建春,李荣华,杨香云,等.近30年来中国农作物秸秆资源量的时空分布[J]. *西北农林科技大学学报:自然科学版*, 2012, 40(4): 139-145.
- ZHU Jian-chun, LI Rong-hua, YANG Xiang-yun, et al. Spatial and

表4 生物质炭对菲、芘的吸附能力(μg)

Table 4 Adsorbed amount of phenanthrene and pyrene by biochar during the incubation period(μg)

培养周期/周 Incubation period	菲 Phenanthrene				芘 pyrene			
	CS0	CS0.1	CS1.0	CS2.0	CS0	CS0.1	CS1.0	CS2.0
0~1	131.11	190.14	299.51	316.83	131.51	124.9	309.56	320.84
0~2	128.63	233.16	302.69	350.51	151.49	146.52	340.3	377.55
0~3	257.65	269.83	339.97	387.69	158.11	208.5	327.92	436.06
0~4	267.36	291.94	402.81	464.83	182.86	216.74	370.88	475.54
0~6	375.25	366.21	395.05	487.7	358.14	294.54	420.28	451.11
0~8	387.32	433.1	501.27	506.77	350.29	327.57	464.11	494.19
0~12	402.51	432.55	519.72	531.59	361.15	359.68	480.09	503.54
0~18	444.5	520.31	610.26	630.47	378.11	389.08	567.7	571.62
0~24	454.65	570.01	619.55	639.44	408.95	509.41	624.02	646.9
生物炭吸附量/ μg Adsorbed on biochar	0	115.36	164.89	184.79	0	100.46	215.07	237.95

- temporal distribution of crop straw resources in 30 years in China[J]. *Journal of Northwest A&F University(Natural Science Edition)*, 2012, 40(4):139–145.
- [11] Chen B, Yuan M, Qian L. Enhanced bioremediation of PAH-contaminated soil by immobilized bacteria with plant residue and biochar as carriers[J]. *Journal of Soils & Sediments Protection Risk Assessment & Rem*, 2012, 12(9):1350–1359.
- [12] Liu L, Chen P, Sun M, et al. Effect of biochar amendment on PAH dissipation and indigenous degradation bacteria in contaminated soil [J]. *Journal of Soils & Sediments*, 2015, 15(2):313–322.
- [13] Wang C Y, Wang T B, Li W B, et al. Adsorption of deoxyribonucleic acid (DNA) by willow wood biochars produced at different pyrolysis temperatures[J]. *Biology & Fertility of Soils*, 2014, 50(1):87–94.
- [14] Fabbri D, Rombolà A G, Torri C, et al. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in biochar and biochar amended soil[J]. *Journal of Analytical & Applied Pyrolysis*, 2013, 103(23):60–67.
- [15] 王聪颖, 王芳, 王涛, 等. 生物强化和生物刺激对土壤中 PAHs 降解的影响[J]. *中国环境科学*, 2010, 30(1):121–127.
- WANG Cong-ying, WANG Fang, WANG Tao, et al. Effects of bioaugmentation and biostimulation on PAHs degradation in soil[J]. *China Environmental Science*, 2010, 30(1):121–127.
- [16] Brennan A, Jiménez E M, Albuquerque J A, et al. Effects of biochar and activated carbon amendment on maize growth and the uptake and measured availability of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and potentially toxic elements (PTEs)[J]. *Environmental Pollution*, 2014, 193:79–87.
- [17] Hale S E, Lehmann J, Rutherford D, et al. Quantifying the total and bioavailable polycyclic aromatic hydrocarbons and dioxins in biochars [J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(5):2830–2838.
- [18] Lei H, Luthy R G. Uptake of PAHs into polyoxymethylene and application to oil-soot (lampblack)-impacted soil samples[J]. *Chemosphere*, 2008, 72(2):272–281.
- [19] Oleszczuk P, Kuśmierz M, Godlewska P, et al. The concentration and changes in freely dissolved polycyclic aromatic hydrocarbons in biochar-amended soil[J]. *Environmental Pollution*, 2016, 214:748–755.
- [20] Chen B L, Yuan M X. Enhanced sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons by soil amended with biochar[J]. *Journal of Soils & Sediments*, 2011, 11(1):62–71.
- [21] Song Y, Wang F, Kengara F O, et al. Immobilization of chlorobenzenes in soil using wheat straw biochar[J]. *Journal of Agricultural & Food Chemistry*, 2013, 61(18):4210–4217.
- [22] Malcolm H M, Howe P D. Chlorobenzenes other than hexachlorobenzene: Environmental aspects[R]. Ipc's Concise International Chemical Assessment Document, 2004.
- [23] 史明, 胡林潮, 黄兆琴, 等. 生物质炭的加入对土壤吸附菲能力以及玉米幼苗对菲吸收量的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2011, 30(5):912–916.
- SHI Ming, HU Lin-chao, HUANG Zhao-qin, et al. The influence of biochar inputting on the adsorption of phenanthrene by soil and by maize seedling[J]. *Journal of Agro-Environmental Science*, 2011, 30(5):912–916.
- [24] Zielińska A, Oleszczuk P. Bioavailability and bioaccessibility of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in historically contaminated soils after lab incubation with sewage sludge-derived biochars[J]. *Chemosphere*, 2016, 163:480–489.
- [25] Gomez-Eyles, Jose L, Sizmur, et al. Effects of biochar and the earthworm *Eisenia fetida* on the bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons and potentially toxic elements[J]. *Environmental Pollution*, 2011, 159(2):616–622.