

# 生物炭研究进展及其研究方向<sup>①</sup>

谢祖彬<sup>1</sup>, 刘琦<sup>1,2</sup>, 许燕萍<sup>1,2</sup>, 朱春悟<sup>1</sup>

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室 (中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008;

2 中国科学院研究生院, 北京 100049)

**摘要:** 近几年来, 随着巴西亚马逊流域考古发现黑土 (black earths, 或 terra preta de indio (葡萄牙语)) 及研究的深入, 认为将生物质炭化还田不仅能藏碳于土, 减缓全球气候变化, 而且能提高全球粮食安全保障。生物质在无氧或低氧条件下高温裂解炭化而成的产物被称为生物炭 (biochar)。本文将从生物炭特性; 生物炭对作物产量和养分吸收的影响; 生物炭分解和对土壤碳周转的影响以及对污染物降解和生物有效性影响方面进行综述, 以为国内生物炭研究提供参考。

**关键词:** 生物炭; 性质; 肥力; 碳周转; 温室气体; 污染物

**中图分类号:** X71

生物质 (秸秆和枯枝落叶等) 开发利用是永久而不竭的主题。远在西周时期 (公元前 11 世纪至公元前 8 世纪), 中国农民就从实践中逐步认识到将杂草、秸秆和枯枝落叶燃烧成草木灰还田有利于作物的生长; 14 世纪初叶, 王桢在《农书·粪壤篇》中把草木灰列为一大类农家肥料。北魏时期, 贾思勰在《齐民要术》(约成书于公元 533 年至 544 年) 中就提到用松制墨 (炭黑) 的方法和炭黑性质。在我国农田、草地和森林, 经常可以看到没有分解的火烧黑色物质。

生物炭 (biochar) 是近几年国际上出现的新名词, 是生物质在缺氧条件下高温裂解形成的物质。据报道, 生物炭具有促进植物生长、分解慢、降低重金属和有机污染物生物有效性等作用。为促进生物炭生物和环境效应研究, 本文汇编了生物炭特性; 生物炭对作物产量和养分吸收的影响; 生物炭分解和对土壤碳周转以及对污染物降解和生物有效性影响的研究结果, 并根据国际、国内研究现状, 提出了研究方向。

## 1 生物炭特性

### 1.1 pH

生物炭呈碱性, 且裂解温度越高, pH 越高<sup>[1-2]</sup>。生物炭之所以呈碱性, 是因为它含有一定量的灰分, 矿物质元素如 Na、K、Mg、Ca 等以氧化物或碳酸盐的形式存在于灰分中, 溶于水后呈碱性。灰分含量越高,

pH 越高<sup>[2-4]</sup>。由于畜禽粪便往往含有很高的灰分, 畜禽粪便制成的生物炭比木炭或秸秆炭有更高的 pH, 如 400℃ 下家禽粪便烧制的炭的 pH 为 9.2<sup>[3]</sup>, 而同样温度下的木炭 pH 为 7.67<sup>[4]</sup>。

### 1.2 元素分配

随裂解温度的升高, 生物炭中 C、P 以及矿质元素富集; O、H、S 减少; N 比较特殊, 对于木材或秸秆生物炭稍有富集, 对于畜禽粪便生物炭则减少<sup>[3-7]</sup>。

研究发现生物炭中 N 生物有效性低, 推测是生物炭中的 N 形成 C-N 杂环, 从而使 N 的有效性降低<sup>[8-9]</sup>。

生物炭中速效 P 含量的变幅较大, 跟裂解温度有很大关系, 一般裂解温度越高, 速效 P 含量越低, 原因可能是高的裂解温度对应更高的 pH, 形成 Ca、Mg 的磷酸盐, 如裂解温度大于 350℃ 会生成白磷钙矿石<sup>[8-10]</sup>。Silber 等<sup>[11]</sup>研究了不同 pH 下从玉米秸秆生物炭萃取出的速效养分, pH 从 8.9 降至 4.5, 释放出的速效 P 从 0.20 mmol/kg 升高到 87 mmol/kg, 分别占生物炭总 P (8.6 g/kg) 的 16.4% 和 71.6%。300℃ ~ 500℃ 的海藻生物炭总 P 含量为 1.7 ~ 5.4 g/kg, 可萃取出的速效 P 占总量的 37% ~ 82%<sup>[12]</sup>。

生物炭中低价金属离子有效性高, 高价金属离子有效性取决于 pH。Chan 等<sup>[10]</sup>测定的生物炭可交换阳离子中, 低价金属离子 (如 K、Na) 较高, 分别是土壤的 82 倍和 15 倍; 而高价金属离子的有效性则很低,

①基金项目: 国家自然科学基金项目 (41171191, 40871146), 科技部国家科技支撑项目 (2008BAD95B05), 中国科学院创新项目 (KZCX2-YW-Q1-07, KZCX2-EW-409) 和美国 Blue Moon Fund 资金项目资助。

作者简介: 谢祖彬 (1964—), 男, 江苏南通人, 博士, 研究员, 主要从事土壤碳氮循环和生物能源研究。E-mail: zbxi@issas.ac.cn

如可交换态的 Al、Ca、Mg 分别只有土壤的 20%、7.8%、33%。Silber 等<sup>[11]</sup>测定玉米秸秆黑炭中含全 K 48.7 g/kg, 实验中在 1 h 内就有 1/3 释放出来, 且释放不受 pH 影响, 对于玉米秸秆黑炭中的 Ca (17.8 g/kg)、Mg (7.2 g/kg), 在中性条件下释放很少, 而在 pH 为 4.5 的条件下, 21 天后分别释放了 90% 和 95%。

### 1.3 比表面积

不同材料, 不同裂解方式对生物炭的比表面积影响很大, 有的只有 0.7~15 m<sup>2</sup>/g<sup>[13]</sup>, 有的可高达几百个 m<sup>2</sup>/g<sup>[14]</sup>。一般来说, 随裂解温度升高, 比表面积增加, 如作物秸秆炭从 300℃ 的 116 m<sup>2</sup>/g 增加到 700℃ 的 363 m<sup>2</sup>/g<sup>[14]</sup>, 木炭从 200℃ 的 2.3 m<sup>2</sup>/g 增加到 700℃ 的 247 m<sup>2</sup>/g<sup>[7]</sup>, 海藻生物炭从 305℃ 的 1.15 m<sup>2</sup>/g 增加到 512℃ 的 4.26 m<sup>2</sup>/g<sup>[12]</sup>, 畜禽粪便炭从 200℃ 的 3 m<sup>2</sup>/g 增加到 500℃ 的 14 m<sup>2</sup>/g。但有些材料如稻壳炭在裂解温度达到 600℃~700℃ 时, 其比表面积反而下降<sup>[15]</sup>。生物炭经活化后可以显著增加其比表面积, 如甘蔗、稻壳、污泥、牛粪烧制的炭未活化时比表面积小于 100 m<sup>2</sup>/g, 而活化后大于 200 m<sup>2</sup>/g<sup>[15]</sup>。

### 1.4 持水量

随裂解温度升高, 生物炭持水量减少。如作物秸秆炭在 300℃ 的裂解温度下持水量为 13×10<sup>-4</sup> ml/m<sup>2</sup>, 在 700℃ 下减少为 4.1×10<sup>-4</sup> ml/m<sup>2</sup>, 这是因为裂解温度越高, 生物炭表面的极性官能团越少, 因而持水量越少<sup>[14]</sup>。

### 1.5 官能团

随裂解温度升高, 生物炭酸性基团减少, 碱性基团增加, 总官能团减少, 官能团密度减少。如作物秸秆黑炭在 300℃ 的裂解温度下有 2.83 mmol/g 的酸性基团, 0.04 mmol/g 的碱性基团, 在 700℃ 的裂解温度下则有 0.3 mmol/g 的酸性基团, 0.29 mmol/g 的碱性基团<sup>[14]</sup>。

### 1.6 CEC

Michael 和 Christopher<sup>[12]</sup>实验中的海藻生物炭 CEC 为 16~41 cmol/kg, 而 Clough 等<sup>[16]</sup> 600℃ 生物炭, 其 CEC 为 0.8 cmol/kg。Downie 等<sup>[17]</sup>在澳洲发现的类似亚马逊流域 terra preta 的土壤由于富含生物炭而比周边土壤具有更高的 CEC, 为 31.2 cmol/kg, 而周边土壤约为 15 cmol/kg, 这有可能说明生物炭与土壤混合后, 随着生物炭的老化, 能增加土壤的 CEC。

### 1.7 孔隙度

Purevsuren 和 Avid<sup>[18]</sup>在 600℃ 下裂解的酪蛋白具有 20% 的孔隙度, 以过渡孔 (直径 3.7~41.7 nm) 和

大孔 (直径 >88~6811 nm) 为主。透过 SEM (扫描电镜) 可看到一些孔隙被挥发份覆盖, 若活化, 将提高其孔隙度。

## 2 生物炭对土壤肥力和作物生长的影响

目前, 关于生物炭对土壤肥力和作物生长影响的研究多数集中在风化土及典型热带贫瘠土壤上<sup>[19-21]</sup>, 研究结果中既有促进作用<sup>[22-24]</sup>, 亦有抑制作用或没有影响<sup>[25]</sup>。Haefele 等<sup>[22]</sup>在研究稻壳生物炭 (采用日本农民传统的闷烧法) 对 3 种本底肥力悬殊的土壤上轮作作物产量影响的实验中发现: 在肥沃的 Anthraquic Gleysols (N、P、K 丰富、渗透压及 CEC 水平均较高) 及肥力较次的 Humic Nitisols 土壤 (有酸反应、渗透压较低、P、K 供应不足, 但 CEC 水平、土壤总 C 较高) 上, 稻壳生物炭的使用并没有促使作物增产, 甚至在 Humic Nitisols 上还出现了减产的情况; 但在肥力极低的 Gleyic Acrisols 土壤 (土壤总 C、总 N、渗透压、养分 K 均极低, CEC 水平尤其低) 上, 尽管轮作了四季, 作物产量依然有较大的提高 (16%~35%), 但没有达到显著水平。Gaskin 等<sup>[25]</sup>在研究生物炭对黏性沙地土壤的影响中发现, 木炭添加量在 11~22 t/hm<sup>2</sup> 时, 作物产量无显著性差异。张晗芝等<sup>[26]</sup>在小麦生物炭对玉米生长影响的研究中在初期, 生物炭在一定程度上抑制了玉米的生长, 不同水平下的生物炭对作物生长的抑制程度大小依次为: 48、2.4、12、0 t/hm<sup>2</sup>, 但随着玉米的生长, 生物炭对玉米植株的抑制逐渐减少, 不同生物炭水平下的株高差也逐渐减小。

## 3 生物炭周转及对温室气体排放的影响

研究表明, 生物炭还田后生物炭能被微生物分解<sup>[27]</sup>, 分解速度有的很慢<sup>[28]</sup>, 也有的较快<sup>[29]</sup>。Shindo<sup>[28]</sup>研究发现, 经过 280 天培养, 添加草地放火形成生物炭的土壤与没有添加生物炭土壤排放的 CO<sub>2</sub> 相似, 说明生物炭分解非常少。Novak 等<sup>[29]</sup>采用室内培养 67 天表明, 生物炭添加量从 0~2%, 随着添加量增加, 土壤呼吸减少。生物炭分解与制备生物炭材料有关, 并受制备温度和土壤水分条件影响, 在土壤水分不饱和条件下, 350℃ 制玉米生物炭一年损失纯 C 21.2%, 600℃ 则损失纯 C 11.2%; 在饱和水分条件下, 玉米生物炭损失率为 10%, 制备温度对玉米生物炭分解影响不大。橡树生物炭在饱和、非饱和和水分交替管理条件下损失 13.7%; 连续饱和、连续非饱和和水分管理影响相似, 为 8% 左右<sup>[30]</sup>。本课题组 2010

年5月—10月167天田间微域研究结果表明玉米生物炭表观分解率为22.8%, 玉米秸秆表观分解率为75.5% (未发表)。目前, 生物炭分解研究主要是短期和实验室培养结果, 其田间和长期分解行为如何有待于进一步研究。

土壤有机C的增加并不意味着温室气体增温效能的减少<sup>[31]</sup>。在100年时间尺度上, 1 kg CH<sub>4</sub>和1 kg N<sub>2</sub>O的增温潜力分别相当于25 kg CO<sub>2</sub>和298 kg CO<sub>2</sub><sup>[32]</sup>。Zhang等<sup>[33]</sup>水稻一季田间试验表明: 在施N肥和不施N肥条件下, 40 t/hm<sup>2</sup>生物炭使稻季CH<sub>4</sub>排放增加34%和41%, N<sub>2</sub>O排放减少40%~51%和21%~28%。本课题组旱地研究结果表明生物炭对CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放没有显著影响(未发表)。Knoblauch等3年室内培养试验表明施用生物炭比施用等C量的制炭物质减少CH<sub>4</sub>排放80%<sup>[34]</sup>。生物炭对土壤C变化和温室气体排放影响的综合减温效能方面尚未见有报道, 有待进一步研究, 尤其需开展较长时间试验研究。

#### 4 生物炭对重金属和有机污染物生物有效性的影响

随着工农业生产持续发展, 重金属和有机污染物污染程度日趋严重, 给我国环境和食品安全提出了严峻挑战。据胡蝶和陈文清<sup>[35]</sup>对我国27个城市研究资料分析表明, 4个城市(城区或郊区)的Cd浓度超过国家土壤环境质量二级标准, 超标率达15%。另据我国环境状况公报显示, 我国有1 000万hm<sup>2</sup>耕地受到有机污染物不同程度的污染。因此, 重金属和有机污染物污染土壤的修复和综合治理已迫在眉睫。

生物炭具有较大的比表面积和微孔结构, 表面官能团丰富, 能对重金属和有机污染物产生吸附作用, 从而降低污染物的生物有效性和环境风险。Zhang等<sup>[36]</sup>报道了在土壤泥浆中, 苯甲腈的降解率随着其初始浓度的增加而降低, 但在添加生物炭的处理中, 降解率随着其初始浓度的增加而升高, 并且当初始浓度为10.5 mg/L时, 前150 min内, 苯甲腈降解速率比不添加生物炭的土壤处理要快, 作者推测可能是因为生物炭中的营养元素刺激了微生物的生长从而促进降解。Rhodes等<sup>[37]</sup>研究表明随着生物炭添加量的增加, 在4种土壤中菲的矿化率均下降, 不同生物炭和土壤结合时间下, 菲的矿化率在添加0.1%的生物炭处理中均比不添加处理要低, 这可能是由于生物炭对菲的吸附降低了其生物有效性。Yu等<sup>[38]</sup>研究表明, 种植洋葱35天后, 毒死蜱(chlorpyrifos)和虫螨威(carbofuran)

在土壤中的损失率由不加生物炭的86%和88%分别下降到添加生物炭的51%和44%(制炭温度850℃, 添加量1%); 洋葱对毒死蜱(chlorpyrifos)和虫螨威(carbofuran)的吸收量随生物炭添加量增加而减少。当添加850℃制生物炭1%时, 洋葱对毒死蜱(chlorpyrifos)和虫螨威(carbofuran)的吸收量只有不加生物炭土壤的10%和25%。生物炭的高吸附能力降低了生物炭降解及其生物有效性。700℃和350℃制木炭对特丁津的吸附能力是土壤有机质的63倍和2.7倍<sup>[39]</sup>。同样种植韭菜35天后, 不添加玉米炭(由玉米秸制成的炭)土壤中毒死蜱(chlorpyrifos)和氟虫腈(fipronil)损失率为68%(毒死蜱)和58%(氟虫腈), 而添加850℃玉米炭土壤的损失率只有34%和32%; 韭菜根部毒死蜱的浓度从8.7 mg/kg下降到0.7 mg/kg, 氟虫腈浓度从8.2 mg/kg下降到1.5 mg/kg; 毒死蜱和氟虫腈在韭菜地上部分浓度下降4~45倍<sup>[40]</sup>。添加木炭土壤空隙水中Cu和As浓度升高, 而Zn、Cd浓度降低。木炭的添加使空隙水中浓度降低10倍, 且使PAHs(多环芳烃)浓度降低, 并使大分子、高毒性PAHs浓度下降50%以上<sup>[41]</sup>。20%酸活化生物炭增加了Norfolk和San Joaquin土壤对Cu<sup>2+</sup>的吸附能力<sup>[42]</sup>。

#### 5 今后研究方向

目前国际、国内生物炭研究还处于起步阶段, 研究使用的生物炭五花八门, 有采用严格控氧技术生产的、有采用不控氧技术生产的, 研究结果不具有可比性, 必须开展生物炭标准研究。

生物质多种多样, 不同生物质制成的生物炭性质有很大差异, 但又不可能研究每一种生炭的生物和环境效应, 因此必须研究生物炭性质与其生物环境效应关系。

我国土壤类型众多, 生物炭在不同土壤上的表现肯定不同, 必须开展全国多点和联网研究。

土壤生产力是水、肥、气、热的综合表现, 生物炭对土壤生产力的影响, 尤其是不利影响短时间内无法得到反映, 开展长期研究对回答生物炭生物和环境效应具有重要作用。

#### 参考文献:

- [1] Lehmann J. Bio-energy in the black. The ecological Society of America, 2007, 5(7):3 81-387
- [2] Yuan JH, Xu RK, Zhang H. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures.

- Bioresource Technology, 2011, 102: 3 488–3 497
- [3] Hatton BJ, Singh B. Influence of Biochars on N<sub>2</sub>O emission and nitrogen leaching from two contrasting soils. *Journal of Environmental Quality*, 2010, 39(4): 1 224–1 235
- [4] Singh B, Singh BP, Cowie AL. Characterisation and evaluation of biochars for their application as a soil amendment. *Australian Journal of Soil Research*, 2010, 48: 516–525
- [5] Abdullah H, Hongwei Wu. Biochar as a Fuel: 1. Properties and grindability of biochars produced from the pyrolysis of mallee wood under slow-heating conditions. *Energy & Fuels*, 2009, 23: 4 174–4 181
- [6] Knicker H. A new conceptual model for the structural properties of char produced during vegetation fires. *Organic Geochemistry*, 2008, 39: 935–939
- [7] Keiluweit M, Nico P. Dynamic molecular structure of plant biomass-derived black carbon(Biochar). *Environ. Sci. Technol.*, 2010, 44: 1 247–1 253
- [8] Asai H, Samson BK. Biochar amendment techniques for upland rice production in Northern Laos1. *Soil physical properties, leaf SPAD and grain yield. Field Crops Research*, 2009, 111: 81–84
- [9] Xinde Cao, Harris W. Properties of dairy-manure-derived biochar pertinent to its potential use in remediation. *Bioresource Technology*, 2010, 101: 5 222–5 228
- [10] Chan KY, Zwieten LV, Meszaros I, Downie A, Joseph S. Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. *Australian Journal of Soil Research*, 2007, 45: 629–634
- [11] Silber A, Levkovitch I, Graber ER. pH-dependent mineral release and surface properties of cornstraw biochar: Agronomic implications. *Environ. Sci. Technol.*, 2010, 44: 9 318–9 323
- [12] Michael IB, Christopher MW. Algal biochar – production and properties. *Bioresource Technology*, 2011, 102: 1 886–1 891
- [13] Ozcimen D. Characterization of biochar and bio-oil samples obtained from carbonization of various biomass materials. *Renewable Energy*, 2010, 35: 1 319–1 324
- [14] Chun Y, Sheng GY, Cary TC, Xing BS. Compositions and sorptive properties of crop residue-derived chars. *Environ. Sci. Technol.*, 2004, 38: 4 649–4 655
- [15] Shinogi Y, Kanri Y. Pyrolysis of plant, animal and human waste: Physical and chemical characterization of the pyrolytic products. *Bioresource Technology*, 2003, 90: 241–247
- [16] Clough TJ, Bertram JE, Ray JL, Condon LM. Unweathered wood biochar impact on nitrous oxide emissions from a bovine-urine-amended pasture soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 2010, 74(3): 852–860
- [17] Downie AE, Zwieten LV, Smernik RJ, Morris S, Munroe PR. Terra Preta Australis: Reassessing the carbon storage capacity of temperate soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2011, 140: 137–147
- [18] Purevsuren B, Avid B. A biochar from casein and its properties. *Journal of Materials Science*, 2003, 38: 2 347–2 351
- [19] Marco A, Lehmann J. Biological nitrogen fixation by common beans increases with bio-char additions. *Biol. Fertil. Soils*, 2007, 43: 699–708
- [20] Steiner C, Teixeira W G, Lehmann J. Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered central Amazonian upland soil. *Plant and Soil*, 2007, 291: 275–290
- [21] Johannes L, Stephen J. Biochar for environmental management: science and technology. UK and USA: Earthscan, 2009:68–73
- [22] Haelele SM, Konboon Y, Wongboon W. Effects and fate of biochar from rice residues in rice based systems. *Field Crops Research*, 2011: 430–440
- [23] Peng X, Ye LL, Wang CH. Temperature and duration dependent rice straw derived biochar: Characteristics and its effects on soil properties of an Ultisol in southern China. *Soil & Tillage Research*, 2011: 159–166
- [24] Uzoma1 KC, Inoue M, Andry H. Effect of cow manure biochar on maize productivity under sandy soil condition. *Soil Use and Management*, 2011: 1–8
- [25] Gaskin A, Speir K, Harris D. Effect of pyrolysis chars on corn yield and soil quality in a loamy sand soil of the southeastern United States. *Biochar: Sustainability and security in a changing climate. Newcastle: Proceedings of the 2<sup>nd</sup> International Biochar Initiative Conference*, 2008
- [26] 张哈芝, 黄云, 刘钢. 生物炭对玉米苗期生长、养分吸收及土壤化学性状的影响. *生态环境学报*, 2010, 19(11): 2 713–2 727
- [27] Shneur EA. Oxidation of graphitic carbon in certain soils. *Science*, 1966, 151 (3713): 991–992
- [28] Shindo H. Elementary composition, humus composition, and decomposition in soil of charred grassla. *Soil Science and Plant Nutrition*, 1991, 37(4): 651–657
- [29] Nguyen BT, Lehmann J, Kinyangi J, Smernik R, Riha SJ, Engelhard MH. Long-term black carbon dynamics in cultivated soil. *Biogeochemistry*, 2009, 92(1/2): 163–176
- [30] Novak JM, Busscher WJ, Watts DW, Laird DA, Ahmedna MA, Niandou MA. Short-term CO<sub>2</sub> mineralization after additions of biochar and switchgrass to a Typic Kandiodult. *Geoderma*, 2010, 154(3/4): 281–288

- [31] Xie ZB, Liu G, Bei QC, Tang HY, Liu JS. CO<sub>2</sub> mitigation potential in farmland of China by altering current organic matter amendment pattern. *Science China Earth*, 2010, 53(9): 1 351-1 357
- [32] Forster P, Ramaswamy V, Artaxo P, Bernsten T, Betts R, Fahey DW, Hagwood J, Lean J, Lowe DC, MghveG, Nganga J, Rrinn R, Raga G, Schultz M, van Dorland R. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing // Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt KB, Tignor M, Miller HL. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2007
- [33] Zhang AF, Cui LQ, Pan GX, Li LQ, Hussain Q, Zhang XH, Zheng JW, Crowley D. Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2010, 139 (4): 469-475
- [34] Knoblauch C, Maarifata AA, Pfeiffera EM, Knoblauch SM. Degradability of black carbon and its impact on trace gas fluxes and carbon turnover in paddy soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 2010, 43(9):1 768-1 778
- [35] 胡蝶, 陈文清. 土壤重金属污染现状及植物修复研究进展. *安徽农业科技*, 2011, 39(5): 2 706-2 710
- [36] Zhang P, Sheng GY, Feng YH, Miller DM. Predominance of char sorption over substrate concentration and soil pH in influencing biodegradation of benzonitrile. *Biodegradation*, 2006, 17: 1-8
- [37] Rhodes AH, Carlin A, Semple KT. Impact of black carbon in the extraction and mineralization of phenanthrene in soil. *Environmental Science & Technology*, 2008, 42: 740-745
- [38] Yu XY, Ying GG, Kookana SR. Reduced plant uptake of pesticides with biochar additions to soil. *Chemosphere*, 2009, 76: 665-671
- [39] Wang HL, Lin KD, Hou Z, Richardson B, Gan Jay. Sorption of the Herbicide terbutylazine in tow New Zealand forest soils amended with biosolids and biochars. *Soils Sediments*, 2010,10: 283-289
- [40] Yang XB, Ying GG, Peng PP, Wang L, Zhao JL, Zhang LJ, Yuan P, He HP. Influence of biochars on plant uptake and dissipation of two pesticides in an agricultural soil. *J. Agric. Food Chem.*, 2010, 58: 7915-7921
- [41] Luke B, Eduardo MJ, Jose GE. Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil. *Environmental Pollution*, 2010, 158: 2 282-2 287
- [42] Uchimiya M, Klasson KL, Wartelle LH, Lima IM. Influence of soil properties on heavy metal sequestration by biochar amendment: Copper sorption isotherms and the release of cations. *Chemosphere*, 2011, 82: 1 431-1 437

## Advances and Perspectives of Biochar Research

XIE Zu-bin<sup>1</sup>, LIU Qi<sup>1,2</sup>, XU Yan-ping<sup>1,2</sup>, ZHU Chun-wu<sup>1</sup>

(1 *State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture (Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences), Nanjing 210008, China;*

2 *Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)*

**Abstract:** In recent years, with deeper investigation on black earths found by archeologists in Amazon region, Brazil, it is considered that amendment of biochar pyrolyzed from biomass under little oxygen can not only alleviate global warming speed as a result of storing carbon in soil, but also may improve soil quality which would secure food safety. In this paper, biochars' properties, influences on crop yield and nutrients uptake, decomposition and effects on soil carbon turnover, and degradation and bioavailability of organic pollutants were compiled. Furthermore the key perspectives were highlighted for future research.

**Key words:** Biochar, Properties, Nutrient, Carbon turnover, GHGs, Pollutants