

长期秸秆黑炭施加对石灰性潮土肥力、固碳及氨挥发的影响

赵进^{1,2} 赵旭^{1*} 王慎强¹ 邢光熹¹

(¹中国科学院南京土壤研究所,土壤与农业可持续发展国家重点实验室,常熟农业生态系统国家野外科学观测研究站,南京210008; ²中国科学院大学,北京100049)

摘要 通过5年10季的小麦/谷子轮作盆栽试验,持续观测了每季0、2.25和22.5 t·hm⁻²黑炭施用下作物生长和土壤性质变化及氨挥发数量。结果表明:相同NPK肥施用下,与不施黑炭处理相比,黑炭处理能促进作物生长,提高土壤养分供应。22.5 t·hm⁻²黑炭处理下5年作物累积籽粒和秸秆产量分别增加24.1%和74.1%;相应地上部N、P和K累计吸收量分别增加93.5%、71.2%和46.3%;轮作结束后土壤有效P、K含量及阳离子交换量分别提高262%、274%和58.3%,有机碳提高843%,C/N增至25,容重降低46.6%,土壤pH值则无明显变化。2.25和22.5 t·hm⁻²黑炭处理的黑炭表观分解率为每年3.5%~5.7%。高量黑炭施用可导致氨挥发数量增加,22.5 t·hm⁻²黑炭处理下10季氨挥发总量增加102%。

关键词 秸秆黑炭;连续施加;作物生长;碳损失;氨挥发

Effects of successive incorporation of rice straw biochar into an alkaline soil on soil fertility, carbon sequestration and ammonia volatilization. ZHAO Jin^{1,2}, ZHAO Xu^{1*}, WANG Shen-qiang¹, XING Guang-xi¹ (¹Changshu National Agro-Ecosystem Observation and Research Station, State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; ²University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China).

Abstract: A five-year successive rice straw-derived biochar (BC) amendment pot trial was conducted to investigate the BC effects on crop growth responses, soil properties and ammonia volatilization in a calcareous alkaline soil from 2010–2015 under the greenhouse condition. We adopted 0 (the control; BC₀), 2.25 t·hm⁻² (BC_{2.25}) and 22.5 t·hm⁻² (BC_{22.5}) for each wheat/millet crop season with an identical dose of NPK fertilizers. The results showed that BC treatments (BC_{2.25} and BC_{22.5}) improved soil fertility and crop growth compared to the no BC control. During the five rice/millet rotations, BC_{22.5} treatment increased the total yields of grain and straw by 24.1% and 74.1%, while the cumulative aboveground uptake amounts of N, P and K were significantly increased by 93.5%, 71.2% and 46.3%, respectively. After the rotations, soil available P, K, and CEC under the BC_{22.5} treatment were enhanced by 262%, 274% and 58.3%, compared to the control. By contrast, soil bulk density was decreased by 46.6%, while no difference was found in soil pH between the BC treatments and the control. Soil TOC and soil C/N ratio increased by 843% and up to 25 in response to the BC_{22.5} treatment, respectively. The annual apparent BC loss was 3.5%–5.7% in the BC_{2.25} and BC_{22.5} treatments. High level of BC application simulated ammonia volatilization, which increased by 102% in BC_{22.5} treatment over the course of the crop rotations compared to the control.

Key words: straw-derived biochar; successive incorporation; crop growth; biochar-C loss; ammonia volatilization.

本文由国家自然科学基金项目(41271312, 41001147)、农业科技成果转化基金项目(2013GB24910678)和土壤与农业可持续发展国家重点实验室优秀青年人才项目(Y412010006)资助。This work was supported by the National Natural Science Foundation of China (41271312, 41001147), the National Fund for Transformation of Agricultural Scientific Achievement, China (2013GB24910678) and the Young Foundation of State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Chinese Academy of Sciences (Y412010006).

2017-02-20 Received, 2017-11-13 Accepted.

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhaoxu@issas.ac.cn

生物黑炭是指生物质在无氧或少氧条件下经高温 ($<700\text{ }^{\circ}\text{C}$) 热解得到的高含碳量、高度芳香化的固态物质^[1]。近十几年来,将有机废弃物炭化后还田被视为实现土壤改良培肥和固碳减排的双赢措施而被广泛研究^[2-4]。这主要源于生物黑炭自身独特的理化性质^[5-6],如生物黑炭具有丰富的灰分含量,可直接作为养分源供给作物生长所需的各种营养元素;较高的碱化度和 pH 值能够提升土壤的酸碱缓冲性能;较大的阳离子交换量(CEC)、比表面积及大量的含氧官能团可显著提高土壤养分的交换与固持性能;发达的孔隙结构能够明显改善土壤孔隙结构,从而促进水、肥、气的移动与输送;较高的碳含量和稳定性,可起到土壤固碳增汇的作用等。此外,生物黑炭与土壤之间的交互作用也能促进土壤团聚体的形成和土壤微生物群落的繁殖。

我国是农业大国,秸秆资源量丰富。2009 年全国可收集秸秆资源量约 6.87 亿 t^[7]。然而,秸秆资源化利用水平却不高,用作肥料直接还田的比例仅为 15%,用作饲料、基料、工业原料、燃料等用途的比例总计为 54%,仍有接近 3 成的秸秆被直接丢弃或露天焚烧,不仅造成水、气环境污染,也浪费了宝贵的养分资源。秸秆直接还田虽可促进营养元素再循环、增加土壤有机质和改善土壤结构,但这种方式消纳秸秆资源数量有限,且秸秆长期大量还田也易出现土壤耕层变浅、作物发芽率降低、病虫害发生率提高以及高 C/N 引发的“生物夺氮”等,在淹水稻田会造成土壤缺氧和损伤水稻根系,增加甲烷等温室气体排放、排水水质变差等一系列问题^[8-11]。若将秸秆首先转化为黑炭再还田,则可以避免秸秆直接还田后快速腐解产生的碳排放,迅速提升土壤稳定性碳库,还可在一定程度上改善土壤结构和提升肥力,同时大大提高秸秆资源农田回用水平。

目前,国内诸多研究基本明确了秸秆炭化还田的固碳作用,只是在固碳潜力大小方面存在差异。这主要是由于制备秸秆原材料和制备条件(时间和温度)不同,黑炭性质各异,加之不同试验中土壤条件、黑炭用量以及施用方式不同所致^[12-13]。也正因为如此,秸秆黑炭施加也并不是在所有农田土壤上都表现出积极的作物生长促进效应。对于酸性红壤的研究较多,施用秸秆黑炭一般均能提升土壤肥力,促进作物生长,其中重要原因是黑炭含有碱性物质,可中和土壤酸度,提高土壤 pH 值;同时具有丰富的盐基和灰分元素,能改善土壤养分供应状况^[14]。在中碱性农田土壤环境中,施用秸秆黑炭对土壤肥力

和作物生长的研究则相对较少,且作物生长响应程度不一。在我国华北平原石灰性潮土上,Zhang 等^[15]曾报道 $20\sim 40\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 小麦秸秆黑炭施用能显著增加当季玉米产量,增幅达 11.6%~18.2%,认为土壤通透性的改善、氮肥利用率的提高是其增产的主因;然而,刘园等^[16] 2 个完整小麦/玉米轮作季的田间试验研究结果表明,每季 $6.75\sim 11.3\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 稻秆黑炭施用量下(四季总量 $27\sim 45\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$),尽管土壤容重和持水量等物理性状有所改善,但作物增产幅度很小,4 季总量低于 5%,且作物氮素吸收量也并无明显差异。鉴于供试土壤、黑炭类型及其施用方法不同,尚无法对上述黑炭研究中作物生长响应的差异及原因做出合理解释。Zhao 等^[17] 曾通过 1 年 2 季的盆栽试验研究发现,稻秆黑炭施用可促进潮土上小麦/谷子生长,并一致提高了作物 P、K 吸收和土壤有效 P、K 含量。这表明土壤有效元素供应增加是促进潮土作物生长的重要原因之一。由于目前秸秆黑炭农田应用的大部分研究基本采用黑炭一次施用方式,黑炭对作物的积极促进作用可能是瞬时的,往往会随时间的推移和带入养分的消耗而消失^[18],但秸秆黑炭长期施用和持续带入灰分元素下作物生长响应情况则可能完全不同。从我国农田每季都有大量秸秆产出的事实和秸秆养分资源化利用角度出发,探讨长期秸秆炭化还田对土壤性质和作物生长的影响更具现实意义。

Lehman 等^[19] 基于文献汇总,曾指出土壤中黑炭施用量高达 $140\text{ t C}\cdot\text{hm}^{-2}$ 时作物仍能增产,暗示秸秆炭化还田措施具有巨大的土壤固碳和肥力提升潜力。基于上述,本研究设计了秸秆黑炭季季还田的小麦/谷子轮作盆栽试验,报道了 5 年 10 个作物生长季期间石灰性潮土上作物生长和主要土壤性质的变化,以期为黄淮海平原农田秸秆炭化还田技术的应用提供基础数据。由于秸秆黑炭通常具有较高的碱化度和较低的容重,可提高土壤 pH 值和增加土壤通透性,又具有较大的比表面积和丰富的酸性官能基团,能够吸附铵/氨,因此,本研究也同时考察了不同用量秸秆黑炭连续施加下各作物生长季期间的氨挥发数量,以确定秸秆炭化还田对石灰性潮土氨挥发产生何种影响。

1 材料与方法

1.1 供试土壤与秸秆黑炭

供试土壤取自河南省封丘县 ($35^{\circ}02'\text{ N}$, $114^{\circ}17'\text{ E}$)。该地区毗邻黄河,处于黄淮海平原中

部,属暖温带大陆性季风气候,年均气温 13.5~14.5 °C(最低和最高气温分别出现在 1 月和 7 月),无霜期 214 d,年均蒸发量为 1860 mm,年均降雨量为 625 mm(降雨量最大月份发生在 7—9 月),为典型一年两季旱作种植区.该地区土壤主要为黄河冲积物母质发育的已改良过的盐渍化潮土,pH 值为 8.45,电导率为 0.1 dS·m⁻¹,含盐量为 0.12%,盐渍化水平很低.采集 0~20 cm 耕作表层土壤自然风干后过 2 mm 筛备用.供试黑炭由水稻秸秆通过以沼气为热解能源的秸秆炭化炉制备^[20],制备条件为 500 °C、8 h.供试土壤和黑炭的其他主要性质见表 1.

1.2 试验设计

盆栽试验在中国科学院南京土壤研究所网室进行,采用小麦(11 月至次年 5 月)/谷子轮作(6 月至 9 月),于 2010 年 10 月小麦季开始至 2015 年 9 月谷子季收获,共完成 5 个完整轮作周期.试验采用黑炭每季添加方式,设 3 个黑炭用量处理,施加量分别为 0(BC₀,对照)、2.25(BC_{2.25},低量)、22.5 t·hm⁻²(BC_{22.5},高量),各处理重复 3 次.按每季 7.5 t·hm⁻²作物秸秆产量和 30%的秸秆炭化产率计算,2.25 和 22.5 t·hm⁻²的黑炭施加量相当于 7.5 和 75 t·hm⁻²秸秆炭化后施入土壤,分别代表消纳了 1 倍量(每季单位面积生产的秸秆全部炭化后还田)和 10 倍量秸秆两种形式.该设计主要为将来从资源化利用角度评估秸秆炭化还田的潜力提供参考.

试验所用聚氯乙烯盆直径 25 cm(表面积 0.049 m²)、高 25 cm.每盆装土 10 kg,分表土(7.5 kg)和底土(2.5 kg,压实)两层装盆,中间用尼绒网隔开.各盆底部有排水孔,以在雨水较多时及时排水.每季每盆 NPK 化肥用量及施用方法均一致.N 肥(尿素)用

量(以 N 计)第 1 个轮作周期小麦季为 250 kg·hm⁻²,谷子季为 300 kg·hm⁻²,第 2 个轮作周期开始统一调整为 300 kg·hm⁻²,用量按照基追比 3:4:3 分别在小麦/谷子播种前、分蘖期和拔节期施用;PK 肥(磷酸二氢钙和氯化钾,以 P₂O₅和 K₂O 计)每季均按照 60 kg·hm⁻²基施.每季作物开始前,供试秸秆黑炭和 NPK 基肥与盆中表层土壤混合均匀.试验过程中盆栽实施相对较为一致的人工水分管理,作物生长季土壤水分维持在 60%~70%土壤最大持水量.

每季作物地上部籽粒和秸秆分开采收,在 70 °C 下烘干至恒量(≥48 h),记录干质量;同时用打孔器(直径 1 cm)在每盆中均匀取 5 个点组成 0~15 cm 混合土壤用于各盆土壤相关指标分析.

1.3 分析测定方法

供试土壤与黑炭基本理化性质及试验中各季土壤性质测定按照《土壤农业化学分析方法》^[21]进行.全氮(TN)用 H₂SO₄-混合催化剂消化,凯氏蒸馏法测定;总有机碳(TOC)用碳氮分析仪(Multi C/N 3100 analytikjena, Germany)测定;pH 值用 pH/离子浓度/电导率多参数测试仪(SG78, Mettler Toledo, Switzerland)按土水比 1:2.5(w/v)测定;土壤有效态 P、K、Ca、Na 和 Mg 按土壤与 Mehlich III 溶液 1:10(w/v)于 25 °C 以 250 r·min⁻¹震荡 5 min,提取液用 ICP-OES 测定;阳离子交换量(CEC)用氯化铵-乙酸铵置换法在每个谷子季结束后测定;土壤粒径用激光粒度分析仪(LS13320, Beckman Coulter Co., USA)测定;土壤可溶性有机碳(DOC)按土水比 1:5(w/v)以 250 r·min⁻¹振荡 1 h,3000 r·min⁻¹离心 10 min,上清液过 0.45 μm 滤膜,用碳氮分析仪

表 1 供试土壤和生物黑炭的性质

Table 1 Properties of the tested soil and biochar

土壤性质 Soil property	数值 Value	黑炭性质 Biochar property	数值 Value
阳离子交换量 Cation exchange capacity (CEC, cmol·kg ⁻¹)	7.71	阳离子交换量 Cation exchange capacity (CEC, cmol·kg ⁻¹)	18.9
总有机碳 Total organic carbon (TOC, g·kg ⁻¹)	7.58	总有机碳 Total organic carbon (TOC, g·kg ⁻¹)	620
全 N Total N (g·kg ⁻¹)	0.73	碱度 Alkalinity (cmol·kg ⁻¹)	210
C/N	10.4	全 N Total N (g·kg ⁻¹)	13.3
黏粒 Clay (%)	7.88	全 P Total P (g·kg ⁻¹)	4.40
粉粒 Silt (%)	86.7	灰分 Ash (g·kg ⁻¹)	131
砂粒 Sand (%)	5.41	pH	9.16
有效 P Available P (mg·kg ⁻¹)	85.0	有效 P Available P (g·kg ⁻¹)	1.02
有效 K Available K (mg·kg ⁻¹)	147	有效 K Available K (g·kg ⁻¹)	13.4
有效 Na Available Na (mg·kg ⁻¹)	60.5	有效 Na Available Na (g·kg ⁻¹)	4.06
有效 Mg Available Mg (mg·kg ⁻¹)	458	有效 Ca Available Ca (g·kg ⁻¹)	5.41
有效 Ca Available Ca (g·kg ⁻¹)	10.9	有效 Mg Available Mg (g·kg ⁻¹)	1.24

黏粒粒径 <2 μm Clay was <2 μm; 粉粒 0.2 μm <粒径 <2 μm Silt was 0.2~2 μm; 砂粒粒径 >2 μm Sand was >2 μm.

(Multi C/N 3100 analytikjena, Germany) 测定; 土壤容重用 100 cm³环刀法在每个谷子季结束后测定。

黑炭灰分含量通过将黑炭在 200 °C 下加热 1 h, 再在 500 °C 下加热 4 h 达到恒量, 采用称量法测定。全 P 通过将黑炭溶解在 2 mol · L⁻¹ 的 HCl 溶液中, 采用 ICP-OES 测定; 黑炭碱度通过将 1 g 黑炭样品溶于 20 mL 1 mol · L⁻¹ 的标准 HCl 溶液中, 取 5 mL 酸溶液, 用 0.25 mol · L⁻¹ 的 NaOH 溶液反滴定得到。黑炭比表面积和平均孔径采用气体吸附 BET 法测定(Quantachrome Corp., Syosset, NY)。

氮挥发采用连续密闭室通气法测定^[22]。施肥事件后每天测定两次(8:00—10:00 和 14:00—16:00) 持续 7~10 d, 直至硼酸吸收液无明显变色时结束测定, 测定过程换气频率为 15~20 次 · min⁻¹, 以每天 4 h 的平均通量值作为每天氮挥发数量。每季氮挥发累积量为基肥、第 1 次追肥、第 2 次追肥氮挥发量之和。

1.4 数据处理

所有分析数据采用 Microsoft Excel 2007 软件处理, OriginPro 8.5 软件作图, IBM SPSS 22.0 软件进行数据统计分析。采用最小显著差异法(LSD)进行差异显著性比较, 表中不同小写字母代表各处理间差异显著($\alpha=0.05$)。图表中数据为相应处理 3 个重复的平均值, 图中误差线表示标准偏差。

2 结果与分析

2.1 作物生长和养分吸收

与 BC₀ 相比, BC_{2.25} 处理第 3 季小麦(3rdW, W: 小麦 Wheat) 开始表现出促进作物生长的趋势, 各季作物地上生物量提高 10.1%~27.0%, 以秸秆产量增加最显著, 增幅在 10.7%~39.4%; 籽粒产量变化幅度较大, 在 -0.88%~39.8%, 除 3rdW 和 9thW 增加外, 其余无明显变化。BC_{2.25} 处理下 10 季作物地上生物量均一致提高 13.5%~76.2%, 籽粒产量除第 6 季谷子(6thM, M: 谷子 Millet)、8thM 和 10thM 外, 其余各季增加 10.9%~81.7%; 秸秆产量各季一致增加 15.6%~154%。BC_{2.25} 和 BC_{22.5} 处理下 10 季作物籽粒总产量分别提高 8.6% 和 24.1%, 地上生物量分别提高 12.4% 和 47.8%; 秸秆产量在 BC_{2.25} 处理下没有变化, BC_{22.5} 处理下则提高了 74.1%(图 1)。

各处理下小麦/谷子收获指数(籽粒/地上生物量) 变幅在 0.42~0.62, 除 1stW、2ndM、3rdW 外, 其余各季黑炭处理下收获指数均呈降低趋势, BC_{22.5} 处理时降幅明显。10 季作物产量汇总结果显示, BC_{2.25}

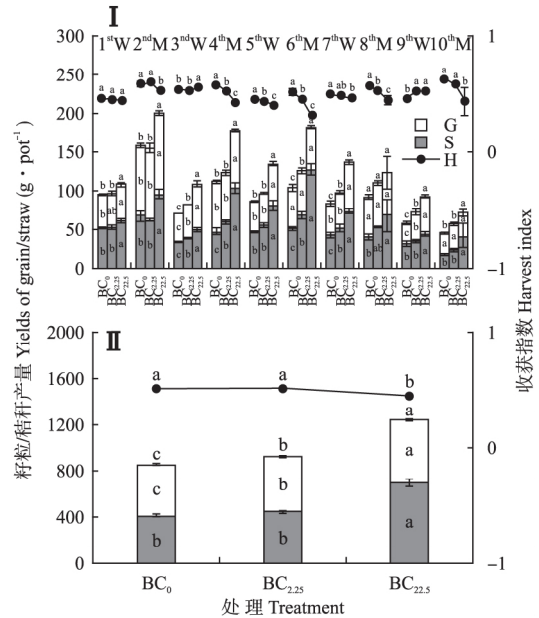


图 1 秸秆黑炭对小麦/谷子秸秆(S)、籽粒产量(G)和收获指数(H)的影响

Fig.1 Effects of successive seasonal application of straw biochar on straw (S), grain (G) yields and harvest index (H) of wheat and millet during five wheat/millet rotations.

I: 每季 Each crop; II: 5 年累积 Cumulative over five wheat/millet cycles. W: 小麦季 Wheat season; M: 谷子季 Millet season. 不同小写字母表示处理间差异显著($P<0.05$) Different small letters meant significant difference among treatments at 0.05 level. 下同 The same below.

处理对收获指数的影响较小, BC_{22.5} 处理收获指数降低至 0.44。

BC_{2.25} 处理下 10 季作物地上部总 N、Na 和 Mg 吸收量不变, 但 P、K、Ca 元素吸收提高 18.2%、31.0% 和 16.2%; BC_{22.5} 处理下 N、P、K、Ca、Na 元素吸收总量分别提高 93.5%、71.2%、46.3%、57.9% 和 40.0%, Mg 吸收量则无明显变化(表 2)。

2.2 土壤容重、pH 值和养分供应

与 BC₀ 相比, 试验期间 BC_{2.25} 处理土壤容重和阳离子交换量(CEC) 无明显变化, 而 BC_{22.5} 处理土壤容重和阳离子交换量分别降低和提高。10 季作物种植后, 该处理土壤容重降低 46.6%, 降至 0.70 g · cm⁻³, CEC 提高了 58.3%, 增至 15.4 cmol · kg⁻¹。试验期间供试土壤 pH 值始终维持在 8 左右, BC_{2.25} 和 BC_{22.5} 处理均对潮土 pH 值影响较小, 只是在最后 1 季后略有降低, 仅降低了 0.24 个单位(图 2)。

与 BC₀ 相比(图 3), BC_{2.25} 处理各季作物收获后土壤有效 P、K、Ca、Na 和 Mg 含量基本无差异。BC_{22.5} 处理下各季土壤有效 P、K、Na 和 Mg 含量增加(第 1 季有效 P 和前 2 季有效 Mg 除外), 增幅分别

表 2 5 个小麦/谷子轮作周期后地上部养分元素累积量

Table 2 Cumulative amounts of nutrient uptake by aboveground parts of crops over five wheat/millet rotations ($g \cdot pot^{-1}$)

器官 Organ	处理 Treatment	N	P	K	Ca	Na	Mg
籽粒 Grain	BC ₀	6.48±0.67b	0.56±0.02c	2.53±0.13b	0.27±0.04a	0.01±0.00a	0.52±0.01b
	BC _{2.25}	6.62±0.29b	0.69±0.05b	2.71±0.14b	0.23±0.03a	0.01±0.00a	0.50±0.04b
	BC _{22.5}	10.3±0.43a	0.92±0.05a	2.97±0.02a	0.26±0.02a	0.01±0.01a	0.64±0.07a
秸秆 Straw	BC ₀	2.42±0.12b	0.10±0.01b	5.33±0.34a	1.77±0.18a	0.04±0.00b	1.05±0.11b
	BC _{2.25}	2.36±0.12b	0.10±0.00b	7.55±0.59a	2.14±0.13a	0.05±0.01a	1.03±0.15a
	BC _{22.5}	6.95±0.20a	0.20±0.02a	8.57±0.65a	2.16±0.13a	0.06±0.01a	0.95±0.32a
地上部 Aboveground	BC ₀	8.89±0.70b	0.66±0.01c	7.86±0.46c	2.04±0.21b	0.05±0.01b	1.57±0.10a
	BC _{2.25}	8.98±0.41b	0.78±0.04b	10.3±0.47b	2.37±0.12a	0.06±0.01ab	1.53±0.16a
	BC _{22.5}	17.2±0.51a	1.13±0.03a	11.5±0.66a	2.41±0.13a	0.07±0.01a	1.59±0.37a

同列不同小写字母代表各处理间差异显著 ($P < 0.05$) Different letters in the same column indicated significant difference among treatments at 0.05 level.

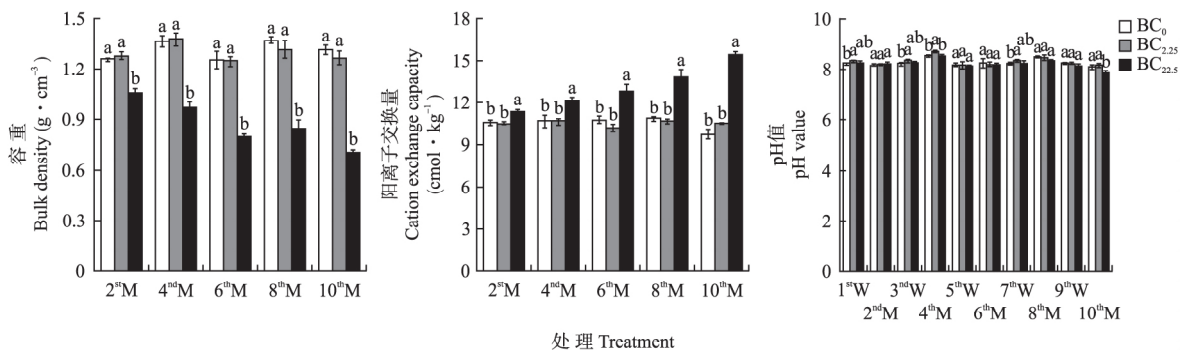


图 2 秸秆黑炭连续施加对土壤容重、阳离子交换量和 pH 值的影响

Fig.2 Effects of successive seasonal application of straw biochar on soil bulk density, CEC and pH.

为 114% ~ 410%、53.3% ~ 495%、20.0% ~ 165% 和 6.50% ~ 87.5%。10 季试验结束后,土壤有效 P、K、Na 和 Mg 含量分别为 0.16、0.48、0.05 和 0.23 $g \cdot kg^{-1}$ 。

2.3 土壤有机碳和全氮

各季作物收获后,两种黑炭处理土壤有机碳 (TOC) 和全氮 (TN) 含量均随黑炭施加量增加和种植季延续呈增加趋势(图 4)。至 10 季后,BC_{22.5} 处理

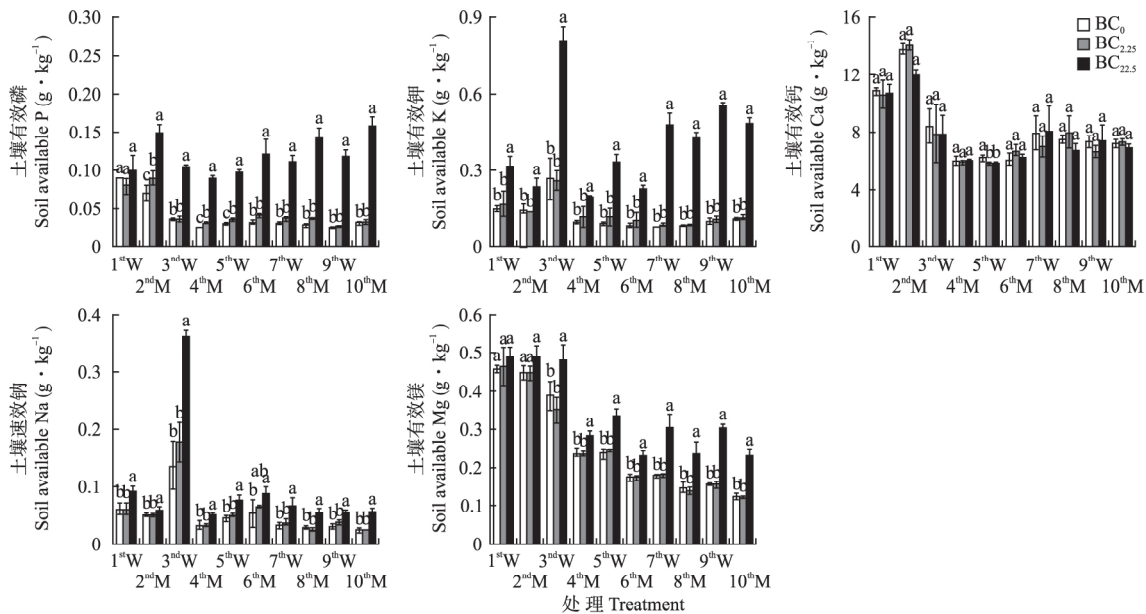


图 3 秸秆黑炭连续施加对土壤养分(有效 P、K、Ca、Na 和 Mg)含量的影响

Fig.3 Effects of successive seasonal application of straw biochar on soil nutrient (available P, K, Ca, Na and Mg) contents.

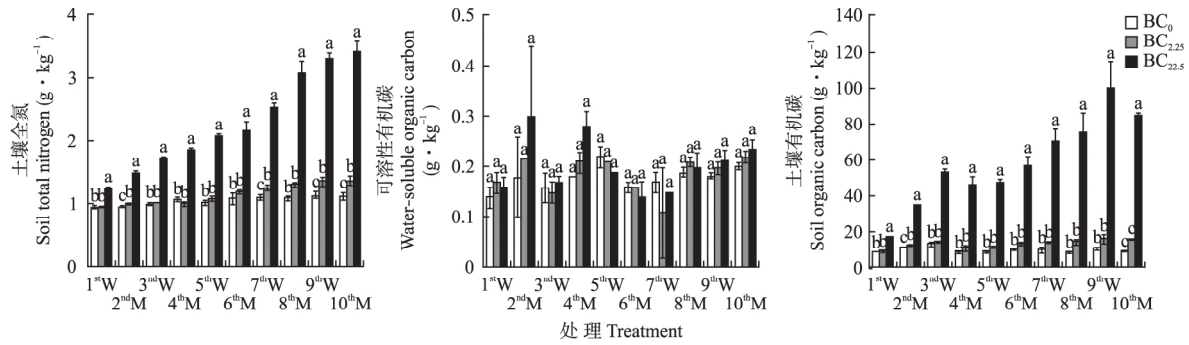


图 4 秸秆黑炭连续施加对土壤 TN、DOC 和 TOC 的影响

Fig.4 Effects of successive seasonal application of straw biochar on soil TN ,DOC and TOC.

表 3 5 个小麦/谷子轮作周期后土壤 0~15 cm 土层固碳量估算

Table 3 A rough estimation of carbon sequestration induced by biochar application into 0~15 cm soil layer over five entire wheat/millet rotations

处理 Treat- ment	原始土壤 TOC 含量 Initial soil TOC content (g · kg ⁻¹)	原始土壤 TOC 数量 Initial soil TOC amount (g · pot ⁻¹)	黑炭施用 带入量 Biochar-C input (g · pot ⁻¹)	试验结束时 土壤 TOC 含量 Soil TOC content after test (g · pot ⁻¹)	试验结束时 土壤 TOC 数量 TOC amount after test (g · pot ⁻¹)	土壤 TOC 增量 Soil TOC increment (g · pot ⁻¹)	黑炭处理 固碳量 Carbon sequestration in BC treatments (g · pot ⁻¹)	损失率 Carbon loss (%)
BC ₀	7.58	56.9	0	8.89±0.43	66.7±3.15	9.85±3.15	-	-
BC _{2.25}	7.58	56.9	68.2	15.4±0.44	115±3.27	58.5±3.27	48.7±3.27	28.4
BC _{22.5}	7.58	56.9	68.2	83.8±1.84	629±13.8	572±13.8	562±13.8	17.6

原始土壤 TOC 数量=原始土壤 TOC 含量×土壤质量(0~15 cm 土层重 7.50 kg) Initial soil TOC amount = Initial soil TOC concentration×soil mass (0~15 cm soil layer mass 7.50 kg); 试验结束时土壤 TOC 含量=试验结束时土壤 TOC 含量×土壤质量(0~15 cm 土层重 7.50 kg) TOC amount after last crop season = TOC concentration after last crop season × soil mass (7.50 kg); 土壤 TOC 增量=试验结束时土壤 TOC 数量-原始土壤 TOC 数量 Soil TOC increment=TOC amount after last crop season-initial soil TOC amount; 固碳量 = 施炭处理土壤 TOC 增量-不施炭处理土壤 TOC 增量 (不考虑各处理根系残留) Carbon sequestration=Soil TOC increment under BC treatment-soil TOC increment without BC amendment (No consideration of crop root residue); 损失率=(黑炭施用带入 TOC 量-固碳量)/黑炭施用带入 TOC 量 Carbon loss=(Biochar-C input-Carbon sequestration)/Biochar-C input.

土壤 TOC 含量达 83.8 g · kg⁻¹, 比 BC₀ 处理土壤增加 843%; 土壤全氮含量达 3.43 g · kg⁻¹, 增幅为 204%. 试验过程中土壤碳氮比(TOC/TN) 逐渐增加, 至第 10 季可达 25. 各处理土壤可溶性有机碳(DOC) 含量则无明显变化. 根据供试土壤初始 TOC 含量、10 季作物种植后土壤 TOC 含量及秸秆黑炭输入的 TOC 总量, 可粗略估算 5 年盆栽试验后 BC_{2.25} 和 BC_{22.5} 处理的固碳量及碳分解量(表 3). 结果表明, 各黑炭

处理固碳量为初始土壤碳量的 85.6% 和 98.8% 黑炭碳表观分解率为 28.4% 和 17.6%, 平均年分解率为 5.7% 和 3.5%.

2.4 氨挥发数量

BC_{2.25} 和 BC_{22.5} 处理下前两季氨挥发数量与 BC₀ 相比无明显变化. 从 3rd W 开始, BC_{22.5} 处理增加了各季氨挥发(图 5). BC_{2.25} 处理下 10 个作物生长季累积氨挥发量与 BC₀ 相比有增加趋势(6.5%), 但无统计学差异, BC_{22.5} 处理下则显著提高氨挥发, 增幅达 102%.

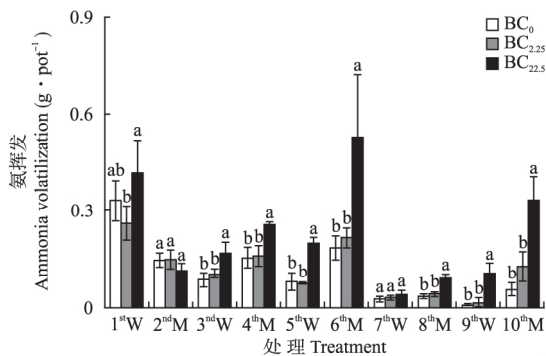


图 5 秸秆黑炭连续施加对土壤氨挥发的影响

Fig.5 Effects of successive seasonal application of straw biochar on soil ammonia volatilization.

3 讨 论

3.1 长期秸秆黑炭施用对石灰性潮土肥力的影响

黑炭处理对各季小麦/谷子的影响随黑炭施用量的增加而逐渐明显(图 1). BC_{22.5} 处理土壤上 10 季作物地上生物量总量增加 47.8%, 其中, 籽粒产量增加 24.1%. 这一生长促进程度高于 Zhao 等^[17]、Zhang 等^[15] 和刘园等^[16] 的报道结果, 可能与供试潮土基础肥力、作物类型、黑炭施用以及试验尺度等不

同有关,但均一致表明秸秆黑炭施加能提高石灰性潮土肥力。酸性红壤上黑炭施用能消除土壤酸度障碍因子,促进土壤理化性质的全面改善作用进而提高土壤肥力^[23],而在碱性潮土上,黑炭对作物生长的影响可能主要源于土壤有效养分供应状况的改善^[17]。众所周知,在石灰性土壤上,较高含量的钙、镁及云母、蒙脱石等黏土矿物易与无机肥料中的P和K元素结合进而形成作物不易吸收利用的形式,造成土壤P、K供应不足^[24]。本研究中,尽管各处理均施用等量的P、K肥(5年10季总量分别为1.3和2.46 g·pot⁻¹),但BC₀处理作物地上部吸P总量与施入P量相当,吸K量甚至超过K肥量的2.2倍(表2),暗示该处理下土壤P、K养分供应仍然存在不足的可能;相比而言,不考虑肥料投入下,BC_{22.5}处理5年10季黑炭累积带入的有效态K总量高达14.7 g·pot⁻¹(根据表1计算),超过该处理作物地上部K吸收总量(表1),带入有效P量也达1.12 g·pot⁻¹(根据表1计算),与作物地上部P吸收总量相当(表2),说明黑炭处理潮土有相对较高的有效P和K供应水平。BC_{22.5}处理下各季Mehlich III提取的土壤有效态P、K含量(图3)和10季作物地上P、K吸收总量显著增加(表2)也证明了这一点。因此,土壤P、K有效供应能力的提高应是本研究中秸秆黑炭长期施入促进潮土作物生长的主要原因之一,这一提高作用主要源于两方面:一方面是黑炭直接提供作物生长所需的有效P、K元素,另一方面是黑炭通过与土壤的交互作用促进元素的活化,如黑炭能通过影响Ca²⁺-有机整合物的形成进而提高土壤P的溶解度^[25]。与P、K不同,由于石灰性潮土本身含有大量Ca,因此作物吸收Ca量(表2)及各季Mehlich III提取Ca含量(图3)各处理间并无明显变化。尽管BC_{22.5}处理土壤Mehlich III提取Mg含量在第3作物季开始有所提高,但10季作物地上吸收Mg量与对照处理相比并无明显差异,表明Mg也非供试石灰性潮土上作物生长的限制元素。BC_{22.5}处理下土壤有效Na含量虽然有所增加,但作物生长并没有出现Na盐毒害,原因可能是土壤有效K和地上部作物吸收K含量增加,Na⁺和K⁺竞争吸收所致^[26]。

本研究中秸秆黑炭降低土壤容重,促进作物氮素吸收的结果(图2,表2)与Zhang等^[15]在同一地区石灰性土壤上的研究结果一致,表明土壤结构的改善和氮素利用能力的提升也是潮土黑炭促进作物生长的原因。高量黑炭处理下潮土CEC含量明显提

高,且随作物种植季的延续逐渐增加,一定程度上说明黑炭长期施用对土壤肥力的提升作用。这主要是因为黑炭本身有较高的CEC(表1)及其土壤中不断风化含氧官能团增加的缘故^[27]。但潮土上CEC含量的不断增加与其对养分的保蓄和持续供应能力的关系尚需进一步研究。

尽管BC_{22.5}与BC₀处理相比均促进了各季作物生长,但10个作物季期间,作物地上生物量及秸秆和籽粒产量一致呈现不断降低的趋势(图1),表明盆栽条件下,长期秸秆黑炭施加并不能保证潮土生产力提升的稳定性。秸秆黑炭作为外源改良剂,长期大量施用势必会彻底改变土壤本身属性。长远来看,这些改变是否会对潮土生产力及其稳定性产生不利影响尚未可知,因此,继续坚持本盆栽试验,探究对作物生长产生不利影响的黑炭施用量阈值及原因十分必要。这对评估秸秆炭化连续还田提升土壤肥力和固碳减排潜力及其可持续性具有重要意义。

3.2 长期秸秆黑炭施加对石灰性土壤有机碳库的影响

秸秆黑炭连续施加下,土壤TOC含量随每季黑炭施用量增加和种植季的延续而增加,第10作物季结束后,BC_{22.5}处理土壤TOC含量高达83.8 g·kg⁻¹,与BC₀处理相比增加了8.4倍(图4),显示出迅速提升土壤碳库的作用。由于秸秆黑炭本身带入N的影响,土壤TN含量也不断增加,但其增幅远低于TOC,由此导致土壤C/N(TOC/TN)显著增加,试验结束时BC_{22.5}处理土壤C/N达25(图4),这一数值已远高于我国耕地土壤C/N的正常水平(9~13)^[28]。一般认为,农田土壤上由于有机物料的添加导致土壤C/N超过20时就会发生明显的“生物夺氮”现象,引起氮素供应不足从而影响作物生长^[8]。然而,本研究中黑炭处理与对照相比均促进了作物生长,且各处理间DOC含量在试验期间均没有显著差异(图4),因此,可以认为本研究中施入土壤中的秸秆黑炭具有较高的稳定性,未有大量分解现象发生。根据表观碳平衡估算结果(表3),供试水稻秸秆黑炭的年分解率为3.5%~5.7%(表3),该数值范围高于Zhao等^[29]的研究结果(<3%,水稻秸秆源黑炭),但远低于Xie等^[30]报道的数值(15.5%,小麦秸秆源黑炭)。尽管本研究中通过盆栽0~15 cm土层TOC的净增量方法来估算黑炭的碳损失仍存在很大的不确定性,但与秸秆直接还田相比,秸秆炭化后还田的固碳潜力毋庸置疑。以BC_{22.5}处理为例,根据30%秸秆炭化产率,一年两季相当于消纳了150

$t \cdot \text{hm}^{-2}$ 作物秸秆; 该处理下, 按照黑炭含碳量 62% (表 1) 和每年 5.7% 的较高碳损失率计算, 可实现 $26.3 t \cdot \text{hm}^{-2}$ 的碳固定量。相反, 传统秸秆还田方式下, 秸秆分解速率很快, 若按秸秆碳含量 45% 和 85% 的分解率^[31] 估算, 将 $150 t \cdot \text{hm}^{-2}$ 作物秸秆全部还田, 理论上仅固定了 $10.1 t \cdot \text{hm}^{-2}$ 碳, 而事实上如此大量的秸秆直接还田在生产实践中是完全不可能实现的。这一比较说明秸秆炭化还田措施兼具提高秸秆养分资源综合利用效率的现实意义。

3.3 长期秸秆黑炭施加对石灰性潮土上氮挥发的影响

5 年 10 季累积氮挥发数据显示, $\text{BC}_{22.5}$ 处理明显促进了石灰性潮土上的氮挥发(图 5)。由于供试黑炭类型、土壤类型、试验地环境、土地利用方式等不同, 黑炭对氮挥发的促进或者抑制作用均有报道。一般认为, 生物黑炭减少氮挥发的原因主要是由于黑炭具有较大的比表面积以及表面附着大量的 $-\text{COOH}$ (羧基)、 $-\text{OH}$ (羟基) 等含氧官能基团, 对铵和氮具有较强的吸附作用^[32-34]。而黑炭促进氮挥发的原因主要是通过提高土壤 pH 值、改善土壤通透性以及表面丰富的碱性官能基团和大量的表面负电荷促进铵向氮的转化^[35-36]。Zhao 等^[29] 曾发现, 黑炭施用对稻麦轮作农田氮挥发的影响存在明显的季节分异, 认为淹水稻田中氮挥发的降低源于黑炭对 $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ 吸附能力的提升, 而提高的土壤 pH 值和降低的容重是促进旱作小麦季氮挥发的主因。Chen 等^[37] 也指出, 黑炭对氮挥发的影响可能因基质 pH 的不同而异, 对中性基质的氮挥发往往表现为减少作用, 主要是黑炭吸附 $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ 的缘故; 而对酸性基质的氮挥发则表现为促进作用, 主要是黑炭施加提高了基质 pH 值。Mandal 等^[32] 发现当土壤 $\text{pH} > 8$ 时, 生物黑炭可增加土壤氢氧根离子含量进而促进氮挥发。由此看来, 黑炭对旱地土壤氮挥发的影响可能主要取决于土壤酸碱度及通气性。本研究中, 供试土壤为典型的石灰性潮土, pH 达 8.45, 施入黑炭对其 pH 值无明显影响(图 3), 但是容重显著降低, 因此, 土壤通透性提高可能是促进氮挥发的原因之一。

与 BC_0 处理相比, $\text{BC}_{22.5}$ 处理下氮挥发 10 季累积量增加了 1 倍, 暗示较高的氮损失数量。然而, 这一消极作用并未造成土壤氮供应不足而影响到作物生长。相反, 该处理下作物生长显著增加, 且氮素吸收利用量也明显增加(图 1, 表 2)。由于本研究各处理每季均施用了 $250 \sim 300 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$, 而 $\text{BC}_{22.5}$ 处理氮挥发数量仅占施氮量的 16% 左右, 在当前盆栽

条件下又无明显的淋洗、径流等氮损失, 因此提高的氮挥发损失并未造成明显的土壤缺氮情况出现。尽管如此, 在田间条件下由于生物黑炭施用导致的石灰性潮土氮挥发增加可能带来的氮素损失及其对作物生长的影响值得关注。

4 结 论

5 年 10 季小麦/谷子轮作盆栽试验结果显示, 水稻秸秆源黑炭连续施加能够持续提升石灰性潮土肥力、促进作物生长、增加土壤碳库。秸秆黑炭的增产和固碳效果随黑炭施加量的增加而逐渐明显。作物增产主要归结为秸秆黑炭连续施加提高了土壤有效 P、有效 K 和 CEC 的含量, 同时显著降低了土壤容重, 改善了土壤结构。然而, 秸秆黑炭连续施加下潮土上氮挥发量有所增加, 且随黑炭施加量的增加而更加明显。尽管在本试验充足氮肥供应下黑炭促进的氮挥发损失并未对作物生长造成影响, 但田间开放体系下长期黑炭施用对氮挥发等氮损失过程的影响有待于进一步探究。

参考文献

- [1] Lehmann J, Gaunt J, Rondon M. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems: A review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 2006, **11**: 395-419
- [2] Schimmelpenninck S, Müller C, Grünhage L, et al. Bio-char, hydrochar and uncarbonized feedstock application to permanent grassland: Effects on greenhouse gas emissions and plant growth. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2014, **191**: 39-52
- [3] Laird DA. The charcoal vision: A win-win-win scenario for simultaneously producing bioenergy, permanently sequestering carbon, while improving soil and water quality. *Agronomy Journal*, 2008, **100**: 178-181
- [4] Sohi SP, Krull E, Lopez-Capel E, et al. A review of biochar and its use and function in soil. *Advances in Agronomy*, 2010, **105**: 47-82
- [5] Lehmann J. A handful of carbon. *Nature*, 2007, **447**: 143-144
- [6] Lehmann J, Rillig MC, Thies J, et al. Biochar effects on soil biota: A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, **43**: 1812-1836
- [7] Zhang Y-L (张亚丽), Zhang J (张娟), Shen Q-R (沈其荣), et al. Effect of combined application of bioorganic nitrogen fertilizer on soil nitrogen supplying characteristics. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2002, **13**(12): 1575-1578 (in Chinese)
- [8] Ladha JK, Khind CS, Gupta RK, et al. Long-term effects of organic inputs on yield and soil fertility in the rice-wheat rotation. *Soil Science Society of America Journal*, 2004, **68**: 845-853
- [9] Zhang F-S (张福锁). Chinese Strategic Research Report on Fertilizer Industry and Scientific Fertilization. Beijing: China Agricultural University Press, 2008 (in

- Chinese)
- [10] Cai ZC, Qin SW. Dynamics of crop yields and soil organic carbon in a long-term fertilization experiment in the Huang-Huai-Hai Plain of China. *Geoderma*, 2006, **136**: 708–715
- [11] Singla A, Inubushi K. Effect of biochar on CH₄ and N₂O emission from soils vegetated with paddy. *Paddy and Water Environment*, 2014, **12**: 239–243
- [12] Singh BP, Cowie AL, Smernik RJ. Biochar carbon stability in a clayey soil as a function of feedstock and pyrolysis temperature. *Environmental Science & Technology*, 2012, **46**: 11770–11778
- [13] Fang Y, Singh B, Singh BP, et al. Biochar carbon stability in four contrasting soils. *European Journal of Soil Science*, 2014, **65**: 60–71
- [14] Yuan JH, Xu RK. The amelioration effects of low temperature biochar generated from nine crop residues on an acidic Ultisol. *Soil Use and Management*, 2011, **27**: 110–115
- [15] Zhang A, Liu Y, Pan G, et al. Effect of biochar amendment on maize yield and greenhouse gas emissions from a soil organic carbon poor calcareous loamy soil from Central China Plain. *Plant and Soil*, 2012, **351**: 263–275
- [16] Liu Y (刘园), Khan MJ, Jin H-Y (靳海洋), et al. Effects of successive application of crop-straw biochar on crop yield and soil properties in Cambosols. *Acta Pedologica Sinica (土壤学报)*, 2015, **52**(4): 849–858 (in Chinese)
- [17] Zhao X, Wang JW, Xu HJ, et al. Effects of crop-straw biochar on crop growth and soil fertility over a wheat-millet rotation in soils of China. *Soil Use and Management*, 2014, **30**: 311–319
- [18] David JM. Biochar and compost increase crop yields but the effect is short term on sandplain soils of Western Australia. *Pedosphere*, 2015, **25**: 720–728
- [19] Lehmann J, Rondon M. Bio-char soil management on highly-weathered soils in the humid tropics// Uphoff NT, eds. *Biological Approaches to Sustainable Soil Systems*. Boca Raton, FL: CRC Press, 2006: 517–529
- [20] Wang S, Zhao X, Xing G, et al. Large-scale biochar production from crop residue: A new idea and the bio-gas-energy pyrolysis system. *BioResources*, 2012, **8**: 8–11
- [21] Lu R-K (鲁如坤). *Analytical Methods for Soil and Agro-chemistry*. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000 (in Chinese)
- [22] Kissel DE, Brewer HL, Arkin GF. Design and test of a field sampler for ammonia volatilization. *Soil Science Society of America Journal*, 1977, **41**: 1133–1138
- [23] 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 and Soil*, 2010, **327**: 235–246
- [24] Zhang Y-M (张玉铭), Hu C-S (胡春胜), Mao R-Z (毛任钊), et al. Nitrogen, phosphorus and potassium cycling and balance in farmland ecosystem at the piedmont of Taihang. *Chinese Journal of Applied Ecology (应用生态学报)*, 2003, **14**(11): 1863–1867 (in Chinese)
- [25] Deluca TH, MacKenzie MD, Gundale MJ. Biochar effects on soil nutrient transformations// Lehmann J, Joseph S, eds. *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. London: Earthscan, 2009: 251–270
- [26] Zhu JK, Liu J, Xiong L. Genetic analysis of salt tolerance in Arabidopsis: Evidence for a critical role of potassium nutrition. *The Plant Cell*, 1998, **10**: 1181–1191
- [27] Liang B, Lehmann J, Solomon D, et al. Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 2006, **70**: 1719–1730
- [28] McLean W. The carbon-nitrogen ratio of soil organic matter. *Journal of Agricultural Science*, 1930, **20**: 348–354
- [29] Zhao X, Wang J, Wang S, et al. Successive straw biochar application as a strategy to sequester carbon and improve fertility: A pot experiment with two rice/wheat rotations in paddy soil. *Plant and Soil*, 2014, **378**: 279–294
- [30] Xie Z, Xu Y, Liu G, et al. Impact of biochar application on nitrogen nutrition of rice, greenhouse-gas emissions and soil organic carbon dynamics in two paddy soils of China. *Plant and Soil*, 2013, **370**: 527–540
- [31] Shi H-K (师宏魁). *The Decomposition Rate and Field Effects after the Returning of Whole Maize Stalk into Farmland*. Mater Thesis. Beijing: China Agricultural University, 2003 (in Chinese)
- [32] Mandal S, Thangarajan R, Bolan NS, et al. Biochar-induced concomitant decrease in ammonia volatilization and increase in nitrogen use efficiency by wheat. *Chemosphere*, 2016, **142**: 120–127
- [33] Takashi A, Kuniaki K, Kikuo O. Comparison of removal efficiencies for ammonia and amine gases between woody charcoal and activated carbon. *Journal of Health Science*, 2004, **50**: 148–153
- [34] Kastner JR, Miller J, Das KC. Pyrolysis conditions and ozone oxidation effects on ammonia adsorption in biomass generated chars. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, **164**: 1420–1427
- [35] Schomberg HH, Gaskin JW, Harris K, et al. Influence of biochar on nitrogen fractions in a coastal plain soil. *Journal of Environmental Quality*, 2012, **41**: 1087–1095
- [36] Singh B, Singh BP, Cowie AL. Characterisation and evaluation of biochars for their application as a soil amendment. *Soil Research*, 2010, **48**: 516–525
- [37] Chen CR, Phillips IR, Condon LM, et al. Impacts of greenwaste biochar on ammonia volatilisation from bauxite processing residue sand. *Plant and Soil*, 2013, **367**: 301–312

作者简介 赵进男, 1991年生, 硕士研究生. 主要从事秸秆黑炭的农学效应研究. E-mail: zhaojin@issas.ac.cn

责任编辑 张凤丽

赵进, 赵旭, 王慎强, 等. 长期秸秆黑炭施加对石灰性潮土肥力、固碳及氨挥发的影响. *应用生态学报*, 2018, **29**(1): 176–184
 Zhao J, Zhao X, Wang S-Q, et al. Effects of successive incorporation of rice straw biochar into an alkaline soil on soil fertility, carbon sequestration and ammonia volatilization. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2018, **29**(1): 176–184 (in Chinese)