

# 生物质炭对土壤理化性状及氮素转化影响的研究进展<sup>①</sup>

王 湛<sup>1,2</sup>, 李银坤<sup>2</sup>, 徐志刚<sup>1\*</sup>, 郭文忠<sup>2</sup>, 马 丽<sup>3</sup>, 杨子强<sup>3</sup>

(1 南京农业大学农学院, 南京 210095; 2 北京农业智能装备技术研究中心, 北京 100097;

3 宁夏吴忠国家农业科技园区管理委员会, 宁夏吴忠 751100)

**摘 要:** 生物质炭因其具有的特殊理化性质施入到农田中能够改良土壤、提高土壤肥力及促进作物生长, 已经成为农业减排和土壤微生态系统生物氮素地球化学循环领域的研究热点。生物质炭作为土壤的外来物质, 直接或间接地参与到土壤氮素的周转过程中, 进而对土壤中氮素的存在状态和供应能力等产生长远的影响。本文综述了土壤中施入生物质炭后, 氮素循环的变化及响应机制, 重点分析了生物质炭施入农田引起土壤理化性质变化后由土壤微生物驱动的反硝化反应、硝化反应、氨化反应及反硝化反应等生物化学反应过程的响应及相关机理。在此基础上, 对今后生物质炭的研究方向进行展望。

**关键词:** 土壤物理性质; 土壤化学性质; 氮素循环; 微生物

**中图分类号:** S156.2; S158.5 **文献标识码:** A

近年来, 中国的粮食总量一直超过 5 亿 t, 但年年丰产是在长期巨量化肥投入和高度的资源掠夺式开发大背景下实现的。据统计<sup>[1]</sup>, 全国每年的氮素盈余量约在 360 ~ 546 万 t, 这些氮素一部分在土壤中淋失, 另一部分则挥发到大气中。大量的化肥投入引起土壤板结、酸化、次生盐渍化等破坏了土壤生态环境, 长期使用大量化肥将引起可耕作性土壤退化、大量中低产田出现和温室效应等一系列生态环境问题<sup>[2]</sup>。在土壤生态系统循环中, 氮素循环一直是研究者们关注的重点, 氮素转化及有效性直接影响植物氮素营养和氮素在土壤-植物系统中的利用。土壤氮素包括无机氮(约 5%)和有机氮(约 95%)两类<sup>[3]</sup>, 有机氮几乎不能被植物直接吸收利用, 经氨化和硝化作用形成的矿质氮是作物吸收主要氮源<sup>[4]</sup>。据统计, 氮素在中国主粮作物上的平均利用率为 27.5%, 而在旱地蔬菜作物上利用率更低, 仅为 10%, 仍呈下降趋势<sup>[5]</sup>。但为了维持作物高产仍大量施用氮肥, 氮肥过量投入严重破坏土壤微生态环境和大气生态系统。为追求高产而投入大量氮肥与环境保护之间的矛盾是各国研究者亟待解决的问题。

生物质炭(biochar)是由农林废弃物在缺氧或无

氧的条件下经过高温裂解产生的一种新型土壤改良剂, 因其具有丰富的孔隙结构、大的比表面积、小的比重、稳定的理化性质和丰富的表面官能团等特性, 将其输入到土壤中势必改变土壤理化性质, 从而影响土壤氮素化学循环。研究发现, 生物质炭是通过改良土壤物理结构来调节土壤中氮素的化学循环。如通过改良土壤物理特性来调节与氮素转化有关的微生物群落结构(固氮菌、硝化菌、反硝化菌的多样性、丰度和活性), 最终影响氮素转化<sup>[6]</sup>。不仅如此, 生物质炭还能增加土壤中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、氨、硝酸根等各种形态氮的含量, 汇集作物可用态氮<sup>[7-8]</sup>。同时, 生物质炭还能减小温室气体的排放及  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的淋失<sup>[9]</sup>, 增加生物固氮能力, 改变氮素在土壤中的迁移动态<sup>[10-11]</sup>。但是, 大多数研究由于试验条件、生物质炭制作工艺、试验区土壤质地、生物质炭的性质等不同而得出不同的结论, 且氮素转化的关键过程对土壤理化性质变化的响应机制尚无定论。为此, 本文综述了近年来国内外关于生物质炭添加对农田土壤理化性质的改变及氮素转化关键过程响应的研究现状和发展趋势, 以期为生物质炭合理施用提供参考。

基金项目: 农业部公益性行业科技项目(201303108)、“十二五”科技支撑计划项目(2014BAD05B02)和国家自然科学基金(青年)项目(41501312)资助。

\* 通讯作者(xuzhigang@njau.edu.cn)

作者简介: 王湛(1990—), 男, 甘肃通渭人, 博士研究生, 主要研究方向为作物水肥高效利用。E-mail: wzyjsjt@163.com

## 1 生物质炭影响土壤理化性状

### 1.1 土壤物理性质的变化

生物质炭的连接性、丰富的孔隙结构、大的比表面积、颗粒机械强度和颗粒大小等性质均能影响到土壤孔隙结构,其对土壤孔隙的影响研究者主要持两种观点: 生物质炭能够增加土壤孔隙度,且孔隙度改变能力与其用量呈正相关<sup>[12-13]</sup>。如 Githinji 等<sup>[14]</sup>通过设置生物质炭和土壤的不同配比培养试验,探究生物质炭用量对土壤孔隙度的影响,发现用量分别为 25.0%、50.0%、75.0% 和 100.0% 时,土壤孔隙度较对照分别增加 10.0%、22.0%、38.0% 和 56.0%。

适量施用生物质炭降低土壤孔隙度,而高量的生物质炭能增加土壤孔隙度。田丹等<sup>[15]</sup>用花生壳生物质炭为试验对象,通过室内水平土柱培养发现,粉砂土中生物质炭用量为 0.1 g/g 时,土壤孔隙度减小,用量增大到 0.15 g/g 时,土壤孔隙度从 48.0% 增加到 49.9%。Devereux 等<sup>[16]</sup>通过 X-ray 计算机扫描土壤孔隙时发现,当生物质炭和土壤的质量比为 1.5% 时孔隙度低于对照,当比例增加到 5% 时孔隙度高于对照处理。这可能是由于生物质炭用量较少时,生物质炭具有的细粒子结构阻塞了土壤原有的大孔隙,大孔隙减少、小孔隙增加所致。

一般认为,不同质地土壤的孔隙度和孔隙结构不同是导致含水量变化的重要原因。砂质土粒径较大,保水能力较差,添加生物质炭增加土壤颗粒间的接触程度,减少大孔隙,增加小孔隙,形成微孔结构,从而增加保水能力;黏土质地较黏重,生物质炭降低土壤含水量<sup>[17]</sup>。除了土壤质地,生物质炭对土壤水分的影响还受其制作工艺、用量及生物质炭类型的影响。Novak 等<sup>[18]</sup>研究不同裂解温度(200 ~ 700 °C)、不同原料(花生壳、核桃壳、家禽粪便和柳枝稷)制备的生物质炭对土壤性质的影响,发现当生物质炭用量相同时,400 °C 制备的花生壳生物质炭和 200 °C、500 °C 制备的柳枝稷生物质炭可以显著增加土壤含水量,而其他原料制备的生物质炭对土壤含水量影响不显著,Shafie 等<sup>[19]</sup>的研究同样表明,相同的生物质炭用量下,油棕榈空果串在 300 °C 和 350 °C 热解制备的生物质炭保水能力没有 400 °C 制备的强。Devereux 等<sup>[16]</sup>基于培养试验,观察生物质炭不同质量配比下(0.0%、1.5%、2.5%、5.0%)砂壤土含水量的变化,发现含水量随生物质炭用量的增加而增加。

生物质炭因其比重远低于土壤,施入到土壤中势必降低土壤容重,这在不同的土壤类型中得到一致的

结论。Eastman 发现<sup>[13]</sup>,在粉砂土中生物质炭用量为 25 g/kg 时,土壤容重从 1.52 g/cm<sup>3</sup> 降低到 1.33 g/cm<sup>3</sup>,降幅达 14.3%。陈红霞等<sup>[20]</sup>以秸秆生物质炭为材料,基于 3 a 定位试验研究了生物质炭和矿质肥料配施对砂姜黑土的影响,结果表明,施用生物质炭后表层(0 ~ 7.5 cm)土壤容重降幅为 4.5% ~ 6.0%。房彬等<sup>[21]</sup>将玉米和油菜秸秆生物质炭添加到石灰土中发现,土壤容重随生物质炭用量的增加呈显著降低趋势,当用量为 50 t/hm<sup>2</sup> 和 100 t/hm<sup>2</sup> 时,土壤容重降低幅度分别为 14.6% 和 32.5%。生物质炭改变土壤容重不仅是生物质炭物理机械性能的作用,还与土壤真菌相互作用有关(生物质炭输入增加了真菌土壤的紧实度,而菌丝和根系的发展又反过来影响到土壤容重)<sup>[22]</sup>。

生物质炭为黑色颗粒状物质,施加到土壤中势必加深土壤颜色,从而增强土壤的吸热能力,提高土温,最终影响土壤热量传递、储存及地表能量平衡<sup>[13]</sup>。目前关于生物质炭添加对土壤热量变化和能量平衡的研究报道较少。非洲加纳一砖窑周围木炭散落,窑周围颜色明显比周围的土壤深,地表的反射率降低了 37.0%,使得地表平均温度升高了 4 °C<sup>[13]</sup>。Ventura 等<sup>[23]</sup>发现,经生物质炭处理的土壤 0 ~ 7.5 cm 土层平均温度增加显著,7.5 cm 以下土层温度变化不明显。Zhang 等<sup>[24]</sup>基于华中地区长期定位试验发现,生物质炭对调节 5 cm 以上土层温度有显著的作用,与对照相比,施加生物质炭的土壤夏季高温时土壤温度降低 0.8 °C,冬季低温时升高 0.6 °C,具有削峰填谷的作用,并且土壤昼夜温度的变化也具有这一趋势。

### 1.2 土壤化学性质的变化

pH 降低是农业土壤肥力质量退化的一个重要指标,据统计<sup>[25]</sup>,由于化肥的大量使用和酸雨的沉降作用在 1980—2008 年间全国 6 大类农业土壤 pH 平均降幅为 0.13 ~ 0.80。土壤中长期存在大量的 H<sup>+</sup> 将提高金属元素的水溶性、作物有效性和迁移性。生物质炭能降低比自身 pH 低的土壤的酸性及比它 pH 高的土壤的碱性,且不受制作材料的限制<sup>[26]</sup>。Chintala 等<sup>[27]</sup>将 3 种原料(玉米秸秆、柳枝稷、松木)制成的生物质炭分别施入酸性和碱性两种土壤中发现,酸性土壤中施入生物质炭土壤 pH 呈增大趋势,且随着施入量的增加而增大,碱性土壤 pH 呈降低趋势。Novak 等<sup>[18]</sup>将核桃壳生物质炭(pH 为 7.3)施入 pH 为 4.8 的酸性土壤中可以将其 pH 提升到 6.3。可能是生物质炭含有的 K、Ca、Mg 和 CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> 等盐基离子都能溶解在水中,且生物质炭表面含有大量的含氧官能团,进入土壤将以交换吸附的方式交换土壤中的 H<sup>+</sup> 和

Al<sup>3+</sup>，导致土壤 pH 升高<sup>[28-29]</sup>。

在研究土壤调节剂中，阳离子交换量(CEC)能够用来估计土壤保留/吸收和交换阳离子的能力，是衡量土壤肥力的一个重要指标，一直受到研究者们强烈关注。Hossain 等<sup>[30]</sup>将生物质炭和肥料混合施加到澳大利亚悉尼西南地区土壤中发现土壤 CEC 提高了40%。陈心想等<sup>[31]</sup>通过盆栽试验将不等量生物质炭输入陕西壤土、新积土中发现，施用生物质炭的土壤与对照相比 CEC 提高了 1.5% ~ 58.2%。生物质炭因具有羧基官能团，氧化过程中形成芳香族炭是提高土壤 CEC 的主要原因。关于生物质炭对土壤电导率影响的研究较少，作为土壤添加剂的生物质炭的电导性一般在 0.4 ~ 3.2，生物质炭的添加将改变土壤电导率。

## 2 生物质炭影响土壤氮素转化

### 2.1 生物质炭对固氮作用的影响

固氮是特定的条件下将 N<sub>2</sub> 还原成铵的过程<sup>[32]</sup>，生物固氮是固氮微生物特有的一种功能，由含有 *nifD*、*nifK*、*nifH* 基因编码的拜叶林克氏菌属 (*Beijerinckia*)、固氮菌属 (*Azotobacter*)、类芽孢杆菌属 (*Paenibacillus*)、着色菌属 (*Chromotium*)、假单胞菌属 (*Pseudomonas*) 等微生物类群催化完成反应，由于 *nifD* 和 *nifK* 基因序列较短，因此研究主要基于对 *nifH* 序列的系统分析<sup>[33]</sup>。

一般认为电导率的变化将影响微生物的丰度，尤其是固氮微生物的丰度。如顿圆圆等<sup>[34]</sup>以黑土为试验对象，发现电导率增加的同时好氧固氮菌显著增加，硝化细菌和亚硝化细菌数量虽有增加，但是不显著。宋延静和龚骏<sup>[35]</sup>将生物质炭添加到滨海盐碱土中发现，生物质炭增加了盐碱土 *nifH* 基因拷贝数，提高了土壤的固氮能力，增加土壤氮素含量。孟颖等<sup>[36]</sup>通过盆栽试验发现，施用生物质炭能够有效提高玉米苗期生物固氮能力，促进固氮菌的生长。Rondon 等<sup>[37]</sup>利用同位素标记技术发现生物质炭对土壤固氮菌活性有显著影响，当在退化的土壤中添加 30 kg 和 60 kg 生物质炭后，大豆中氮素主要来自生物固氮，大豆中氮素含量与对照相比增加了 49% 和 78%。Quilliam 等<sup>[38]</sup>研究发现，生物质炭虽不能改变固氮菌数量，但固氮酶的活性却显著提高。综上所述，施加生物质炭改变土壤电导率，从而影响固氮微生物丰度和固氮酶的活性，最终影响生物固氮作用。

### 2.2 生物质炭对氨化作用的影响

植物能够从土壤中摄取的氮素主要来自土壤氨化作用<sup>[39]</sup>，氨化量反映土壤实际释放氮素的能力<sup>[40]</sup>。

关于生物质炭施用到土壤中对氨化作用的影响，研究者持不同的观点。一些学者认为，黑色生物质炭能提高土壤温度<sup>[23]</sup>，有利于土壤微生物活性、数量和种类的增加，促进氨化作用的发生<sup>[41]</sup>，提高了土壤中无机氮的汇集<sup>[42-43]</sup>。例如，当土壤温度在 0 ~ 35 °C 的范围内，应用长期间歇淋洗的试验方法探究温度和微生物活性关系，发现，随着温度的升高微生物活性明显增加<sup>[39]</sup>，土温和氨化量两者呈显著的正相关<sup>[44]</sup>。而 Deluca 等<sup>[45]</sup>研究发现，生物质炭对两种土壤的氨化并无显著的影响。有研究却发现<sup>[46-47]</sup>，土壤中添加生物质炭能明显减少土壤微生物生物量氮，降低有机氮氨化。目前，研究者对生物质炭引起的土温上升与氨化作用之间的关系尚未得出一致结论，还需进一步深入分析不同温度条件下的氨化速率变化及内在机理。

有机氮和无机氮转化除了受温度的影响外，土壤水分也是另一重要影响因素<sup>[48]</sup>。姜翠玲等<sup>[49]</sup>用蒸渗仪进行灌溉试验发现，灌水或降雨后会加快有机质的分解，合成大量的氨。据 Oguntunde 等<sup>[12]</sup>和 Glaser 等<sup>[50]</sup>研究，生物质炭发达的孔隙结构能增加土壤的保水能力，如提高降雨渗入量和土壤含水量等。究其原因可能是生物质炭具有较低的比重，降低了土壤紧实度，改变了灌溉水分停留时间、水分渗滤模式和流动路径<sup>[43]</sup>。土壤中水分含量的变化将会影响土壤中铵含量。一是因为溶解在水中的铵以地表径流的形式流失，生物质炭的保水作用有效地减少了地表径流量，从而减小氮素损失量。二是生物质炭中含有丰富的有机碳，对土壤有机碳、有机质和腐殖质含量有显著提高作用<sup>[44]</sup>，从而直接提高了土壤可吸持水分含量和养分含量<sup>[28]</sup>。另外，Ding 等<sup>[51]</sup>在浙江嘉兴市观察竹炭基生物质炭对土壤氮素滞留作用的影响中却发现，生物质炭通过阳离子交换作用对 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 有强烈的吸附作用，是增加土壤中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的重要原因。

土壤中铵盐含量受土壤温度、水分含量和阳离子交换作用的共同影响，适宜的温度、水分含量及阳离子交换能力是保持土壤生产潜力的重要保证。因此，应加强添加生物质炭的土壤理化性质及微生物响应机制研究，为明晰生物质炭是否能够提高能被植物吸收利用的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量提供科学的理论依据。

### 2.3 生物质炭对硝化作用的影响

硝化作用的第一阶段(限速反应)由含氮单加氧酶基因 *amoA* 的氨氧化细菌 (ammonia-oxidizing bacteria, AOB) 和氨氧化古菌 (ammonia-oxidizing archaea, AOA) 来驱动 NH<sub>3</sub> 转化为 NH<sub>2</sub><sup>+</sup>-OH<sup>[52-53]</sup>。这两种细菌在全球土壤、海洋和湿地等生态系统中广泛

存在,在氮素循环中起重要的作用<sup>[54]</sup>。硝化反应的第二步  $\text{NH}_2^+-\text{OH}$  的氧化作用由催化反应的 *nxr* 基因主导完成<sup>[55]</sup>,与氨氧化微生物(几乎仅限于单源种属)相比亚硝化细菌分布十分广泛,包含硝化菌门(硝化球菌、硝化杆菌、硝化螺菌和硝化刺菌)以及变形菌门的  $\alpha$ 、 $\beta$ 、 $\gamma$  和  $\delta$  纲类<sup>[56]</sup>,受氨氧化反应的地位和硝化作用活性等的影响,亚硝化作用一直未受到研究者的重视。

土壤微环境中,酸碱度<sup>[57-58]</sup>、含水量<sup>[59]</sup>、养分含量等微小的变化均会对 AOB 和 AOA 群落结构造成重大影响<sup>[53]</sup>。王晓辉等<sup>[60]</sup>将稻秆生物质炭施入到酸性土壤中,结果表明,土壤中 AOB 的丰度和 pH 均增加,进而增加了土壤的硝化潜势。Ball 等<sup>[61]</sup>的研究发现,生物质炭通过增加酸性森林土壤氨氧化细菌的丰度来提高土壤的硝化速率。因此可以推测,可能是生物质炭的添加使土壤 pH 变化,引起氨氧化细菌丰度的增加,最终增加了  $\text{NO}_3^--\text{N}$  含量。Taketani 等<sup>[62]</sup>比较含碳量极高的亚马逊黑土(Terra Preta)和普通土壤的 *amoA* 基因拷贝数时发现,亚马逊黑土(农耕条件下)的基因拷贝数显著高于普通土壤,但当人为输入生物质炭时却发现对硝化过程有抑制作用。可能是生物质炭添加到土壤中能够释放  $\alpha$ -松萜(一种硝化抑制剂)抑制硝化反应的进程<sup>[8]</sup>。Kookana 等<sup>[63]</sup>则提出, $\text{NO}_3^--\text{N}$  含量增加的原因可能是施用生物质炭后降低了土壤酚类化合物浓度,促进硝化细菌的增长,从而间接地促进硝化作用的发生。武玉等<sup>[64]</sup>和 Steinbeiss 等<sup>[59]</sup>却认为,生物质炭加速硝化作用,抑制反硝化作用主要是通过改善土壤孔隙结构和通气状况,增加溶氧量来改变 AOA 和 AOB 活性实现的。对施入生物质炭的土壤中影响氮素转化关键过程的因素缺乏系统的研究,应运用统计分析和试验验证相结合的方法进行系统的分析。

生物质炭不仅能影响  $\text{NO}_3^--\text{N}$  的合成,而且通过阳离子交换作用对其迁移也有影响,但与生物质炭裂解温度有关<sup>[65]</sup>。Kameyama 等<sup>[66]</sup>发现,裂解温度对氮素的吸附能力有显著的影响,在  $700 \sim 800 \text{ }^\circ\text{C}$  下裂解的蔗渣木炭对  $\text{NO}_3^--\text{N}$  有吸附作用,尤以  $800 \text{ }^\circ\text{C}$  制备的生物质炭对  $\text{NO}_3^--\text{N}$  的吸附作用明显。Singh 等<sup>[65]</sup>以稻壳、家禽粪便和树木基生物质炭为试验材料,发现生物质炭制作工艺对氮素的固持能力有着重要的影响, $550$  和  $400 \text{ }^\circ\text{C}$  制成的生物质炭对  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  和  $\text{NO}_3^--\text{N}$  有较强的吸附性能。

土壤中的氮素是一个动态转化的平衡体系,生物质炭通过改变微生物群落结构影响矿质态氮素的存

在形态和比重,尽管大量的文献证明生物质炭通过改变微生物群落结构和阳离子交换能力能够有效地控制氮素的流向,提高氮素的利用效率,但不同的裂解温度下制得的生物质炭对氮素迁移的影响尚不明确,关于生物质炭的制备工艺目前尚无统一标准,亟待弥补。

## 2.4 生物质炭对反硝化作用的影响

有些学者发现<sup>[67]</sup>,生物质炭施入土壤中能够增加土壤通气性,促进好氧微生物生长,抑制厌氧微生物繁殖<sup>[68]</sup>。而反硝化作用是在缺氧的条件下发生的,施加生物质炭增加溶氧量将抑制反硝化作用的发生,减小  $\text{NO}_x$ 、 $\text{CH}_4$  等温室气体的形成和排放。近年来关于生物质炭减少  $\text{N}_2\text{O}$  排放受到各国研究者的高度关注。农业生产中,农田和牧场是主要的排放源。相关研究证实<sup>[28, 45]</sup>,将生物质炭施入农田中, $\text{N}_2\text{O}$  排放量显著降低。Singh 等<sup>[65]</sup>发现,生物质炭通过降低土壤的紧实度(容重)抑制反硝化细菌的增长,当生物质炭适用量为  $10 \text{ t/hm}^2$  时, $\text{N}_2\text{O}$  的排放量降低了 73%。生物质炭施用不仅能够降低  $\text{NO}_x$  的排放,且对减缓  $\text{CH}_4$  等的排放也有很好作用<sup>[28]</sup>。在明尼苏达州的室内试验中也发现<sup>[69]</sup>,锯末炭( $500 \text{ }^\circ\text{C}$ )添加到土壤中, $\text{N}_2\text{O}$ 、 $\text{CH}_4$  和  $\text{CO}_2$  排放量较对照均有所降低。可见生物质炭的应用对降低温室气体的排放有重要的价值,是温室效应的大功率“减压泵”。也有研究报道称施入生物质炭, $\text{N}_2\text{O}$  的排放量反而增加<sup>[70]</sup>。此外,将不同施用量和不同种类的生物质炭施用到不同类型农业土壤中, $\text{N}_2\text{O}$  的排放量也不同。目前,关于生物质炭施用对  $\text{NO}_x$ 、 $\text{CH}_4$  和  $\text{CO}_2$  等温室气体排放的研究还停留在排放特征阶段,对其内在的机理缺乏验证,对反硝化细菌的功能标记基因运用分子生物学的手段开展研究,将对揭示生物质炭引起的功能微生物多样性和功能性转变机理有重要参考价值。

简言之,生物质炭通过改变土壤水分状况直接或间接地影响土壤微生物,微生物又是氮素循环的“发动机”,两者相辅相成,相互作用。此后应加强生物质炭对农业土壤中功能微生物群落结构及某一类或某一种微生物丰度的变化引起的固氮作用、氨化作用、硝化作用、反硝化作用强度和氮素流失途径的研究,对于合理评估氮素地球循环有着重要的意义。

## 3 研究展望

在面对日益凸显的耕地土壤退化、大量中低产田和温室效应等一系列生态环境被破坏的大背景下,适应农业经济低碳发展的需要,拓展研究平台,加强各

国间交流合作,评估生物质炭在改善土壤和生态系统中扮演的地位、作用、效果和效益,以不一样的视角看待和加强生物质炭在农业领域上的基础研究成为国内外备受关注的问题。在农业纵深领域,将生物质炭应用于农业土壤后对土壤、作物、温室气体等的作用机理受到各国研究者的广泛关注,同时加强生物质炭应用于农业土壤的潜在威胁方面的研究,为更有效地利用生物质炭提供理论指导。

### 3.1 明确生物质炭在生态系统氮素循环中扮演的角色和长期的影响

将生物质炭应用于农业土壤,将会长期地存留土壤中并参与到氮素的生物地球化学循环中。由于反应进程缓慢,施用到土壤中引起的反应要经过长期的定位试验和系统的分析。但目前关于生物质炭的研究方法主要集中在土柱模拟、实验室机理分析、盆栽试验上,虽存在短期的(数月~2 a)田间定位试验,但不能综合评价由生物质炭所引起的氮素迁移和转化的影响效应。因此,应在现有的研究基础上,建立生物质炭应用于不同质地的农田中土壤微环境和土壤氮素转化的长期试验站,跟踪生物质炭引起的生物地球化学循环效应,以其揭示长期施用新型的土壤改良剂和修复剂(生物质炭)的土壤对氮素循环可能产生的长远影响。

### 3.2 研究生物质炭应用于不同类型农业土壤的影响效应

生物质炭对土壤氮素循环的影响具有局限性,因此,未来研究应注重在不同类型、不同区域土壤中施用不同工艺、不同材料生产和不同用量的生物质炭的适应性,确保农业生产安全和环境安全。不同类型的土壤固有的理化性质和生物群落结构存在很大的差别,不同量、不同特性的生物质炭应用于不同类型和不同区域的农业土壤因其条件的复杂性而发生不同的作用效果,加强生物质炭与土壤结合施用的耦合试验研究是解决生物质炭对不同类型土壤影响效用研究的有效方法。

### 3.3 完善生物质炭应用于农业土壤对肥力改良效应的评价体系

土壤长期稳定的肥力状况不仅关系到我国粮食的增产,而且是农业可持续发展和增产稳产的关键。虽然大量的研究表明土壤中添加生物质炭对改善土壤结构、增加地力与肥力状况作用显著,但目前为止生物质炭对土壤改良效应的评价体系并未形成。在综合评价生物质炭的改良效果的评价中确立适宜的评价指标将直接影响评价结论的真实性、科学性和合理

性。因此,评价指标应涉及对土壤物理、生物、化学等特性的影响。

### 参考文献:

- [1] Zhu Z L, Chen D L. Nitrogen fertilizer use in China—contributions to food production, impacts on the environment and best management strategies[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2002, 63(2): 117–127
- [2] 魏欣. 中国农业面源污染管控研究[D]. 西安: 西北农林科技大学, 2014
- [3] 吴才武, 夏建新, 段峥嵘. 土壤有机质测定方法述评与展望[J]. *土壤*, 2015, 47(3): 453–460
- [4] 张星, 张晴雯, 刘杏认, 等. 施用生物炭对农田土壤氮素转化关键过程的影响[J]. *中国农业气象*, 2015, 36(6): 709–716
- [5] 串丽敏, 赵同科, 安志装, 等. 土壤硝态氮淋溶及氮素利用研究进展[J]. *中国农学通报*, 2010, 26(11): 200–205
- [6] 宋大利. 生物炭对华北潮土土壤碳、氮及微生物特性的影响[D]. 重庆: 西南大学, 2017
- [7] Spokas K A, Novak J M, Venterea R T. Biochar's role as an alternative N-fertilizer: Ammonia capture[J]. *Plant and Soil*, 2012, 350(1/2): 35–42
- [8] Clough T J, Condon L M. Biochar and the nitrogen cycle: Introduction[J]. *Journal of Environment Quality*, 2010, 39(4): 1218
- [9] Harter J, Krause H M, Schuettler S, et al. Linking N<sub>2</sub>O emissions from biochar-amended soil to the structure and function of the N-cycling microbial community[J]. *Isme Journal*, 2014, 8(3): 660–674
- [10] Clough T, Condon L, Kammann C, et al. A review of biochar and soil nitrogen dynamics[J]. *Agronomy*, 2013, 3(2): 275–293
- [11] Xu G, Lv Y, Sun J, et al. Recent advances in biochar applications in agricultural soils: Benefits and environmental implications[J]. *Clean-Soil Air Water*, 2012, 40(10): 1093–1098
- [12] Oguntunde P G, Abiodun B J, Ajayi A E, et al. Effects of charcoal production on soil physical properties in Ghana[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2008, 171: 591–596
- [13] Eastman C M. Soil physical characteristics of an aerichraqualf amended with biochar[D]. Columbus: Ohio State University, 2011: 41–45
- [14] Githinji L, Dane J H, Walker R H. Physical and hydraulic properties of inorganic amendments and modeling their effects on water movement in sand-based root zones[J]. *Irrigation Science*, 2011, 29(1): 65–77
- [15] 田丹, 屈忠义, 勾芒芒, 等. 生物炭对不同质地土壤水分扩散率的影响及机理分析[J]. *土壤通报*, 2013, 44(6): 1374–1378
- [16] Devereux R C, Sturrock C J, Mooney S J. The effects of biochar on soil physical properties and winter wheat growth[J]. *Earth and Environmental Science Transactions of the Royal Society of Edinburgh*, 2012, 103(1): 13–18

- [17] Tryon E H. Effect of charcoal on certain physical, chemical, and biological properties of forest soils[J]. Ecological Monographs, 1948, 18(1): 81–115
- [18] Novak J M, Busscher W J, Laird D L, et al. Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil[J]. Soil Science, 2009, 174(2): 105–112
- [19] Shafie S T, Salleh M, Hang L L, et al. Effect of pyrolysis temperature on the biochar nutrient and water retention capacity[J]. Journal of Purity Utility Reaction & Environment, 2012, 1(6): 323–327
- [20] 陈红霞, 杜章留, 郭伟, 等. 施用生物炭对华北平原农田土壤容重、阳离子交换量和颗粒有机质含量的影响[J]. 应用生态学报, 2011, 22(11): 2930–2934
- [21] 房彬, 李心清, 赵斌, 等. 生物炭对旱作农田土壤理化性质及作物产量的影响[J]. 生态环境学报, 2014, 23(8): 1292–1297
- [22] Steiner C, Teixeira W G, Lehmann J, et al. Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil[J]. Plant and Soil, 2007, 291(1/2): 275–290
- [23] Ventura F, Salvatorelli F, Piana S, et al. The effects of biochar on the physical properties of bare soil[J]. Earth and Environmental Science Transactions of the Royal Society of Edinburgh, 2012, 103(1): 5–11
- [24] Zhang Q, Wang Y, Wu Y, et al. Effects of biochar amendment on soil thermal conductivity, reflectance, and temperature[J]. Soil Science Society of America Journal, 2013, 77(5): 1478
- [25] Guo J H, Liu X J, Zhang Y, et al. Significant acidification in major chinese croplands[J]. Science, 2010, 327(5968): 1008–1010
- [26] Yuan J, Xu R, Zhang H. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures[J]. Bioresource Technology, 2011, 102(3): 3488–3497
- [27] Chintala R, Mollinedo J, Schumacher T E, et al. Nitrate sorption and desorption in biochars from fast pyrolysis[J]. Microporous & Mesoporous Materials, 2013, 179(10): 250–257
- [28] Lehmann J, Gaunt J, Rondon M. Biochar sequestration in terrestrial ecosystems—A review[J]. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change, 2006, 11(2): 395–419
- [29] Zwieten L V, Kimber S, Morris S, et al. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility[J]. Plant and Soil, 2010, 327(1): 235–246
- [30] Hossain M K, Strezov V, Chan K Y, et al. Agronomic properties of wastewater sludge biochar and bioavailability of metals in production of cherry tomato (*Lycopersicon esculentum*)[J]. Chemosphere, 2010, 78(9): 1167–1171
- [31] 陈心想, 何绪生, 耿增超, 等. 生物炭对不同土壤化学性质、小麦和糜子产量的影响[J]. 生态学报, 2013, 33(20): 6534–6542
- [32] 陈清华, 韩云蕾, 马尧, 等. 生物固氮基因簇结构与进化研究进展[J]. 中国农业科技导报, 2013, 15(4): 129–138
- [33] 张晶, 林先贵, 尹睿. 参与土壤氮素循环的微生物功能基因多样性研究进展[J]. 中国生态农业学报, 2009, 17(5): 1029–1034
- [34] 顿圆圆, 杜春梅, 姜中元, 等. 旱田改水田对土壤电导率及几种微生物的影响[J]. 湖北农业科学, 2015, 54(9): 2087–2089
- [35] 宋延静, 龚骏. 施用生物炭对土壤生态系统功能的影响[J]. 鲁东大学学报(自然科学版), 2010, 26(4): 361–365
- [36] 孟颖, 王宏燕, 于崧, 等. 生物黑炭对玉米苗期根际土壤氮素形态及相关微生物的影响[J]. 中国生态农业学报, 2014, 22(3): 270–276
- [37] Rondon M A, Lehmann J, Ramirez J, et al. Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) increases with biochar additions[J]. Biology and Fertility of Soils, 2007, 43(6): 699–708
- [38] Quilliam R S, Glanville H C, Wade S C, et al. Life in the ‘charosphere’—Does biochar in agricultural soil provide a significant habitat for microorganisms?[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2013, 65: 287–293
- [39] 王常慧, 邢雪荣, 韩兴国. 草地生态系统中土壤氮素矿化影响因素的研究进展[J]. 应用生态学报, 2004, 15(11): 2184–2188
- [40] Luxhøi J, Bruun S, Stenberg B, et al. Prediction of gross and net nitrogen mineralization-immobilization-turnover from respiration[J]. Soil Science Society of America Journal, 2015, 70(4): 1121–1128
- [41] Nadelhoffer K J, Giblin A E, Shaver G R, et al. Effects of temperature and substrate quality on element mineralization in six arctic soils[J]. Ecology, 1991, 72(1): 242–253
- [42] Berglund L M, Deluca T H, Zackrisson O. Activated carbon amendments to soil alters nitrification rates in Scots pine forests[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2004, 36(12): 2067–2073
- [43] Major J, Steiner C, Downie A, et al. Biochar effects on nutrient leaching. Chapter 15//Lehmann J, Joseph S. Biochar for environmental management science and technology[C]. Earthscan, London, 2009: 227–249
- [44] Kimetu J M, Lehmann J. Stability and stabilisation of biochar and green manure in soil with different organic carbon contents[J]. Soil Research, 2010, 48(7): 577–585
- [45] Deluca T H, Mackenzie M D, Gundale M J, et al. Wildfire-produced charcoal directly influences nitrogen cycling in ponderosa pine forests[J]. Soil Science Society of America Journal, 2006, 70(2): 448–453
- [46] Dempster D N, Gleeson D B, Solaiman Z M, et al. Decreased soil microbial biomass and nitrogen mineralisation with Eucalyptus biochar addition to a coarse textured soil[J]. Plant and Soil, 2012, 354(1/2): 311–324
- [47] McClellan T, Deenik J L, Hockaday W C, et al. Effect of charcoal volatile matter content and feedstock on soil microbe-carbon-nitrogen dynamics[J]. American Geophysical Union, 2010, 74(4): 1259–1270

- [48] Liu X, Dong Y, Ren J, et al. Drivers of soil net nitrogen mineralization in the temperate grasslands in Inner Mongolia, China[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2010, 87(1): 59–69
- [49] 姜翠玲, 夏自强, 崔广柏. 土壤含水量与氮化合物迁移转化的相关性分析[J]. *河海大学学报(自然科学版)*, 2003, 31(3): 241–245
- [50] Glaser B, Lehmann J, Zech W. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal—A review[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2002, 35(4): 219–230
- [51] Ding Y, Liu Y, Wu W, et al. Evaluation of biochar effects on nitrogen retention and leaching in multi-layered soil columns[J]. *Water, Air & Soil Pollution*, 2010, 213(1/2/3/4): 47–55
- [52] Yao H, Gao Y, Nicol G W, et al. Links between ammonia oxidizer community structure, abundance, and nitrification potential in acidic soils[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2011, 77(13): 4618–4625
- [53] Morimoto S, Hayatsu M, Hoshino Y T, et al. Quantitative analyses of ammonia-oxidizing archaea (AOA) and ammonia-oxidizing bacteria (AOB) in fields with different soil types[J]. *Microbes and Environments*, 2011, 26(3): 248–253
- [54] Leininger S, Urich T, Schloter M, et al. Archaea predominate among ammonia-oxidizing prokaryotes in soils[J]. *Nature*, 2006, 442(7104): 806–809
- [55] 潘逸凡, 杨敏, 董达, 等. 生物质炭对土壤氮素循环的影响及其机理研究进展[J]. *应用生态学报*, 2013, 24(9): 2666–2673
- [56] Attard E, Poly F, Commeaux C, et al. Shifts between Nitrospira and Nitrobacter like nitrite oxidizers underlie the response of soil potential nitrite oxidation to changes in tillage practices[J]. *Environmental Microbiology*, 2010, 12(2): 315–326
- [57] Chan K Y, Zwieten L V, Meszaros I, et al. Using poultry litter biochars as soil amendments[J]. *Australian Journal of Soil Research*, 2008, 46(5): 437–444
- [58] Nicol G W, Leininger S, Schleper C, et al. The influence of soil pH on the diversity, abundance and transcriptional activity of ammonia oxidizing archaea and bacteria[J]. *Environmental Microbiology*, 2008, 10(11): 2966–2978
- [59] Steinbeiss S, Gleixner G, Antonietti M. Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41(6): 1301–1310
- [60] 王晓辉, 郭光霞, 郑瑞伦, 等. 生物质炭对设施退化土壤氮相关功能微生物群落丰度的影响[J]. *土壤学报*, 2013, 50(3): 624–631
- [61] Ball P N, ckenzie M D, luca T H, et al. Wildfire and charcoal enhance nitrification and ammonium-oxidizing bacterial abundance in dry montane forest soils[J]. *Journal of Environment Quality*, 2010, 39(4): 1243–1253
- [62] Taketani R G, Tsai S M. The influence of different land uses on the structure of archaeal communities in amazonian anthrosols based on 16S rRNA and amoA genes[J]. *Microbial Ecology*, 2010, 59(4): 734–743
- [63] Kookana R S, Sarmah A K, Van Z L, et al. Biochar application to soil: Agronomic and environmental benefits and unintended consequences[J]. *Advances in Agronomy*, 2011, 112(10): 103–143
- [64] 武玉, 徐刚, 吕迎春, 等. 生物质炭对土壤理化性质影响的研究进展[J]. *地球科学进展*, 2014, 29(1): 68–79
- [65] Singh B P, Hatton B J, Singh B, et al. Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils[J]. *Journal of Environment Quality*, 2010, 39(4): 1224–1235
- [66] Kameyama K, Miyamoto T, Shiono T, et al. Influence of sugarcane bagasse-derived biochar application on nitrate leaching in calcareous dark red soil[J]. *Journal of Environment Quality*, 2012, 41(4): 1131
- [67] Zhang A, Cui L, Pan G, et al. Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China[J]. *Ecosystems & Environment*, 2010, 139(4): 469–475
- [68] Ying Z Q, Dong L F, Yuan T C. Quantifying of soil denitrification potential in a wetland ecosystem, ochi experiment site, Japan[J]. *Journal of Resources and Ecology*, 2012, 3(1): 93–96
- [69] Karhu K, Mattila T, Bergström I, et al. Biochar addition to agricultural soil increased CH<sub>4</sub> uptake and water holding capacity—results from a short-term pilot[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2011, 140 (1/2): 309–313
- [70] 孟梦, 吕成文, 李玉娥, 等. 添加生物质炭对华南早稻田 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放的影响[J]. *中国农业气象*, 2013, 34(4): 396–402

## Research Progresses in Effects of Biochar on Soil Physiochemical Properties and Nitrogen Transformation

WANG Zhan<sup>1,2</sup>, LI Yinkun<sup>2</sup>, XU Zhigang<sup>1\*</sup>, GUO Wenzhong<sup>2</sup>, MA Li<sup>3</sup>, YANG Ziqiang<sup>3</sup>

(1 College of Agriculture, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 2 National Research Center of Intelligent Equipment for Agriculture, Beijing 100097, China; 3 Wuzhong National Agricultural Science and Technology Park Management Committee, Wuzhong, Ningxia 751100, China)

**Abstract:** Because of special physiochemical properties, biochar can be applied in farmland to improve soil fertility and quality and to promote the growth of crops, so it has become a study hotspot in the field of agricultural emission reduction and biological nitrogen geochemical cycle in soil microecosystem. As the extraneous material of soil, biochar is directly or indirectly involved in the process of soil nitrogen turnover, thus has an long-term impact on the existence and supply capacity of nitrogen in soil. This paper analyzed the change and response mechanism of nitrogen turnover after biochar being fertilized in soil with emphases on biochemical reaction processes, such as ammonification, nitrification, denitrification and nitrogen fixation driven by microorganism after soil physiochemical changes caused by biochar application. Meanwhile, the study prospects of biochar were also discussed.

**Key words:** Soil physical properties; Soil chemical properties; Nitrogen cycle; Microorganism