

# 生物质炭对土壤氮素循环的影响及其机理研究进展\*

潘逸凡 杨敏 董达 吴伟祥\*\*

(浙江大学环境与资源学院, 杭州 310058)

**摘要** 生物质炭因其特殊的理化性质,具有改良土壤、持留养分、提高肥力及增加土壤碳库贮量的作用,成为土壤生态系统生物地球化学循环和农业固碳减排领域的研究热点.作为一种人为输入的新材料,生物质炭将直接或间接地参与土壤氮素物质的周转,进而对土壤生态系统功能产生深远的影响.本文综述了生物质炭输入对土壤生态系统氮素循环的影响研究,重点概述了生物质炭对土壤氮素物质吸附作用以及硝化作用、反硝化作用和固氮作用等生物化学过程的影响,并对其潜在的机理进行了分析.在此基础上,对今后生物质炭与土壤氮素循环的相互作用进行了展望.

**关键词** 生物质炭 土壤 氮循环 微生物

**文章编号** 1001-9332(2013)09-2666-08 **中图分类号** X24 **文献标识码** A

**Effects of biochar on soil nitrogen cycle and related mechanisms: A review.** PAN Yi-fan, YANG Min, DONG Da, WU Wei-xiang (College of Environmental and Resource Sciences, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China). -*Chin. J. Appl. Ecol.*, 2013, 24(9): 2666-2673.

**Abstract:** Biochar has its unique physical and chemical properties, playing a significant role in soil amelioration, nutrient retention, fertility improvement, and carbon storage, and being a hotspot in the research areas of soil ecosystem, biogeochemical cycling, and agricultural carbon sequestration. As a kind of anthropogenic materials, biochar has the potential in controlling soil nitrogen (N) cycle directly or indirectly, and thus, has profound effects on soil ecological functions. This paper reviewed the latest literatures regarding the effects of biochar applications on soil N cycle, with the focuses on the nitrogen species adsorption and the biochemical processes (nitrification, denitrification, and nitrogen fixation), and analyzed the related action mechanisms of biochar. The future research areas for better understanding the interactions between biochar and soil N cycle were proposed.

**Key words:** biochar; soil; nitrogen cycle; microbe.

生物质炭(biomass-derived black carbon 或 biochar)是由植物生物质在完全或部分缺氧的情况下经 300~700 °C 热解产生的一类高度芳香化难溶性物质,是黑碳(black carbon)的一种类型<sup>[1]</sup>.由于其特殊的理化性质,作为土壤改良剂施加于土壤,能够改变土壤特性、持留养分元素、提高土壤有机碳含量等,从而影响土壤生态系统的生物地球化学循环,并在农业生态系统固碳减排中发挥重要作用,因此逐渐成为国内外土壤科学和环境科学领域研究的热点<sup>[2-3]</sup>.

近年来,随着研究工作的深入,越来越多的研究者发现生物质炭对土壤生态系统的养分物质循环具有重要影响.在土壤生态系统的诸多养分物质循环体系中,氮循环一直是人们研究关注的重点.这不仅因为氮素在农业生产中具有无可取代的重要作用,也由近年来农田土壤生态系统温室气体氮氧化物排放的剧增以及农田氮素养分淋失引发的水体富营养化等一系列重大环境问题所决定的<sup>[4-5]</sup>.生物质炭作为土壤改良剂输入,一方面利用其高孔隙度特质吸附持留氮素物质,另一方面通过生物质炭对土壤理化性质的改变以及在土壤中的降解过程,直接或间接地影响氮素周转过程中硝化菌、反硝化菌和固氮菌的多样性、丰度及活性,继而影响土壤氮素物质循环.本文概述了近年来国内外在生物质炭对土壤

\* 国家自然科学基金项目(41271247)、教育部博导基金项目(20110101110083)、浙江省杰出青年基金项目(R5100044)和浙江省环保厅项目(2011B12)资助.

\*\* 通讯作者. E-mail: weixiang@zju.edu.cn

2013-01-10 收稿, 2013-07-03 接受.

氮素物质的吸附作用、土壤硝化作用、生物固氮作用和反硝化作用的影响及机理等方面的研究进展, 简要提出了今后生物质炭在土壤氮素物质循环方面的研究方向, 旨在推动我国生物质炭在环境效应方面的研究工作, 为农林废弃生物质的资源化利用和集约化耕作模式下的农业生态系统可持续发展提供新思路。

## 1 生物质炭对土壤氮素物质的吸附作用及其机理

农田土壤中的氮素物质, 除了部分未被作物吸收利用的氮肥在降雨和灌溉水的作用下直接以化合物形式流失外, 主要是以可溶性  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  形式淋失到土壤下层或通过氨挥发途径进入大气<sup>[6-8]</sup>。土壤氮素流失是造成地表水富营养化和地下水污染的重要因素<sup>[9-10]</sup>。尽管如此, 现代农业生产为了保证稳产、高产, 向农田生态系统施用大量化肥, 农田土壤氮素流失和污染状况极其严重。因此, 寻找能够有效控制土壤氮素流失的新途径, 对于确保农业生态系统可持续发展至关重要。

农田土壤的氨挥发损失、氮素的地表径流流失及淋溶损失是农田氮素损失的主要途径, 而生物质炭对这几类氮素损失的主要形式 ( $\text{NH}_3$ 、 $\text{NH}_4^+$  和  $\text{NO}_3^-$ ) 均有较强的吸附作用<sup>[11]</sup>。早在生物质炭被发现可以作为应对全球气候变化的新型土壤改良剂之前, 生物质炭对  $\text{NH}_3$  的吸附作用就已经备受关注。不同的生物质原料类型和制备条件对生物质炭的氮素吸附能力有着显著影响。Asada 等<sup>[12]</sup> 在研究热解温度对竹炭吸附性的影响时发现, 500 °C 比 700 °C 以上高温热解制备的生物质炭对  $\text{NH}_3$  具有更强的吸附作用。分析其原因, 随着热解温度的升高, 生物质炭的酸性官能团数量减少, 对  $\text{NH}_3$  的吸附能力减弱。Kastner 等<sup>[13]</sup> 对不同湿度条件下棕榈炭对  $\text{NH}_3$  吸附能力的研究也证实了这一结论, 认为酸性官能团是影响生物质炭对  $\text{NH}_3$  吸附能力的主要因素。近期对农田土壤的研究更直接地证明了生物质炭在缓解氨挥发损失方面的作用。Sarah 等<sup>[14]</sup> 研究发现, 生物质炭与畜禽堆肥混合施入土壤, 可降低土壤  $\text{NH}_3$  损失 50% 以上。Taghizadeh-Toosi 等<sup>[15]</sup> 利用稳定态同位素示踪法, 将吸附了  $^{15}\text{NH}_3$  的生物质炭施入土壤, 结果发现, 黑麦草的根部对  $^{15}\text{NH}_3$  的回收率为 6.8%, 而叶片对  $^{15}\text{NH}_3$  的回收率为 10.9% ~ 26.1%, 从而证明了生物质炭不仅对  $\text{NH}_3$  具有一定吸附作用, 还能将这部分  $\text{NH}_3$  作为植物可利用性氮素储存于土壤

中, 提高了作物氮素利用率。因此, 生物质炭氨吸附的机理主要归纳为两个方面: 1) 生物质炭的微孔结构。生物质炭的高比表面积与孔隙度决定了其吸附性强的特质。生物质炭在土壤中对养分元素, 尤其是氮素物质的吸附也使其成为具备缓释效果的土壤改良剂而被广泛利用<sup>[16]</sup>。2) 生物质炭的酸性官能团。生物质炭的氨吸附能力主要取决于其酸性官能团比例, 其表面的酸性官能团通过离子交换作用达到吸附固定  $\text{NH}_3$  的效果。

近年来, 有关生物质炭对氮素的地表径流流失及淋溶损失的影响研究进一步证实了生物质炭对土壤氮素流失的控制作用。Deborah 等<sup>[17]</sup> 研究了生物质炭对土壤径流水中氮素流失的影响, 结果发现, 在施用 7% 混合材料生物质炭的条件下, 通过土壤径流流失的  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  降低 97%, 总氮降低 87%。Singh 等<sup>[18]</sup> 在实验室的研究表明, 不同条件下制备的木炭对土壤  $\text{NH}_4^+$  和  $\text{NO}_3^-$  均具有显著的持留作用。Kameyama 等<sup>[19]</sup> 分析了甘蔗渣制备的生物质炭对土壤  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的吸附作用, 结果发现, 800 °C 条件下制备的蔗渣炭能够有效吸附土壤中的  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ , 土壤  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  淋失量降低 5%。同样, 在小麦根系施用生物质炭能够显著降低  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的流失率, 提高小麦对氮肥的利用率<sup>[20]</sup>。Ding 等<sup>[21]</sup> 研究发现, 在 20 cm 土层处施入竹炭能够显著降低  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  流失, 并且生物质炭对  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的吸附作用主要由阳离子交换导致。根据生物质炭原料的不同, 入土初期对氮素流失的控制也有很大差异。植物原料制备的生物质炭能够不同程度降低氮素流失率, 而含氮量高的畜禽粪便原料制备的生物质炭甚至会增大  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的流失率。但是不同原料产生的差异会随入土时间逐渐减弱, 因为表面官能团的氧化会逐渐降低生物质炭的吸附能力<sup>[18]</sup>。大量研究表明, 植物原料制备的生物质炭作为土壤改良剂, 能够有效持留土壤中的氮素, 对提高农作物产量、缓解农田氮素流失引发的面源污染具有重要的现实意义。但是, 目前仍然缺乏不同特性生物质炭对不同土壤类型氮素流失控制的系统研究, 生物质炭对氮素物质的吸附作用机理, 以及生物质炭所吸附的氮素在土壤中的释放途径尚不清楚, 有待于进一步研究。

## 2 生物质炭对土壤硝化作用的影响及其机理

### 2.1 氨氧化作用及其机理

氨氧化作用是硝化反应的第一步反应进程, 也

是限速步骤<sup>[22]</sup>,主要依靠具有编码催化氨氧化反应的氨单加氧酶基因 *amoA* 的氨氧化细菌 (ammonia-oxidizing bacteria, AOB) 和氨氧化古菌 (ammonia-oxidizing archaea, AOA) 进行反应<sup>[23]</sup>. 氨氧化细菌和氨氧化古菌广泛存在于土壤、湿地和海洋等各种生态系统中<sup>[24-25]</sup>,并在全球氮循环过程中起到重要作用<sup>[26]</sup>. 在土壤环境中,氨浓度、温度、pH、氧分压、植被种类、土壤水分和养分含量以及污染情况等环境因子的微小改变均会对氨氧化菌造成影响<sup>[28-31]</sup>.

目前,关于生物质炭对氨氧化作用的影响仍然存在争论. 诸多研究表明,生物质炭输入可以显著影响土壤中氨氧化菌的丰度和活性,但人为输入的生物质炭与自然条件下形成的生物质炭在作用结果上存在明显差异. 自然条件下生成的生物质炭往往能够促进土壤中氨氧化菌的生长繁殖. Ball 等<sup>[32]</sup>分析了自然森林火灾后含炭量较高的土壤,结果表明,生物质炭能够显著提高土壤硝化率和氨氧化细菌的种群丰度. 生物质炭对森林土壤的氨氧化促进作用被归结于生物质炭吸附了土壤中苯酚、萜烯等抑制氨氧化作用进行的化学组分. Taketani 等<sup>[33]</sup>对含炭量极高的亚马逊黑土 (Terra Preta) 及相邻的普通土壤中 *amoA* 基因拷贝数的比较性研究发现,在农耕条件下亚马逊黑土中 *amoA* 的基因拷贝数显著高于临近土壤,而在非农耕条件下没有显著性差异,表明生物质炭施入对氨氧化作用的影响会因土壤利用方式的不同而有所差异. 而其他人为输入生物质炭的研究结果则表明,生物质炭对土壤氨氧化具有一定的抑制作用. Clough 等<sup>[34]</sup>研究发现,生物质炭在土壤中能够释放一种硝化抑制剂—— $\alpha$  松萜,这是造成试验结果中施炭组硝化率低于对照的主要原因. Dempster 等<sup>[35]</sup>通过向粗质土壤中施加桉木生物质炭的试验发现,当生物质炭与氮源同时施入土壤时,土壤氨氧化细菌的群落结构发生改变,认为生物质炭的存在降低了土壤有机质分解和氮的矿化作用,因此降低了微生物的群落活性. 据此可以推测,生物质炭输入对土壤氨氧化功能微生物的影响主要取决于以下几点: 1) 硝化抑制剂的吸附. 在现代农业中,为增加肥料的缓释效果,往往在化肥中添加硝化抑制剂以抑制土壤中氨氧化菌的硝化作用. 生物质炭对部分硝化抑制剂具有吸附作用,能够降低这种抑制功能. 2) 生物质炭降解释放抑制剂. 根据制备生物质炭的原料与工艺差异,部分生物质炭可能释放萜类硝化抑制剂. 3) 生物质炭输入对土壤理化性质的改变影响了氨氧化菌的种群与活性. 土壤团

聚体形成、孔隙度增加、氧分压变化、pH 值升高均会影响氨氧化菌的生长活性.

尽管诸多研究表明,生物质炭输入对土壤氨氧化菌群落结构和功能多样性具有重要影响,但天然炭物质与人为输入的生物质炭对土壤氨氧化作用的影响差异还需要深入探究. 生物质炭本身携带的氮素物质对土壤氨氧化菌造成的潜在影响,以及生物质炭结构可能产生的微域范围内氧化还原电位势的差异,对氨氧化菌生境的改变也是未来研究方向之一. 同时,现有研究普遍注重生物质炭输入对 AOA、AOB 的数量影响,还需要进一步开展多样性变化,以及氨单加氧酶酶活测定等直接证明氨氧化能力的研究. 此外, AOA 和 AOB 对生物质炭的加入做出的响应是否一致,以及在此环境下哪种微生物起主要作用,还需要进一步研究.

## 2.2 亚硝化与厌氧氨氧化作用及其机理

亚硝化作用是硝化反应的第二步,由编码催化亚硝化反应的 *nxr* 基因主导完成. 土壤中的亚硝化菌将  $\text{NO}_2^-$  转化为  $\text{NO}_3^-$ ,供植物直接吸收利用. 然而与几乎仅限于单源种属的氨氧化微生物不同,亚硝化菌的分布非常广泛,囊括了变形菌门的  $\alpha$ 、 $\beta$ 、 $\gamma$  和  $\delta$  纲类以及硝化菌门的硝化杆菌、硝化球菌、硝化刺菌和硝化螺菌<sup>[36]</sup>. 王小纯等<sup>[37]</sup>研究表明,在小麦整个生育期,根际土壤氮素转化相关微生物生理类群及酶活性表现为:反硝化>硝化>脲酶>蛋白酶>亚硝化>氨化,即亚硝化作用在土壤氮循环中酶活相对较低. 由于亚硝化作用的低酶活性以及氨氧化作用在硝化反应中的限速地位,亚硝化菌的研究一直没有受到广泛关注,目前关于生物质炭输入对土壤亚硝化功能微生物的影响研究仍未见报道. 现有研究表明, $\text{CO}_2$ 、温度、降水和氮浓度等环境因子的改变都会影响亚硝化作用功能微生物的丰度、种群多样性及活性<sup>[38]</sup>. 考虑到生物质炭在土壤中对氮素物质的吸附作用以及对土壤理化性质的影响,推测生物质炭的输入会对土壤亚硝化作用造成影响,这也是未来生物质炭输入对土壤氮循环作用机理的研究方向之一. 此外,也有研究者发现,在特殊状态如干旱、熏蒸条件下,土壤中亚硝化菌将占硝化作用的主导地位<sup>[39-40]</sup>. 因此在对极端环境的土壤中施加生物质炭研究氮循环相关过程时,不能忽视亚硝化菌的作用.

厌氧氨氧化作用是近年来微生物学和环境科学领域的重大发现,使人们对生物氮循环有了新的认识<sup>[41]</sup>. 传统意义上的氨氧化是指氨氮在氨单加氧酶

的催化作用下氧化为亚硝态氮;但越来越多的试验结果证明,在厌氧/缺氧条件下,氨也可以在一类功能微生物的作用下以亚硝酸盐为电子受体氧化为  $N_2$ 。由于厌氧氨氧化作用在废水脱氮处理工程中具有极大的开发价值<sup>[42]</sup>,近年来对厌氧氨氧化菌的研究成为热点。人们逐渐发现厌氧氨氧化菌广泛存在于海洋、江河沉积物、湖泊和红树林等生态系统中<sup>[23]</sup>。稻田土壤环境长期淹水,其好氧/厌氧界面为厌氧氨氧化菌提供了良好的生境,其中厌氧氨氧化菌的发现也已见报道<sup>[43-44]</sup>。虽然尚没有研究表明生物质炭输入对土壤厌氧氨氧化菌有直接作用,但在废水厌氧氨氧化反应器启动过程研究中发现,竹炭添加可显著促进厌氧氨氧化反应的快速启动,竹炭的多微孔结构为厌氧氨氧化菌提供合适的生长环境是促进反应器快速启动的主要原因<sup>[45]</sup>。由此可以推测,生物质炭对土壤厌氧氨氧化菌的多样性及其活性也会产生作用,但其直接影响还有待研究。

### 3 生物质炭对土壤反硝化作用的影响及其机理

反硝化作用是在硝酸盐还原酶、亚硝酸盐还原酶、NO 还原酶和  $N_2O$  还原酶的连续催化下将硝酸盐转化成可溶性亚硝酸盐,最终以含氮气体形式排放到大气中的过程<sup>[46]</sup>。土壤反硝化作用作为温室气体  $N_2O$  产生的主要来源而广受关注,并且土壤中诸多环境因子都能直接影响  $N_2O/N_2$  的排放比率,因而近年来对土壤反硝化菌环境响应的研究成为一个新的热点<sup>[47]</sup>。由于在反硝化过程中亚硝酸盐还原成 NO 的反应是区分反硝化菌和硝酸盐呼吸菌的第一步,也是催化此反应的限速步骤,因此亚硝酸盐还原酶是反硝化过程中用于标记反硝化菌的关键酶,*nir* 基因也是在反硝化菌功能基因中研究最多的基因,并作为反硝化菌的分子标记用于研究其种群结构和多样性<sup>[48]</sup>。

生物质炭的输入通常被作为一种农田土壤生态系统温室气体  $N_2O$  减排的有效手段<sup>[49-52]</sup>。然而对于控制氮氧化物的形成和排放研究者们则持有不同的观点。虽然大部分试验结果都表明生物质炭能够降低土壤  $N_2O$  的排放量<sup>[50]</sup>,但也有研究表明对氮氧化物排放没有明显作用甚至促进排放<sup>[34,53]</sup>。对于降低  $N_2O$  排放量的原因通常有以下几种观点:1) 土壤孔隙度的提高。Kathuria 等<sup>[54]</sup> 在生物质炭输入对不同土质氮损失的影响试验中提出,生物质炭的多孔性改善了土壤通气状况,抑制了厌氧条件下氮素微生物的反硝化作用,从而减少了氮氧化物( $NO_x$ )的

形成和排放,进而使土壤中全氮储量相对增加。Zhang 等<sup>[55]</sup> 在稻田试验中发现,生物质炭能够显著降低施肥后  $N_2O$  的排放量,认为提高土壤氧含量能够降低反硝化酶活性,从而将  $N_2O$  的排放量维持在一个较低水平。2) 土壤 pH 值的升高。Yanai 等<sup>[56]</sup> 研究生物质炭对湿润土壤  $N_2O$  排放量影响的试验中发现,含水孔隙率为 73% 的条件下,生物质炭的输入能够抑制土壤  $N_2O$  的排放,认为土壤 pH 的升高增强了反硝化菌氧化亚氮还原酶的活性,促进更多的  $N_2O$  还原为  $N_2$ ,因而导致  $N_2O$  排放量显著降低。3) 生物质炭的吸附作用。生物质炭在土壤中对  $NH_4^+$  的吸附降低了土壤中可利用态的  $NH_4^+$ ,同时也降低了硝化作用产生的  $NO_3^-$  浓度,从而使反硝化作用产生的  $N_2O$  量显著降低<sup>[57-59]</sup>。4) 生物质炭带入土壤的其他物质。Spokas 等<sup>[60]</sup> 提出,生物质炭在土壤中能够释放一定量的乙烯作用于土壤微生物群落,对产生  $N_2O$  的反硝化菌造成一定的消极影响。Van Zwielen 等<sup>[61]</sup> 则认为,生物质炭表面的金属离子能够在  $N_2O$  还原为  $N_2$  的过程中起到催化剂的作用,而对生物质炭促进  $N_2O$  排放的机理尚不清晰。通常认为,不同原料制备的生物质炭在不同土质上的适用效果不同。造成这一现象的内在原因还需要进一步研究<sup>[49]</sup>。目前针对生物质炭对反硝化菌种群、活性的影响研究依然较少。研究证明,尽管生物质炭输入对反硝化菌存在一定作用,但影响机理还不明确<sup>[62]</sup>,未来可针对反硝化菌的功能基因 *nir*、*nar*、*nor* 和 *nos* 开展进一步的研究,以确定生物质炭输入对反硝化菌的丰度、多样性、活性及反硝化能力的影响。

### 4 生物质炭对土壤固氮作用的影响及其机理

生物固氮是指大气中的氮在固氮微生物的作用下被还原成氨的过程,是大气中惰性氮素进入土壤生物圈循环的主要途径,包括共生固氮、联合固氮和自身固氮。固氮菌是除人为施肥外农田土壤氮素来源的主要贡献者,其丰度及群落结构对土壤氮素固定乃至地球氮素循环平衡具有重要意义<sup>[63]</sup>。固氮菌种类丰富,主要包括固氮菌属 (*Azotobacter*)、拜叶林克氏菌属 (*Beijerinckia*)、着色菌属 (*Chromotium*)、类芽孢杆菌属 (*Paenibacillus*)、假单胞菌属 (*Pseudomonas*) 等类群。此外,蓝细菌和放线菌中部分种类也具有固氮作用<sup>[64]</sup>。固氮菌催化固氮作用的固氮酶主要由 *nifD*、*nifK*、*nifH* 基因编码。由于 *nifD* 和 *nifK*

的基因序列相对较少,固氮菌的研究主要基于 *nifH* 基因的系统进化分析。

固氮菌对生物质炭等外源物质的施入有明显应激性<sup>[65-66]</sup>。近期研究表明,生物质炭的输入对土壤中固氮菌的丰度活性具有显著促进作用。Rondon 等<sup>[67]</sup>在利用同位素标记法研究施加生物质炭对豆类作物生物固氮作用的影响中发现,向土壤中施加适量生物质炭(30 和 60 g · kg<sup>-1</sup>)能够显著提高土壤生物固氮效率,推测生物质炭的施入提高了土壤 B 和 Mo 的含量,进而促进土壤固氮菌生物固氮作用。Quilliam 等<sup>[68]</sup>在研究生物质炭输入对三叶草根固氮效果的影响试验中发现,尽管生物质炭的输入没有提高固氮根瘤数量,但是能够显著提高固氮酶活性。此外,一系列稻作废弃物制备的生物质炭试验结果表明,稻壳炭输入砂壤和酸性红壤中,不仅能够有效提高产量,对豆类作物根瘤菌数量和固氮活性也有明显提升<sup>[69]</sup>。这些试验结果均表明生物质炭对生物固氮过程具有积极作用。同时,生物质炭的施入能够降低土壤可利用氮含量,提高速效磷、有效钙和其他微量元素的含量<sup>[70]</sup>,而 P、Cu、Zn 及其他微量元素的匮乏往往是固氮菌生长的限制性因素<sup>[71]</sup>。因此,生物质炭带入土壤的外源元素可能是促进土壤生物固氮作用的主要原因。

生物固氮是土壤氮循环中的一个重要分支。近年来,人们对环境中的固氮菌也逐渐有了新的认识,生物质炭输入对固氮菌的促进作用已得到广泛认可,但还需要固氮菌功能基因组学的相关研究对这种促进作用加以解释。固氮菌与环境因子之间的偶联关系以及固氮菌活性对各环境因子的响应机制还不明确,今后还需要针对这些方面对生物质炭输入造成的土壤固氮作用改变展开深入的探讨。此外,固氮菌常作为生物菌剂与肥料配施于农田土壤中,而生物质炭也可作为原料用于炭基缓释肥的生产。二者是否能有效结合并提高氮肥利用率还需要进一步研究。

## 5 结论与展望

综上所述,生物质炭通过对土壤氮素物质循环及其功能微生物的影响来达到降低土壤氮素流失的作用。其作用机制主要有以下 3 个方面:第一,生物质炭的吸附作用对土壤中氮素的直接束缚滞留,减少了氮素流失;第二,生物质炭带入土壤的大量元素和微量元素影响了氮素循环功能微生物的群落结构及其功能多样性和活性,促进土壤的生物固氮能

力<sup>[65]</sup>、抑制反硝化作用的发生都是土壤固氮减排的有效途径;第三,生物质炭对 pH、孔隙度等土壤物理化学性质的改变均作用于微生物生境,为硝化菌、固氮菌等好氧微生物的生长繁殖提供了良好的环境,从而促进氮素循环,为维系土壤健康做出重要贡献。

越来越多的研究表明,生物质炭对土壤生态系统氮循环起到不可忽视的作用。但现有研究仅涉及土壤温室气体 N<sub>2</sub>O 减排、土壤氮素流失控制和土壤肥料作用等,并且多为实验室和温室的短期研究结果,许多领域的研究工作尚需深入开展,主要包括以下几个方面:

1) 生物质炭输入对土壤生态系统氮素循环功能微生物的影响,尤其是微生物生态学方面的影响机理。目前的研究结果表明,生物质炭对土壤氮素周转作用显著,但对研究结果的解释往往基于生物质炭的本身属性及对土壤中可能存在的变量的推测,缺乏诸如功能微生物丰度、多样性及功能酶活性等直接的证据。因此,深入分子生物学方面的研究对于揭示生物质炭在土壤氮素循环中的作用机理具有重要的指导意义。

2) 系统长期评价生物质炭对不同土质土壤氮素周转的影响。目前对生物质炭的应用研究基本都是温室与实验室的短期研究结果,与真实土壤环境有所差异,试验结果尚有矛盾冲突,且不同土质类型的供试土壤对试验结果造成的差异尚无法评估。因此需要对不同土质土壤进行系统的长期定位试验,以为生物质炭氮减排的推广利用打下理论基础。

3) 生物质炭与氮肥的交互作用。目前的研究结果显示,生物质炭与氮肥配合施用均有一定的协同作用,能够有效提高氮肥的利用率,但配施原理尚不明确,需要进一步研究。此外,以生物质炭为原料制备的炭基缓释肥也逐步成为生物质炭应用研究的一个方向,其工艺的优化发展将在提高肥效、土壤改良、应对气候变化等诸多方面发挥作用。

4) 生物质炭降解过程与土壤氮素的相互作用。已有研究证实生物质炭释放乙烯影响土壤氮素循环功能微生物的生理活性,而对于其他降解组分对土壤氮素周转的影响暂无相关研究。同时,生物质炭降解对土壤有机质的影响也可能间接作用于氮素循环。作为长期封存的土壤碳库,生物质炭降解过程对土壤环境元素周转的影响对于生物质资源化利用具有重要的指导意义和科学价值。

5) 生物质炭-土壤-作物相互作用。现有研究表明,生物质炭能够将吸附的 NH<sub>3</sub> 作为植物可利用性

氮素储存于土壤,但其作用机理尚不明确.目前生物质炭输入对氮循环影响的相关研究主要集中于生物质炭与土壤之间的相互作用,缺乏施炭条件下作物对氮素吸收的直接研究.因此,加强生物质炭-土壤-作物相互作用研究将在改善土壤性能、提高作物产量以及降低氮素流失等方面发挥多重效益.

#### 参考文献

- [1] Antal MJ, Gronli M. The art, science, and technology of charcoal production. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 2003, **42**: 1619-1640
- [2] Liu Y-X (刘玉学), Liu W (刘 微), Wu W-X (吴伟祥), et al. Environmental behavior and effect of biomass-derived black carbon in soil: A review. *Chinese Journal of Applied Ecology (应用生态学报)*, 2009, **20** (4): 977-982 (in Chinese)
- [3] Wu W, Yang M, Feng Q, et al. Chemical characterization of rice straw-derived biochar for soil amendment. *Biomass and Bioenergy*, 2012, **77**: 268-276
- [4] Galloway JN, Townsend AR, Erisman JW, et al. Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 2008, **320**: 889-892
- [5] Gruber N, Galloway JN. An earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature*, 2008, **451**: 293-296
- [6] Shan Y-H (单艳红), Yang L-Z (杨林章), Yan T-M (颜廷梅), et al. The variation of P and N contents in paddy soil water and its environmental effect. *Acta Ecologica Sinica (生态学报)*, 2005, **25** (1): 115-121 (in Chinese)
- [7] Jin J (金 洁), Yang J-P (杨京平). Farmland nitrogen loss and its control strategies from the view of water environment. *Chinese Journal of Applied Ecology (应用生态学报)*, 2005, **16** (3): 579-582 (in Chinese)
- [8] Bouwman A, Boumans L, Batjes N. Estimation of global NH<sub>3</sub> volatilization loss from synthetic fertilizers and animal manure applied to arable lands and grasslands. *Global Biogeochemical Cycles*, 2002, **16**: 801-814
- [9] Huang D-F (黄东风), Wang G (王 果), Li W-H (李卫华), et al. Present status, mechanisms, and control techniques of nitrogen and phosphorus non-point source pollution from vegetable fields. *Chinese Journal of Applied Ecology (应用生态学报)*, 2009, **20** (4): 991-1001 (in Chinese)
- [10] Huang D-F (黄东风), Wang G (王 果), Li W-H (李卫华), et al. Effects of different fertilization modes on vegetable growth, fertilizer nitrogen utilization, and nitrogen loss from vegetable field. *Chinese Journal of Applied Ecology (应用生态学报)*, 2009, **20** (3): 631-638 (in Chinese)
- [11] He X-S (何绪生), Zhang S-Q (张树清), Yu D (余 雕), et al. Effects of biochar on soil and fertilizer and future research. *Chinese Agricultural Science Bulletin (中国农学通报)*, 2011, **27** (15): 16-25 (in Chinese)
- [12] Asada T, Ishihara S, Yamane T, et al. Science of bamboo charcoal: Study on carbonizing temperature of bamboo charcoal and removal capability of harmful gases. *Journal of Health Science*, 2002, **48**: 473-479
- [13] Kastner JR, Miller J, Das K. Pyrolysis conditions and ozone oxidation effects on ammonia adsorption in biomass generated chars. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, **164**: 1420-1427
- [14] Sarah AD, Miguel LC, Keshav CD, et al. Release of nitrogen and phosphorus from poultry litter amended with acidified biochar. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2011, **8**: 1491-1502
- [15] Taghizadeh-Toosi A, Clough TJ, Sherlock RR, et al. Biochar adsorbed ammonia is bioavailable. *Plant and Soil*, 2012, **350**: 57-69
- [16] DeLuca TH, MacKenzie MD, Gundale MJ. Biochar effects on soil nutrient transformations// Lehmann J, Joseph S, eds. *Biochar Environmental Management Science and Technology*. London: Earthscan, 2009: 251-265
- [17] Deborah AB, Gwynn RJ, Graig AS. Amending green-roof soil with biochar to affect runoff water quantity and quality. *Environmental Pollution*, 2011, **159**: 2111-2118
- [18] Singh BP, Hatton BJ, Balwant S, et al. Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils. *Journal of Environmental Quality*, 2010, **39**: 1224-1235
- [19] Kameyama K, Miyamoto T, Shiono T, et al. Influence of sugarcane bagasse-derived biochar application on nitrate leaching in calcareous dark red soil. *Journal of Environmental Quality*, 2012, **41**: 1131-1137
- [20] Prendergast-Miller MT, Duvall M, Sohi SP. Localisation of nitrate in the rhizosphere of biochar-amended soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, **43**: 2243-2246
- [21] Ding Y, Liu YX, Wu WX, et al. Evaluation of biochar effects on nitrogen retention and leaching in multi-layered soil columns. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2010, **213**: 47-55
- [22] Yao H, Gao Y, Nicol GW, et al. Links between ammonia oxidizer community structure, abundance, and nitrification potential in acidic soils. *Applied and Environmental Microbiology*, 2011, **77**: 4618-4625
- [23] He J-Z (贺纪正), Zhang L-M (张丽梅). Advances in ammonia-oxidizing microorganisms and global nitrogen cycle. *Acta Ecologica Sinica (生态学报)*, 2009, **29** (1): 406-415 (in Chinese)
- [24] Reigstad LJ, Richter A, Daims H, et al. Nitrification in terrestrial hot springs of Iceland and Kamchatka. *FEMS Microbiology Ecology*, 2008, **64**: 167-174
- [25] Weidler GW, Gerbl FW, Stan-Lotter H. Crenarchaeota and their role in the nitrogen cycle in a subsurface radioactive thermal spring in the Austrian Central Alps. *Applied and Environmental Microbiology*, 2008, **74**: 5934-5942
- [26] Leininger S, Urich T, Schloter M, et al. Archaea pre-

- dominate among ammonia-oxidizing prokaryotes in soils. *Nature*, 2006, **442**: 806–809
- [27] Vasileiadis S, Coppolecchia D, Puglisi E, *et al.* Response of ammonia oxidizing bacteria and archaea to acute zinc stress and different moisture regimes in soil. *Microbial Ecology*, 2012, **64**: 1028–1037
- [28] Oishi R, Tada C, Asano R, *et al.* Growth of ammonia-oxidizing archaea and bacteria in cattle manure compost under various temperatures and ammonia concentrations. *Microbial Ecology*, 2012, **63**: 787–793
- [29] Horz HP, Barbrook A, Field CB, *et al.* Ammonia-oxidizing bacteria respond to multifactorial global change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2004, **101**: 15136–15141
- [30] Jordan FL, Cantera JJ, Fenn ME, *et al.* Autotrophic ammonia-oxidizing bacteria contribute minimally to nitrification in a nitrogen-impacted forested ecosystem. *Applied and Environmental Microbiology*, 2005, **71**: 197–206
- [31] Morimoto S, Hayatsu M, Takada Hoshino Y, *et al.* Quantitative analyses of ammonia-oxidizing archaea (AOA) and ammonia-oxidizing bacteria (AOB) in fields with different soil types. *Microbes and Environments*, 2011, **26**: 248–253
- [32] Ball PN, MacKenzie MD, DeLuca TH, *et al.* Wildfire and charcoal enhance nitrification and ammonium-oxidizing bacterial abundance in dry montane forest soils. *Journal of Environmental Quality*, 2010, **39**: 1243–1253
- [33] Taketani RG, Tsai SM. The influence of different land uses on the structure of archaeal communities in Amazonian anthrosols based on 16S rRNA and *amoA* genes. *Microbial Ecology*, 2010, **59**: 734–743
- [34] Clough TJ, Bertram JE, Ray J, *et al.* Unweathered wood biochar impact on nitrous oxide emissions from a bovine-urine-amended pasture soil. *Soil Science Society of America Journal*, 2010, **74**: 852–860
- [35] Dempster D, Gleeson D, Solaiman Z, *et al.* Decreased soil microbial biomass and nitrogen mineralisation with *Eucalyptus* biochar addition to a coarse textured soil. *Plant and Soil*, 2012, **354**: 311–324
- [36] 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. *Environmental Microbiology*, 2010, **12**: 315–326
- [37] Wang X-C (王小纯), Li G-F (李高飞), An S (安帅), *et al.* Effects of nitrogen forms on rhizosphere microorganisms and soil enzyme activity for nitrogen transform of wheat cultivar during elongation and grain filling stage. *Journal of Soil and Water Conservation (水土保持学报)*, 2011, **24**(6): 204–207 (in Chinese)
- [38] Niboyet A, Attard E, Barthes L, *et al.* Responses of soil nitrite-oxidizers to global environmental changes. *Nature Precedings*, 2011, **8**: 6–13
- [39] Roux-Michollet D, Czarnes S, Adam B, *et al.* Effects of steam disinfection on community structure, abundance and activity of heterotrophic, denitrifying and nitrifying bacteria in an organic farming soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, **40**: 1836–1845
- [40] Gelfand I, Yakir D. Influence of nitrite accumulation in association with seasonal patterns and mineralization of soil nitrogen in a semi-arid pine forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, **40**: 415–424
- [41] Horner-Devine MC, Martiny AC. News about nitrogen. *Science*, 2008, **320**: 757–758
- [42] Chen T-T (陈婷婷), Zheng P (郑平), Hu B-L (胡宝兰). Species diversity and ecological distribution of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria. *Chinese Journal of Applied Ecology (应用生态学报)*, 2009, **20**(5): 1229–1235 (in Chinese)
- [43] Humbert S, Zopfi J, Tarnawski SE. Abundance of anammox bacteria in different wetland soils. *Environmental Microbiology Reports*, 2012, **4**: 484–490
- [44] Zhu G, Wang S, Wang Y, *et al.* Anaerobic ammonia oxidation in a fertilized paddy soil. *The ISME Journal*, 2011, **5**: 1905–1912
- [45] Chen C, Huang X, Lei C, *et al.* Improving Anammox start-up with bamboo charcoal. *Chemosphere*, 2012, **89**: 1224–1229
- [46] Zhang QY, Li FD, Tang CY. Quantifying of soil denitrification potential in a wetland ecosystem, Ochi Experiment Site, Japan. *Journal of Resources and Ecology*, 2012, **3**: 93–96
- [47] Prendergast-Miller MT. Ectomycorrhizal fungi and N<sub>2</sub>O production. Proceedings of the 19th World Congress of Soil Science, Brisbane, 2010: 44–47
- [48] Braker G, Zhou J, Wu L, *et al.* Nitrite reductase genes (*nirK* and *nirS*) as functional markers to investigate diversity of denitrifying bacteria in Pacific northwest marine sediment communities. *Applied and Environmental Microbiology*, 2000, **66**: 2096–2104
- [49] Gaunt J, Cowie A. Biochar, greenhouse gas accounting and emissions trading// Lehmann J, Joseph S, eds. Biochar for Environmental Management: Science and Technology. Earthscan, London: Earthscan Publishers, 2009: 317–340
- [50] Spokas KA, Reicosky DC. Impacts of sixteen different biochars on soil greenhouse gas production. *Annals of Environmental Science*, 2009, **3**: 179–193
- [51] Liu YX, Yang M, Wu YM, *et al.* Reducing CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> emissions from waterlogged paddy soil with biochar. *Journal of Soils and Sediments*, 2011, **11**: 930–939
- [52] Sohi S, 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
- [53] Karhu K, Mattila T, Bergstrom I, *et al.* Biochar addition to agricultural soil increased CH<sub>4</sub> uptake and water holding capacity: Results from a short-term pilot field study. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2011, **140**: 309–313
- [54] Kathuria A, Hatton BJ, Singh BP, *et al.* Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils. *Journal of Environmental*

- Quality*, 2010, **39**: 1224–1235
- [55] Zhang AF, Cui LQ, Pan GX, *et al.* Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2010, **139**: 469–475
- [56] Yanai Y, Toyota K, Okazaki M. Effects of charcoal addition on N<sub>2</sub>O emissions from soil resulting from rewetting air-dried soil in short-term laboratory experiments. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2007, **53**: 181–188
- [57] Berglund L, DeLuca T, Zackrisson O. Activated carbon amendments to soil alters nitrification rates in Scots pine forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, **36**: 2067–2073
- [58] Lee DK, Cho JS, Yoon WL. Catalytic wet oxidation of ammonia: Why is N<sub>2</sub> formed preferentially against NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. *Chemosphere*, 2005, **61**: 573–578
- [59] 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
- [60] Spokas KA, Baker JM, Reicosky DC. Ethylene: Potential key for biochar amendment impacts. *Plant and Soil*, 2010, **333**: 443–452
- [61] Van Zwieten L, Singh B, Joseph S, *et al.* Biochar and emissions of non-CO<sub>2</sub> greenhouse gases from soil// Lehmann J, Joseph S, eds. *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London: Earthscan Publishers, 2009: 227–249
- [62] Castaldi S, Riondino M, Baronti S, *et al.* Impact of biochar application to a Mediterranean wheat crop on soil microbial activity and greenhouse gas fluxes. *Chemosphere*, 2011, **85**: 1464–1471
- [63] Dong Z-X (董志新), Sun B (孙波), Yin S-X (殷士学), *et al.* Impacts of climate and cropping on community diversity of diazotrophs in pachic udic argiboroll and fluventic ustochrept. *Acta Pedologica Sinica* (土壤学报), 2012, **49**(1): 130–138 (in Chinese)
- [64] Zhang J (张晶), Lin X-G (林先贵), Yin R (尹睿). Advances in functional gene diversity of microorganism in relation to soil nitrogen cycling. *Chinese Journal of Eco-Agriculture* (中国生态农业学报), 2009, **17**(5): 1029–1034 (in Chinese)
- [65] Wakelin SA, Gregg AL, Simpson RJ, *et al.* Pasture management clearly affects soil microbial community structure and N-cycling bacteria. *Pedobiologia*, 2009, **52**: 237–251
- [66] Wakelin SA, Colloff MJ, Harvey PR, *et al.* The effects of stubble retention and nitrogen application on soil microbial community structure and functional gene abundance under irrigated maize. *FEMS Microbiology Ecology*, 2007, **59**: 661–670
- [67] Rondon MA, Lehmann J, Ramirez J, *et al.* Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) increases with bio-char additions. *Biology and Fertility of Soils*, 2007, **43**: 699–708
- [68] Quilliam RS, DeLuca TH, Jones DL. Biochar application reduces nodulation but increases nitrogenase activity in clover. *Plant and Soil*, 2013, **366**: 1–10
- [69] Ogawa M, Okimori Y. Pioneering works in biochar research, Japan. *Soil Research*, 2010, **48**: 489–500
- [70] Lehmann J, Kern DC, Glaser B, *et al.* *Amazonian Dark Earths: Origin, Properties, Management*. New York: Springer, 2004
- [71] Zhao S-Q (赵淑清), Tian C-J (田春杰), He X-Y (何兴元). Mycorrhizal research on nitrogen-fixing plants. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2000, **11**(2): 306–310 (in Chinese)

---

作者简介 潘逸凡,女,1989年生,硕士研究生.主要从事固体废物废弃物处理研究. E-mail: dominopyf@sina.com

责任编辑 张凤丽

---