

DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.170627

徐嘉晖, 孙颖, 高雷, 崔晓阳. 土壤有机碳稳定性影响因素的研究进展[J]. 中国生态农业学报, 2018, 26(2): 222-230
XU J H, SUN Y, GAO L, CUI X Y. A review of the factors influencing soil organic carbon stability[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2018, 26(2): 222-230

土壤有机碳稳定性影响因素的研究进展*

徐嘉晖, 孙颖, 高雷, 崔晓阳**

(东北林业大学林学院 哈尔滨 150040)

摘要: 增加土壤碳汇是应对全球气候变化的有效措施, 作为土壤碳汇来源之一的有机碳在其中发挥重要作用。过去几十年, 土壤有机碳的分子结构性质被认为是预测有机碳在土壤中循环的主要标准。然而最近的研究结果表明有机碳的分子结构并非绝对地控制着土壤有机碳的稳定, 而土壤环境因子与有机碳的相互作用显著降低了土壤有机碳被降解的可能性。土壤微生物不仅参与有机碳的降解, 其产物本身也是土壤有机碳的重要组成部分。非生物因子直接或间接地控制着土壤有机碳的稳定, 包括土壤中的无机颗粒、无机环境以及养分状况等。其中, 有机碳与土壤矿物的吸附作用和土壤团聚体的闭蓄作用被普遍认为高效地保护了有机碳。土壤矿物的吸附作用取决于其自身的矿物学性质和有机碳的化学性质。土壤团聚体在保护有机碳的同时也促进了有机碳与矿物的吸附, 而有机-矿物络合物同样可以参与形成团聚体。此外, 土壤无机环境也影响着有机碳循环。总之, 土壤有机碳的稳定取决于有机碳与周围环境的相互作用。同时, 有机碳的结构性质也受控于环境因素。然而, 无论有机碳的结构性质, 还是其所处的生物与非生物环境, 都是生态系统的基本属性, 且各属性间相互影响、相互作用。因此, 土壤有机碳的稳定是生态系统的一种特有性质。

关键词: 碳汇; 土壤有机碳; 稳定机制; 分子结构; 土壤生物; 非生物环境

中图分类号: S154.1 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-3990(2018)02-0222-09

A review of the factors influencing soil organic carbon stability*

XU Jiahui, SUN Ying, GAO Lei, CUI Xiaoyang**

(College of Forestry, Northeast Forestry University, Harbin 150040, China)

Abstract: Increasing soil carbon sequestration is an effective measure to deal with global climate change. As an important carbon sink, soil organic carbon (SOC) is a critical medium for carbon sequestration. In recent decades, the molecular structure of SOC has been identified as the most important element in predicting SOC cycle. However, new studies have proven that the recalcitrance of the molecular structure of organic carbon limits the determination of SOC stability in the soil. Also the interaction between SOC and the surrounding environment significantly limits the possibility of degradation of SOC. Soil micro-organisms influence SOC cycle not only through decomposing, but also through microbial products which are the primarily components of SOC. Abiotic factors including inorganic soil particles, inorganic soil environment and nutrient conditions directly or indirectly control SOC dynamics. Among these factors, adsorption to soil minerals and occlusion within soil aggregates have been determined to strong support the long-term stability of SOC. The role of minerals in SOC adsorption and stability depends on the mineralogy and chemical property of SOC. Soil aggregates not only physically protect SOC from mi-

* 国家自然科学基金重点项目(41330530)和国家“十三五”重点研发计划项目(2016YFA0600803)资助

** 通信作者: 崔晓阳, 主要研究方向为森林土壤生态学。E-mail: c_xiaoyang@126.com

徐嘉晖, 主要研究方向为森林土壤碳循环。E-mail: 897475390@qq.com

收稿日期: 2017-07-10 接受日期: 2017-09-15

* This study was supported by the National Natural Science Foundation of China (41330530) and the National Key Research and Development Program of China (2016YFA0600803).

** Corresponding author, E-mail: c_xiaoyang@126.com

Received Jul. 10, 2017; accepted Sep. 15, 2017

crobial and enzymatic attack, but also promote the adsorption of SOC to minerals. On the contrary, organic mineral complex can also combine with other inorganic or organic materials to form aggregates so that SOC adsorbed to minerals can be further occluded by aggregation. Therefore, SOC adsorption to minerals and occlusion within aggregates complement each other. Moreover, inorganic environment (e.g., temperature and moisture) also acts on SOC dynamics. Put together, we suggest that the persistence of SOC was mainly due to complex interactions between SOC and the surrounding environment, including micro-organism, reactive mineral surfaces, soil aggregates, temperature, water and nutrient. Meanwhile the biochemical property of SOC also depends on environment conditions. However, whether the inherent quality of SOC or its surrounding environment is an ecosystem property; and each property affects and interacts with each other. Therefore, the persistence of SOC is a specific property of ecosystem that integrates each property.

Keywords: Carbon sequestration; Soil organic carbon; Stabilization mechanism; Molecular structure; Soil organism; Abiotic environment

工业革命之后, 人类过度地消耗石油、煤炭以及天然气, 释放大量的温室气体, 导致了全球气候变化^[1]。近几十年温度升高的趋势已经远远高于过去两千年的温度变化, 并且年均温还将持续升高^[2]。土壤是陆地生态系统最大的碳库, 比植被碳库和大气碳库的总和还要高^[3], 所以土壤有机碳库微小的变化便将导致大气 CO₂ 浓度的波动^[3]。因此降低碳排放, 增加土壤碳储量无疑是应对气候变化最有效措施之一^[3-4]。从而, 有机碳在土壤中的稳定性得到了广泛关注。

土壤有机碳的积累受控于两个基本因素: 植被生产量的输入(数量、质量)和降解速率。起初, 植被凋落物的化学性质(如木质素含量)被认为是决定其降解速率的主要因素。因此, 单单分子结构便可创造出“稳定的”土壤有机碳的观点被提出^[5]。然而, 随着同位素示踪技术的发展, 许多研究开始质疑分子结构性质在土壤有机碳稳定中的贡献度^[6-7]。比如, 有些研究发现所谓的“稳定性”碳库中含有大量的分子结构不稳定的有机碳, 如糖类和蛋白质^[8]。随后, 学者们相继提出其他机制来解释土壤有机碳的稳定。如 Sollins 等^[9]提出了 3 种稳定机制: 1) 有机碳的分子结构抗性; 2) 微生物和酶对底物的可接近性; 3) 与土壤有机或无机物质的相互作用。Krull 等^[10]将土壤有机碳的稳定归纳为有机碳的生物化学抗性和物理保护两种机制。随后, Lützow 等^[4]总结概括出 3 种机制: 1) 选择性保护; 2) 生物和有机碳的空间隔离; 3) 与土壤矿物表面和金属离子的相互作用。尽管学者们对土壤有机碳稳定机制的观点有差异, 但有机碳与土壤矿物的相互作用被普遍认可为最重要的稳定机制^[4,11-14]。本文从有机碳的性质和土壤环境中生物与非生物因子 3 个角度讨论土壤有机碳的稳定, 其中非生物因子分为无机颗粒、无机环境和养分状况 3 部分。

1 有机碳的分子结构性质

土壤有机碳的降解速率与其自身化学性质显著相关, 如氮、烷基碳, 或者芳香性碳的含量^[5,15]。因此, 有机碳的分子结构性质被用来预测有机碳在土壤中的分解速率^[4-5]。然而, 单体碳同位素分析表明, 某些分子结构稳定的有机碳(如木质素)在土壤中的周转周期竟然比其他有机碳短^[16], 而某些活性有机碳(如糖类)也可以在土壤中固持数十年^[17]。所以, 分子结构抗性不能完全解释有机碳在土壤中的长期稳定^[6,15]。表 1 对比了关于土壤有机碳结构性质的新老观点。本文选取 3 种典型的难降解类有机碳来分析土壤有机碳的分子结构性质与其稳定的不确定性。

1.1 木质素

木质素是一类苯基丙烷类高聚物, 其相对含量控制着凋落物的降解速率^[7,20]。Talbot 等^[21]认为凋落物的降解速率与初期木质素和纤维素含量的比值显著相关, 意味着木质素与其他活性化合物的相对含量控制着凋落物的降解。类似地, Zhou 等^[22]提出凋落物的初始 C/N 值是影响其降解速率的重要因子。此外, 与其他植物来源的有机质不同, 木质素的降解具有共代谢特征^[23]。换言之, 木质素自身不能为微生物提供降解所需的碳源与能量, 而需要其他可代谢化合物的协同作用。基于微生物的利用效率, 木质素的降解特征在一定程度上保护了自身的稳定^[23-24]。然而, 一些研究表明木质素并非如预期的稳定保存于土壤中^[8,18,25]。土壤中木质素的分解是真菌、细菌等微生物群落共同作用的结果, 其中真菌降解能力最强, 发挥主要作用。真菌对木质素的降解发生在其生长的次级代谢阶段, 在其分泌的降解酶催化下, 木质素依次发生侧链氧化、去甲基化、芳香环开裂等一系列变化^[26]。而细菌对木质素的降解发生在初级代谢阶段, 由于不同种类细菌代谢途径不同, 所以分解木质素的机制也有差异^[27]。

表 1 土壤有机碳分子结构性质的历史观点与新发现
Table 1 Historical views and emerging findings about the molecular structure of soil organic carbon

化合物 Compound	历史观点 Historical views	最新发现 Emerging findings
糖类/蛋白质 Carbohydrate / protein	糖类和蛋白质通常在土壤中被迅速降解, 因为它们的分子结构不稳定 Carbohydrates and proteins are usually rapidly decomposed due to their labile molecules	糖类与蛋白质可与土壤中无机颗粒络合而得以保存 ^[8,17] Carbohydrates and proteins can preserve in soils through association with inorganic soil particles
木质素 Lignin	由于木质素具有大量的芳香结构和不可水解的化学键而稳定固持于土壤中 Lignin persists in soils because of its abundance of aromatic structures and non-hydrolyzable bonds	环境条件适宜时, 木质素将被迅速降解 ^[8,18] Under favorable conditions, lignin can be mineralized within a relatively short period
黑碳 Black carbon	黑碳具有高度浓缩的芳香结构, 可在土壤中长期固持, 甚至上千年 Black carbon can persist in soils with an exceedingly long time, up to millennia due to its highly condensed aromatic structures	黑碳的稳定受控于环境条件, 可能并没有之前认为的那么稳定 ^[15,19] The persistence of black carbon is a function of environmental conditions and is much more labile than previous understanding
腐殖质 Humus	腐殖质的抗性源于复杂的芳香结构 Persistence of humus results from complex, aromatic structures	环境条件的变化可能导致腐殖质的降解 ^[15] Environmental variables may control the degradation of humus

1.2 黑碳

黑碳是化石燃料与生物质不完全燃烧产生的固体残留物, 广泛存在于土壤与沉积物中^[28-29], 平均约占土壤总有机碳的 40%^[30]。形成于高温条件下的黑碳普遍具有高度浓缩的稠环芳香结构, 平均周转周期可达成百上千年^[28], 因此黑碳被视为最不易降解的土壤有机碳组分^[31]。近来, Kerré 等^[32]认为黑碳的添加降低了土壤有机碳的矿化, 并促进了有机碳在微团聚体内的积累。从而, 黑碳被广泛应用于土壤添加剂来提高土壤碳汇能力^[32-33]。然而, Jaffé 等^[19]在河流溶解性有机碳中发现黑碳占据的比例达到了 10%, 证实了黑碳的氧化降解。此外, 黑碳的降解也可能来源于结构的物理裂解, 从而为胞外酶等提供了接触黑碳表面的机会。相关研究认为新鲜有机碳的添加将会加速黑碳的降解^[7,19]。

1.3 腐殖质

腐殖质是土壤有机质的主要存在形态, 含有复杂的大分子抗降解化合物, 被视为最稳定的土壤有机碳组分^[15,18,34]。疏水性及氢键是腐殖质以大分子结构形成及稳定的主要机制^[18], 其中某些非极性脂类物质的存在是腐殖质具有疏水性的主要原因。同时, 环境条件也会影响疏水作用与氢键的形成, 从而改变腐殖质的化学结构进而影响其结构稳定性^[7]。若简单的有机分子穿插在腐殖质的疏水缔合结构中, 那么腐殖质的结构稳定性可能会被破坏。因此腐殖质的分子结构稳定性只是相对的而非绝对的^[4,15]。其他研究表明黑碳的氧化可能是腐殖酸形成的主要机制^[35]。火衍生腐殖酸的稳定性来源于高度浓缩的芳香结构, 而非火衍生腐殖酸的分子结构和性质均与其不同, 因此控制二者稳定的机制可能有所差异。然而, 目前

关于腐殖质稳定性研究中很少从腐殖质起源角度分析。

目前, 关于分子结构稳定性类有机碳的研究仍然有限, 木质素和黑碳的降解说明了任何形态的有机碳都是可分解的。Lützwow 等^[4]认为有机碳的分子结构抗性主要体现在有机碳分解初期和表层土壤中, 而在分解后期和下层土壤, 生物和有机碳的空间隔离和土壤矿物的络合作用占据主导。然而, 根系衍生碳的分子结构性质对于深层土壤有机碳的稳定仍旧重要。Rumpel 等^[36]认为根系脱落物在深层土壤有机碳中占据了相当大的比例, 而根系脱落物含有一定量的难降解成分, 如木质素、多酚等。

2 土壤微生物的降解能力

微生物对土壤有机碳循环的影响不仅在于可以降解有机碳, 而且微生物代谢产物也是土壤有机碳的重要组成部分^[15]。尽管某些有机碳具有分子结构抗性, 但微生物在长期的进化中已经具备了分解任何种类有机碳的能力^[4], 只是微生物更趋向于选择易分解的有机质, 如若活性有机质被耗尽, 其他相对稳定的有机质同样会被微生物分解^[37]。因此土壤有机碳的稳定不仅取决于有机碳的性质, 也取决于微生物的降解能力。Lehmann 等^[37]认为土壤碳库是一系列不同分解程度有机碳的连续体, 而其中部分稳定性有机碳的形成便来源于微生物对有机碳的再合成, 所以微生物是某些稳定性有机碳形成的驱动者。此外, 某些微生物产物如胞壁质、几丁质等也属于难降解性有机碳^[38]。深层土壤缺乏新鲜碳源和能量, 导致微生物活性很低, 对有机碳的分解能力受到限制。

微生物在土壤中的活动需要一定的生境, 而微生物生境的时空尺度与土壤生境(土壤结构)有着直接的联系, 进而决定了对有机碳的分解能力^[39]。比如尽管微团聚体内存在一定的空间, 但由于微生物在此生境下活性降低, 从而导致微团聚体包裹有机碳的稳定。研究表明^[40], 土壤微生物体占据的土壤空间远不足 1%, 而且很不均匀地分布在一个个微生境中, 这些微生境由被水充满或未充满的孔隙空间相连接, 具有时空异质性。这种微生境的不连续性极大程度上保证了土壤有机碳的稳定, 也导致了微生物的多样性^[15]。目前, 我们仍不清楚土壤结构的形成与破裂过程中微生物生境的复杂变化, 因为不同土壤类型、质地, 以及经营方式等都会影响土壤结构。

土壤微生物的长期进化形成了不同的生活史策略来适应微生境变化, 而不同的生活史策略与生境中有机碳的稳定紧密相关。微生物对有机碳的利用主要包括真菌和细菌两种途径, 真菌和细菌的传统生活史策略分别为 K 对策和 r 对策^[41]。二者对不同质量的有机碳具有不同的偏好, r 型微生物倾向于分解活性有机碳, 而 K 型微生物主要分解相对难降解的有机碳, 所以真菌对土壤有机碳的利用效率远高于细菌。此外, K 型微生物生物体比 r 型微生物更难降解, 如真菌的细胞壁具有复杂的分子组成, 包括黑色素、几丁质等, 而细菌细胞膜的主要成分为脂质。因此, 真菌主导的微生物群落对土壤有机碳稳定的贡献值更高^[38,41]。

3 土壤非生物环境影响

3.1 土壤中无机颗粒的作用

3.1.1 土壤矿物的化学保护

有机碳与土壤矿物质成分的结合被认为是土壤有机碳最重要的稳定机制^[4,12-13], 土壤有机碳与矿物表面的作用机制包括配位交换、多价阳离子键桥、络合作用, 以及相对较弱的范德华力等^[4,14]。土壤矿物中对有机碳稳定起主要作用的为黏土矿物和铁铝氧化物^[14,42], 二者的含量决定着土壤对有机碳吸附的潜力^[13]。由于土壤矿物随剖面加深而升高, 因此深层土壤有机碳更多的以“有机-矿物”复合体形式呈现。

3 种典型土壤矿物(1:1, 2:1 型黏土矿物和铁铝氧化物)表面的活性位点不同, 因此吸附土壤有机碳的能力也不同。普遍认为 2:1 型矿物具有较大的比表面积和较高的阳离子交换量, 从而可吸附更多

的有机碳^[11]。然而, 其他研究表明比表面积并不能绝对解释黏土矿物固持的有机碳含量^[43-44]。因为黏土矿物表面通常存在一些多价的阳离子, 它们作为离子桥连接有机质中带负电基团, 从而完成对有机碳的吸附。这时, 2:1 型矿物由于层间距有限, 难以吸附大分子有机质。除了固持的有机碳含量外, 不同矿物吸附的有机碳化学组成也有所不同。研究发现^[45], 高岭石吸附的有机碳中多糖占有相当大的比例, 而蒙脱石更多地吸附芳香性有机碳。总之, 相较 1:1 型矿物, 2:1 型矿物的固碳能力更强, 吸附有机碳的周转速率也更低^[7,45]。

铁铝氧化物属于结构相对简单的土壤矿物, 其表面具有浓密的羟基位点, 可通过联合沉淀或配位交换有效地吸附有机酸^[46]。Chassé等^[47]发现铁氧化物对芳香族有机碳的亲合力很强。Chorover 等^[48]认为在酸性土壤中, 铁铝氧化物对土壤有机碳的固持能力要强于蒙脱石与伊利石。其中, 非晶态氧化物由于具有更大的比表面积和更密的羟基位点而被视为酸性土壤中稳定性有机碳的有效指示者^[7]。Kleber 等^[49]指出非晶态铁铝氧化物显著地富集于酸性土壤的深层, 那么酸性土壤深层所固持的有机碳含量与非晶态铁铝氧化物之间可能表现出一定的函数关系。然而, 铁铝氧化物容易被还原, 相对不稳定。比如, 微生物分解有机碳时通常利用氧气作为最终的电子受体, 当土壤处于嫌气条件时, 微生物可能会选择铁作为电子受体, 那么铁氧化物就将被还原溶解, 从而释放吸附的有机碳^[50]。

土壤矿物对有机碳的吸附不仅依赖矿物性质, 也取决于有机碳的化学性质^[17]。可以通过分析不同粒级组分内土壤有机碳的化学组成来识别不同性质有机碳更易与何种粒级矿物吸附。结果表明^[7], 芳香性碳所占比例随粒级的减小而降低, 比如, 两种典型的芳香性碳(黑碳和木质素)便主要分布在粗粒级组分^[8,51]。说明芳香性碳主要吸附在粗粒级矿物表面, 这可能由于芳香结构基本来源于植物或火衍生, 而非次生代谢产物。反之, 烷基碳与氧烷基碳则主要富集于黏、粉粒组分, 说明微生物量碳趋向于与细粒级矿物结合^[46]。微生物个体较小, 因此微生物通常被细的土壤颗粒包裹, 而微生物在降解有机碳的同时也分泌代谢产物, 因此这些分泌物则逐渐积累于细粒级组分。

3.1.2 土壤团聚体的物理保护

土壤团聚体不仅物理保护了有机碳免受微生物和酶的分解^[10-11], 也影响了微生物群落结构, 限制

了氧气扩散和养分循环^[4,9]。基于粒径大小,将团聚体大致分为大团聚体(>250 μm)和微团聚体(<250 μm)两种^[52]。大团聚体内孔隙的降低直接限制了有机碳的分解,而微团聚体内孔隙更小,当小于微生物所能通过的限度(3 μm)时,有机碳的降解只能依靠胞外酶的扩散,这对于微生物来说是极大的耗能过程^[52]。Han 等^[7]总结了相关研究并归纳出以下 4 个观点: 1)大团聚体包裹的有机碳多于微团聚体; 2)而微团聚体有机碳的降解程度却高于大团聚体; 3)团聚体粒径越大,破坏其结构所需的能量却越少; 4)有机碳的周转周期随着团聚体粒径的降低而增加。一般认为,团聚体包裹的有机碳要么以颗粒态形式存在于孔隙内,要么与组成微团聚体的矿物颗粒紧密吸附^[38,52]。因此微团聚体内包裹的有机碳包括部分与土壤矿物结合的有机碳,这说明了土壤矿物对有机碳的吸附和团聚体的闭蓄是协作完成的,或者二者是相互作用的。

由于土壤团聚过程决定了土壤有机碳被保护的程 度,因此团聚体的形成模型随之发展。Tisdall 等^[53]最早提出了团聚体-有机碳相互作用的“层次性概念模型”(aggregate hierarchy concept)。该模型具有时空尺度,在时间尺度上,胶结物质从多糖向菌丝、根系到芳香物质的层次性转化,分别表现为暂时稳定、短时间稳定以及长久稳定;在空间尺度上,土壤团聚体由微团聚体向大团聚体逐级连续的层次性变化。根据此模型,微团聚体的形成是大团聚体形成的基础。随后 Oades^[54]改进了该模型:根系和菌丝可以直接促进大团聚体的形成,而微团聚体也可以在大团聚体内形成。而后,Six 等^[11]发展了以“大团聚体周转”为核心的概念模型,即胶结物质促进大团聚体的形成,而大团聚体包裹的颗粒有机物帮助了微团聚体的形成,伴随颗粒有机物的分解,大团聚体破碎后将微团聚体释放出来。尽管大团聚体周转速率快,不能长期地保护有机碳,但是它们包裹了更多的有机碳,并促进了微团聚体的形成,从而为微团聚体对土壤有机碳长期稳定的固持提供了条件。

3.2 土壤中无机环境的影响

土壤中无机环境主要指的是土壤的水、热、气条件,三者互为矛盾,又相互制约。土壤水和空气共存于土壤孔隙内,因此它们之间存在相互消长的数量关系。土壤有机碳库对土壤无机环境变化极其敏感,比如温度上升提高了微生物活性,导致有机碳矿化增加。研究表明,土壤有机碳的分解速率随着温度的升高几乎以指数的形式增长^[55]。类似的,土

壤水分含量影响溶质和氧气的扩散,即控制着底物的供应与分解速率^[56],水分含量过低或过高都将抑制有机碳的分解。Gabriel 等^[56]认为土壤含水量在 0.2 以下时,有机碳矿化速率随着含水量增加显著上升;高于 0.6 时,有机碳分解速率开始下降;0.2~0.6 范围内几乎保持平衡。本文将土壤无机环境的影响放到生态系统的几个自然进程中进行讨论。

3.2.1 冻融作用

土壤冻结时,冰晶体的形成破坏了微生物的细胞结构,为仍保持活性的微生物提供碳源^[57]。当温度回升后,微生物活性迅速提高,导致有机碳矿化陡然上升。同时,有机碳矿化的增加也提高了氮的有效性,这将进一步放大温度升高对微生物活性的影响。其次,冻融交替影响了团聚体的结构稳定性^[58],从而减弱了对土壤有机碳的物理保护^[59]。随着团聚体的破坏,可溶性有机碳被释放^[58],由于可溶性有机碳容易被微生物利用,因此又进一步提高了微生物的活性。此外,冻结时土壤水分含量显著增加,尤其上层土可能出现滞水情况,导致了土壤有机碳的流失。目前,在全球气候变化的背景下,永冻土的融化导致其固持的巨大活性碳库逐渐被微生物利用^[60-61]。

3.2.2 干湿交替

目前普遍认为干湿交替作用激发了土壤有机碳的矿化^[62-63],其中被大多数学者认可的机制主要有两种。其一,土壤团聚体的裂解。干燥土壤在快速湿润过程中,土壤孔隙内空气被压缩,造成团聚体的裂解。从而释放物理保护的有机碳,并被微生物消耗^[62]。其二,干湿循环激发微生物活性,促进了有机碳的矿化^[64]。干旱发生时,土壤可溶性有机碳扩散受到了限制,减少了微生物的碳源。同时一些耐旱性弱的微生物受水分胁迫而死亡,但当土壤复湿后,微生物活性被迅速激发,大量消耗有机碳。Shi 等^[65]认为在干湿循环中,土壤处于湿润条件下的时间长短决定着有机碳累计矿化的量。然而,随着干湿循环频率的增加,微生物对干湿胁迫敏感程度的阈值将会提高,意味着土壤有机碳的矿化可能会随之降低。

3.2.3 火烧影响

火烧是自然生态系统最普遍、最具有毁灭性的因子之一,既可以直接燃烧损失有机碳,也能够改变有机碳的化学性质,还可引发侵蚀作用等一系列影响有机碳输入与输出进程^[66]。Wang 等^[67]总结了 200 多个火烧对土壤有机碳影响的结果得出,高强度野

火使森林土壤有机碳平均减少了 25.3%。任清胜等^[68]在大兴安岭落叶松林的研究中表明, 重度火烧 3 年后, 表层(0~5 cm)有机碳增加了 41.6%, 其余土层则差异不显著。Novara 等^[69]即时测定了火烧后土壤有机碳含量, 结果表明火烧前后草原表层(0~5 cm)土壤有机碳变化不明显。李媛等^[70]在云雾山草原火烧 11 年后的研究中得出, 除表层(0~10 cm)有机碳变化不显著外, 深层有机碳显著增加。学者们在不同生态系统、不同火烧强度、不同土层深度, 以及不同火烧时限后得到的结果均存在差异, 可见火烧对土壤有机碳的影响是一个复杂的过程。短期内可能由于燃烧直接损失有机碳, 也有可能因为火成碳(黑碳)的生成导致碳含量增加, 而火烧后长时间内土壤碳收支变化则相对复杂。

3.3 土壤养分状况

基于生态化学计量比理论, 土壤中其他养分元素(主要为氮和磷)的输入与有效性制约着土壤有机碳的积累速率和存储能力^[71]。从碳输入的角度考虑, 土壤中的营养元素被认为是限制植被生长的主要非生物因子, 从而影响了植被生产量的输入。从微生物分解角度考虑, 土壤微生物通过调节养分矿化酶的生产力来获得与其自身生长所需相似比例的碳、氮和磷, 如若氮和磷的供应不充分, 那么对应的氮和磷的矿化酶的分泌将会增加, 从而便影响了土壤有机碳的分解速率。

除人为施肥外, 氮、磷两种营养元素可通过大气沉降的方式输入到土壤中^[72]。本文以氮元素为例探讨外源养分添加对土壤有机碳稳定的影响。首先, 氮添加可改变土壤微生物群落结构^[73], 提高微生物对碳的利用效率, 减弱微生物呼吸作用, 从而提高有机碳积累^[74]。其次, 通过影响水解酶和氧化还原酶的活性抑制稳定性碳的分解, 如促进纤维素和多糖类等有机质的分解, 抑制木质素等难降解有机质的分解^[75]。此外, 氮输入还可促进难降解碳的形成, 土壤中的氮元素可与较难分解的凋落物残体(如木质素等)结合形成更难降解的杂环类物质(如吡啶等)和酚类。然而, 其他研究认为氮沉降加速了凋落物的分解从而减弱了土壤有机碳的回归^[74], 尤其表层土壤有机碳下降显著。目前, 相对于地上植被碳积累, 氮添加对土壤有机碳积累的研究结果不一, 且争议较大。

4 土壤有机碳的稳定是生态系统的一种特有性质

本文从有机碳的分子结构性质和有机碳所处

的生物与非生物环境分别分析了土壤有机碳的稳定机制, 我们认为有机碳在土壤中的稳定主要取决于土壤环境因子对有机碳的作用, 如土壤微生物、活性矿物表面、团聚体、温度、湿度、养分情况等。同时, 有机碳的自身性质也依赖于环境条件的作用^[15]。比如不同气候条件下形成的生态系统, 如森林生态系统和草原生态系统, 二者形成的有机质的性质自然也有差异。所以, 不同生态系统, 甚至不同土壤类型或土层中有机碳稳定的主导机制和各机制的相对贡献均有所差异^[38]。然而, 无论有机碳的分子结构, 还是土壤中的生物与非生物环境, 都是生态系统的一种基本属性^[15], 并且这些属性之间相互影响, 共同作用于土壤有机碳的稳定。因此, 土壤有机碳的稳定属于生态系统的一种特有性质。

5 展望

土壤碳库储量超过了植被碳库与大气碳库的总和^[3], 因此正确认识与理解土壤有机碳的稳定是应对全球气候变化的关键科学问题。随着同位素技术的发展, 分子结构稳定性有机碳的降解受到了关注, 其降解后对土壤有机碳“激发效应”的影响是当前对于该类有机碳研究的首要问题。此外, 目前对于该类有机碳稳定的研究大多局限于其自身的生物化学性质, 土壤环境中其他因素(如土壤矿物颗粒)对其稳定性的贡献如何?

团聚体的物理闭蓄和土壤矿物的化学吸附是有机碳稳定最主要的机制, 目前主要是通过分离手段将土壤有机碳分为不同的组分来帮助理解这两种机制。然而, 某些研究发现矿物结合态有机碳组分内仍然存在游离的有机碳^[76]。因此, 有机碳分组之后, 对于不同组分有机碳的相对组成及其循环情况的探索是未来研究有机碳稳定性的关键问题。此外, 基于不同粒级组分内土壤有机碳的化学组成表明, 微生物量碳趋向于吸附在土壤矿物表面, 那么在土壤矿物与有机碳的吸附过程中, 土壤微生物是否发挥了一定的作用? 在团聚体循环过程中, 微生物生境也随之改变, 那么微生物群落的结构、组成如何变化? 这些问题暗示着要深入了解有机碳的稳定机制, 需要考虑多种稳定因素的共同作用。

深层土壤有机碳储量巨大, 然而对其长期稳定仍不清晰。深层土壤碳源供应不足, 缺乏能量来源, 那么深层微生物如何适应, 以及与表层微生物的群落结构和微生物量碳的性质之间有何差异? Liang 等^[77]认为深层土壤微生物的分泌物是难降解的, 这对于深

层有机碳的稳定具有重大贡献。进而植物衍生碳(根系脱落物等)与微生物量碳对深层有机碳稳定的贡献程度值得研究。

随着全球气候变化的加剧,现有的碳循环模型在解释土壤碳储量的地带性分布及其对气候变化的反馈时出了问题。不同生态系统对环境因素变化的响应程度不同,如不同生态系统的土壤有机碳循环不能完全用温度条件控制有机碳分解来统一解释。土壤固碳潜力取决于一定生物气候条件下发展到顶级生态系统时对有机碳固持的能力,因此在研究土壤环境因素时不能以偏概全,要针对具体生态系统做出相应的分析。目前对于土壤无机环境与养分状况的研究主要集中于条件可控的室内培养试验,难以反映生态系统的真实情况,因此探索出有效可行的试验方法是当前研究的首要工作。

参考文献 References

- [1] KNUTTI R, ROGELJ J, SEDIÁČEK J, et al. A scientific critique of the two-degree climate change target[J]. *Nature Geoscience*, 2016, 9(1): 13–18
- [2] KRNA M A, RAPSON G L. Clarifying ‘carbon sequestration’[J]. *Carbon Management*, 2013, 4(3): 309–322
- [3] 高崇升, 王建国. 黑土农田土壤有机碳演变研究进展[J]. *中国生态农业学报*, 2011, 19(6): 1468–1474
GAO C S, WANG J G. A review of researches on evolution of soil organic carbon in mollisols farmland[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2011, 19(6): 1468–1474
- [4] LÜTZOW M, KÖGEL-KNABNER I, EKSCHMITT K, et al. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions—a review[J]. *European Journal of Soil Science*, 2006, 57(4): 426–445
- [5] MELILLO J M, ABER J D, MURATORE J F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics[J]. *Ecology*, 1982, 63(3): 621–626
- [6] BASILE-DOELSCH I, BALESENT J, ROSE J. Are interactions between organic compounds and nanoscale weathering minerals the key drivers of carbon storage in soils?[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(7): 3997–3998
- [7] HAN L F, SUN K, JIN J, et al. Some concepts of soil organic carbon characteristics and mineral interaction from a review of literature[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2016, 94: 107–121
- [8] KIEM R, KÖGEL-KNABNER I. Contribution of lignin and polysaccharides to the refractory carbon pool in C-depleted arable soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, 35(1): 101–118
- [9] SOLLINS P, HOMANN P, CALDWELL B A. Stabilization and destabilization of soil organic matter: Mechanisms and controls[J]. *Geoderma*, 1996, 74(1/2): 65–105
- [10] KRULL E S, BALDOCK J A, SKJEMSTAD J O. Importance of mechanisms and processes of the stabilisation of soil organic matter for modelling carbon turnover[J]. *Functional Plant Biology*, 2003, 30(2): 207–222
- [11] SIX J, CONANT R, PAUL E A, et al. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils[J]. *Plant and Soil*, 2002, 241: 155–176
- [12] THROCKMORTON H M, BIRD J A, MONTE N, et al. The soil matrix increases microbial C stabilization in temperate and tropical forest soils[J]. *Biogeochemistry*, 2015, 122(1): 35–45
- [13] MCNALLY S R, BEARE M H, CURTIN D, et al. Soil carbon sequestration potential of permanent pasture and continuous cropping soils in New Zealand[J]. *Global Change Biology*, 2017, 23(11): 4544–4555
- [14] 王磊, 应蓉蓉, 石佳奇, 等. 土壤矿物对有机质的吸附与固定机制研究进展[J]. *土壤学报*, 2017, 54(4): 805–818
WANG L, YING R R, SHI J Q, et al. Advancement in study on adsorption of organic matter on soil minerals and its mechanism[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2017, 54(4): 805–818
- [15] SCHMIDT M W I, TORN M S, ABOVEN S, et al. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property[J]. *Nature*, 2011, 478(7367): 49–56
- [16] MARSCHNER B, BRODOWSKI S, DREVES A, et al. How relevant is recalcitrance for the stabilization of organic matter in soils?[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2008, 171(1): 91–110
- [17] BERHE A A, HARDEN J W, TORN M S, et al. Persistence of soil organic matter in eroding versus depositional landform positions[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2012, 117(G2): G02019
- [18] DUNGAIT J A J, HOPKINS D W, GREGORY A S, et al. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance[J]. *Global Change Biology*, 2012, 18(6): 1781–1796
- [19] JAFFÉ R, DING Y, NIGGEMANN J, et al. Global charcoal mobilization from soils via dissolution and riverine transport to the oceans[J]. *Science*, 2013, 340(6130): 345–347
- [20] NYLANDER F, SUNNER H, OLSSON L, et al. Synthesis and enzymatic hydrolysis of a diaryl benzyl ester model of a lignin-carbohydrate complex (LCC)[J]. *Holzforchung*, 2016, 70(5): 385–391
- [21] TALBOT J M, YELLE D J, NOWICK J, et al. Litter decay rates are determined by lignin chemistry[J]. *Biogeochemistry*, 2012, 108(1/3): 279–295
- [22] ZHOU G Y, GUAN L L, WEI X H, et al. Factors influencing leaf litter decomposition: An intersite decomposition experiment across China[J]. *Plant and Soil*, 2008, 311(1/2): 61–72
- [23] 刘宁, 何红波, 解宏图, 等. 土壤中木质素的研究进展[J]. *土壤通报*, 2011, 42(4): 991–996
LIU N, HE H B, XIE H T, et al. An overview of studies on lignin in soil[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2011, 42(4): 991–996
- [24] MOORHEAD D L, LASHERMES G, SINSABAUGE R L, et al. Calculating co-metabolic costs of lignin decay and their impacts on carbon use efficiency[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 66: 17–19
- [25] 钟敏, 庄舜尧, 曹志洪. 绰墩埋藏古水稻土中木质素特征研究[J]. *土壤学报*, 2012, 49(4): 764–772

- ZHONG M, ZHUANG S Y, CAO Z H. Lignin in buried ancient paddy soils at Chuodun site[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2012, 49(4): 764–772
- [26] 王仁佑, 曾光明, 郁红艳, 等. 木质素的微生物降解机制[J]. *微生物学杂志*, 2008, 28(3): 59–63
WANG R Y, ZENG G M, YU H Y, et al. Lignin degradation mechanism by microbes[J]. *Journal of Microbiology*, 2008, 28(3): 59–63
- [27] 谢长校, 孙建中, 李成林, 等. 细菌降解木质素的研究进展[J]. *微生物学通报*, 2015, 42(6): 1122–1132
XIE C X, SUN J Z, LI C L, et al. Exploring the lignin degradation by bacteria[J]. *Microbiology China*, 2015, 42(6): 1122–1132
- [28] SINGH N, ABIVEN S, TORN M S, et al. Fire-derived organic carbon in soil turns over on a centennial scale[J]. *Biogeosciences*, 2012, 9(8): 2847–2857
- [29] FANG Y, SINGH B, SINGH B P, et al. Biochar carbon stability in four contrasting soils[J]. *European Journal of Soil Science*, 2014, 65(1): 60–71
- [30] PRESOTN C M, SCHMIDT M W I. Black (pyrogenic) carbon: A synthesis of current knowledge and uncertainties with special consideration of boreal regions[J]. *Biogeosciences*, 2006, 3(1): 397–420
- [31] MARÍN-SPIOTTA E, GRULEY K, CRAWFORD J, et al. Paradigm shifts in soil organic matter research affect interpretations of aquatic carbon cycling: Transcending disciplinary and ecosystem boundaries[J]. *Biogeochemistry*, 2014, 117(2/3): 279–297
- [32] KERRÉ B, HERNADEZ-SORIANO M C, SMOLDERS E. Partitioning of carbon sources among functional pools to investigate short-term priming effects of biochar in soil: A ^{13}C study[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 547: 30–38
- [33] MITCHELL P J, SIMPSON A J, SOONG R, et al. Shifts in microbial community and water-extractable organic matter composition with biochar amendment in a temperate forest soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2015, 81: 244–254
- [34] 余健, 房莉, 卞正富, 等. 土壤碳库构成研究进展[J]. *生态学报*, 2014, 34(17): 4829–4838
YU J, FANG L, BIAN Z F, et al. A review of the composition of soil carbon pool[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(17): 4829–4838
- [35] RODRÍGUEZ-MURILLO J C, ALENDROS G, KNICKER H. Humic acid composition and humification processes in wetland soils of a Mediterranean semiarid wetland[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2017, 17(8): 2104–2115
- [36] RUMPEL C, KÖGEL-KNABNER I. Deep soil organic matter — A key but poorly understood component of terrestrial C cycle[J]. *Plant and Soil*, 2011, 338(1/2): 143–158
- [37] LEHMANN J, KLEBER M. The contentious nature of soil organic matter[J]. *Nature*, 2015, 528(7580): 60–68
- [38] 刘满强, 陈小云, 郭菊花, 等. 土壤生物对土壤有机碳稳定性的影响[J]. *地球科学进展*, 2007, 22(2): 152–158
LIU M Q, CHEN X Y, GUO J H, et al. Soil biota on soil organic carbon stabilization[J]. *Advances in Earth Science*, 2007, 22(2): 152–158
- [39] 刘满强, 胡锋, 陈小云, 等. 土壤有机碳稳定机制研究进展[J]. *生态学报*, 2007, 27(6): 2642–2650
LIU M Q, HU F, CHEN X Y, et al. A review on mechanisms of soil organic carbon stabilization[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(6): 2642–2650
- [40] 潘根兴, 陆海飞, 李恋卿, 等. 土壤碳固定与生物活性: 面向可持续土壤管理的新前沿[J]. *地球科学进展*, 2015, 30(8): 940–951
PAN G X, LU H F, LI L Q, et al. Soil carbon sequestration with bioactivity: A new emerging frontier for sustainable soil management[J]. *Advances in Earth Science*, 2015, 30(8): 940–951
- [41] GROVER M, MAHESWARI M, DESAI S, et al. Elevated CO_2 : Plant associated microorganisms and carbon sequestration[J]. *Applied Soil Ecology*, 2015, 95: 73–85
- [42] PINHEIRO É F M, CAMPOS D V B D, BALIEIRO F D C, et al. Tillage systems effects on soil carbon stock and physical fractions of soil organic matter[J]. *Agricultural Systems*, 2015, 132: 35–39
- [43] HANKE A, SAUERWEIN M, KAISER K, et al. Does anoxic processing of dissolved organic matter affect organic-mineral interactions in paddy soils?[J]. *Geoderma*, 2014, 228/229: 62–66
- [44] KAISER M, ZEDERER D P, ELLERBROCK R H, et al. Effects of mineral characteristics on content, composition, and stability of organic matter fractions separated from seven forest topsoils of different pedogenesis[J]. *Geoderma*, 2016, 263: 1–7
- [45] WATTEL-KOEKKOEK E J W, VAN GENUCHTEN P P L, BUURMAN P, et al. Amount and composition of clay-associated soil organic matter in a range of kaolinitic and smectitic soils[J]. *Geoderma*, 2001, 99(1/2): 27–49
- [46] LALNDE K, MUCCI A, OUELLET A, et al. Preservation of organic matter in sediments promoted by iron[J]. *Nature*, 2012, 483(7388): 198–200
- [47] CHASSÉ A W, OHNO T. Higher molecular mass organic matter molecules compete with orthophosphate for adsorption to iron (oxy) hydroxide[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(14): 7461–7469
- [48] CHOROVER J, AMISTADI M K. Reaction of forest floor organic matter at goethite, birnessite and smectite surfaces[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2001, 65(1): 95–109
- [49] KLEBER M, MIKUTTA R, TORN M S, et al. Poorly crystalline mineral phases protect organic matter in acid subsoil horizons[J]. *European Journal of Soil Science*, 2005, 56(6): 717–725
- [50] GRYBOS M, DAVRANCHE M, GRUAU G, et al. Increasing pH drives organic matter solubilization from wetland soils under reducing conditions[J]. *Geoderma*, 2009, 154(1/2): 13–19
- [51] RODIONOV A, AMELUNG W, HAUMAIER L, et al. Black carbon in the zonal steppe soils of Russia[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2006, 169(3): 363–369
- [52] 刘中良, 宇万太. 土壤团聚体中有机碳研究进展[J]. *中国生态农业学报*, 2011, 19(2): 447–455
LIU Z L, YU W T. Review of researches on soil aggregate and soil organic carbon[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2011, 19(2): 447–455
- [53] TISDALL J M, OADES J M. Organic matter and water-stable aggregates in soils[J]. *Journal of Soil Science*, 1982, 33(2): 141–163
- [54] OADES J M. Soil organic matter and structural stability:

- Mechanisms and implications for management[J]. *Plant and Soil*, 1984, 76(1/3): 319–337
- [55] JANZEN H H. Beyond carbon sequestration: Soil as conduit of solar energy[J]. *European Journal of Soil Science*, 2015, 66(1): 19–32
- [56] GABRIEL C E, KELLMAN L. Investigating the role of moisture as an environmental constraint in the decomposition of shallow and deep mineral soil organic matter of a temperate coniferous soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 68: 373–384
- [57] MAKAROV M I, MALYSHEVA T I, MULYKOVA O S, et al. Freeze-thaw effect on the processes of transformation of carbon and nitrogen compounds in alpine meadow soils[J]. *Russian Journal of Ecology*, 2015, 46(4): 317–324
- [58] 王洋, 刘景双, 王全英. 冻融作用对土壤团聚体及有机碳组分的影响[J]. *生态环境学报*, 2013, 22(7): 1269–1274
WANG Y, LIU J S, WANG Q Y. The Effects of freeze-thaw processes on soil aggregates and organic carbon[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2013, 22(7): 1269–1274
- [59] CHAI Y J, ZENG X B, E S Z, et al. Effects of freeze-thaw on aggregate stability and the organic carbon and nitrogen enrichment ratios in aggregate fractions[J]. *Soil Use and Management*, 2015, 30(4): 507–516
- [60] HAYES D J, KICKLIGHTER D W, MCGUIRE A D, et al. The impacts of recent permafrost thaw on land-atmosphere greenhouse gas exchange[J]. *Environmental Research Letters*, 2014, 9(4): 045005
- [61] MUELLER C W, RETHEMEYER J, KAO-KNIFFIN J, et al. Large amounts of labile organic carbon in permafrost soils of northern Alaska[J]. *Global Change Biology*, 2015, 21(7): 2804–2817
- [62] 王健波, 张燕卿, 严昌荣, 等. 干湿交替条件下土壤有机碳转化及影响机制研究进展[J]. *土壤通报*, 2013, 44(4): 998–1004
WANG J B, ZHANG Y Q, YAN C R, et al. Research advances in soil organic carbon transformation as related to drying and wetting cycles[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2013, 44(4): 998–1004
- [63] 张梦瑶, 高永恒, 谢青琰. 干湿交替对土壤有机碳矿化影响的研究进展[J]. *世界科技研究与发展*, 2017, 39(1): 17–23
ZHANG M Y, GAO Y H, XIE Q Y. Effects of alternate drying and wetting on soil organic carbon mineralization: A review[J]. *World Sci-Tech R&D*, 2017, 39(1): 17–23
- [64] ZHU B, CHENG W X. Impacts of drying-wetting cycles on rhizosphere respiration and soil organic matter decomposition[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 63: 89–96
- [65] SHI A D, YAN N, MARSCHNER P. Cumulative respiration in two drying and rewetting cycles depends on the number and distribution of moist days[J]. *Geoderma*, 2015, 243/244: 168–174
- [66] 赵志霞, 李正才, 周君刚, 等. 火烧对北亚热带杉木林土壤有机碳的影响[J]. *林业科学研究*, 2016, 29(2): 301–305
ZHAO Z X, LI Z C, ZHOU J G, et al. Effects of fire on soil organic carbon of *Cunninghamia lanceolata* stands in north subtropical area[J]. *Forest Research*, 2016, 29(2): 301–305
- [67] WANG Q K, ZHONG M C, WANG S L. A meta-analysis on the response of microbial biomass dissolved organic matter, respiration, and N mineralization in mineral soil to fire in forest ecosystems[J]. *Forest Ecology and Management*, 2012, 271: 91–97
- [68] 任清胜, 辛颖, 赵雨森. 重度火烧对大兴安岭落叶松天然林土壤团聚体有机碳和黑碳的影响[J]. *北京林业大学学报*, 2016, 38(2): 29–36
REN Q S, XIN Y, ZHAO Y S. Impact of severe burning on organic carbon and black carbon in soil aggregates in natural *Larix gmelinii* forest of Great Xing'an Mountains[J]. *Journal of Beijing Forestry University*, 2016, 38(2): 29–36
- [69] NOVARA A, GRISTINA L, RÜHL J, et al. Grassland fire effect on soil organic carbon reservoirs in semiarid environment[J]. *Solid Earth Discussions*, 2013, 5(2): 883–895
- [70] 李媛, 程积民, 魏琳, 等. 云雾山典型草原火烧不同恢复年限土壤化学性质变化[J]. *生态学报*, 2013, 33(7): 2131–2138
LI Y, CHENG J M, WEI L, et al. Changes of soil chemical properties after different burning years in typical steppe of Yunwu Mountains[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(7): 2131–2138
- [71] 王绍强, 于贵瑞. 生态系统碳氮磷元素的生态化学计量学特征[J]. *生态学报*, 2008, 28(8): 3937–3947
WANG S Q, YU G R. Ecological stoichiometry characteristics of ecosystem carbon, nitrogen and phosphorus elements[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(8): 3937–3947
- [72] ZHU J X, WANG Q F, HE N P, et al. Imbalanced atmospheric nitrogen and phosphorus depositions in China: Implications for nutrient limitation[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2016, 121(6): 1605–1616
- [73] WANG Q K, WANG Y P, WANG S L, et al. Fresh carbon and nitrogen inputs alter organic carbon mineralization and microbial community in forest deep soil layers[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 72: 145–151
- [74] 汪金松, 赵秀海, 张春雨, 等. 模拟氮沉降对油松林土壤有机碳和全氮的影响[J]. *北京林业大学学报*, 2016, 38(10): 88–94
WANG J S, ZHAO X H, ZHANG C Y, et al. Effects of simulated nitrogen deposition on soil organic carbon and total nitrogen content in plantation and natural forests of *Pinus tabulaeformis*[J]. *Journal of Beijing Forestry University*, 2016, 38(10): 88–94
- [75] RAMIREZ K S, CRAINE J M, FIERER N. Consistent effects of nitrogen amendments on soil microbial communities and processes across biomes[J]. *Global Change Biology*, 2012, 18(6): 1918–1927
- [76] WANG Q, ZHANG P J, LIU M, et al. Mineral-associated organic carbon and black carbon in restored wetlands[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 75: 300–309
- [77] LIANG C, BALSER T C. Preferential sequestration of microbial carbon in subsoils of a glacial-landscape toposequence, Dane County, WI, USA[J]. *Geoderma*, 2008, 148(1): 113–119