

DOI: 10.5846/stxb201502260389

顾峰雪, 黄玫, 张远东, 李洁, 闫慧敏, 郭瑞, 钟秀丽. 氮输入对中国东北地区土壤碳蓄积的影响. 生态学报, 2016, 36(17): - .

Gu F X, Huang M, Zhang Y D, Li J, Yan H M, Guo R, Zhong X L. Modeling the effect of nitrogen input on soil carbon storage in Northeast China. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(17): - .

氮输入对中国东北地区土壤碳蓄积的影响

顾峰雪¹, 黄玫², 张远东^{3,*}, 李洁¹, 闫慧敏², 郭瑞¹, 钟秀丽¹

1 中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所, 农业部旱作节水农业重点实验室, 北京 100081

2 中国科学院地理科学与资源研究所生态系统观测与模拟重点实验室, 北京 100101

3 中国林业科学研究院森林生态环境与保护研究所, 国家林业局森林生态环境重点实验室, 北京 100091

摘要: 由于人类活动的干扰, 近年来, 通过沉降和施肥形式进入陆地生态系统的氮素持续增加, 中国已经成为继欧洲和北美之后的第三大氮沉降区, 同时也是最大的化肥消费国。氮输入与陆地生态系统生物地球化学循环的一系列过程都相互联系, 碳循环及其格局也受到氮输入的影响。土壤有机碳库在全球碳循环中具有重要作用, 氮输入能否或在多大程度上对土壤碳库产生影响已经成为全球变化和氮沉降研究中不可回避的问题。东北地区是世界三大黑土带之一, 是中国重要的商品粮生产基地, 农田作为东北地区重要的土地利用方式, 其土壤碳的变化不仅对于土壤肥力维持具有重要意义, 而且对区域碳收支具有重要影响。本研究利用生态系统过程模型——CEVSA2 模型, 基于我国能源消费、施氮数据和降水数据生成了一套中国大气氮沉降的时空网格数据, 结合大气 CO₂ 浓度、气候、土地覆被、土壤类型和质地的时空数据, 模拟评估了 1961—2010 年氮输入对中国东北地区土壤碳蓄积的影响。结果表明: (1) 1961—2010 年东北地区的平均氮沉降速率为 1.00 gN m⁻² a⁻¹, 年增长率为 0.047 gN m⁻² a⁻¹。东北农田总氮输入速率达到 5.78 gN m⁻² a⁻¹, 从 20 世纪 80 年代开始显著增加。(2) 氮输入促进了东北地区土壤碳的蓄积, 东北陆地生态系统的土壤碳密度平均增加了 135 gC/m², 50 年氮输入共增加土壤碳蓄积 0.16 PgC。(3) 氮输入引起的东北地区土壤碳蓄积量的变化呈现出东高西低、南高北低的空间格局, 东北平原和三江平原的土壤碳密度增加量超过了 300 gC/m²。(4) 不同植被类型下的土壤碳密度对氮输入响应存在较大差异, 农田土壤碳密度平均增加了 230 gC/m², 森林、灌丛和草地则分别增加了 76 gC/m²、169 gC/m² 和 89 gC/m²。氮输入的空间差异和不同植被类型对氮输入响应的差异共同决定了东北地区土壤碳增加量的空间格局。通过本研究阐明了氮输入对东北农田土壤碳蓄积的影响, 从而为农田生态系统的固碳减排和农田土壤碳氮管理提供了决策依据。

关键词: 氮沉降; 施肥; 土壤碳蓄积; 东北; CEVSA2 模型

Modeling the effect of nitrogen input on soil carbon storage in Northeast China

GU Fengxue¹, HUANG Mei², ZHANG Yuandong^{3,*}, LI Jie¹, YAN Huimin², GUO Rui¹, ZHONG Xiuli¹

1 Key Laboratory of Dryland Agriculture, Ministry of Agriculture, Institute of Environment and Sustainable Development in Agriculture, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China

2 Key Laboratory of Ecosystem Network Observation and Modeling, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

3 Key Laboratory of Forest Ecology and Environment, State Forestry Administration, Institute of Forest Ecology, Environment and Protection, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China

Abstract: Anthropogenic activities have altered the global nitrogen (N) cycle, leading to increased N input into the ecosystem through N deposition and N fertilizer. China consumes the highest amount of fertilizer globally, and it has become the third largest N deposition region in the world. N input is an important factor in the terrestrial carbon (C) sink, and N

基金项目: 国家自然科学基金项目(41271118, 31370463, 31070398); 中国农业科学院科技创新工程项目

收稿日期: 2015-02-26; 网络出版日期: 2015-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zyd@caf.ac.cn

input is implicated in a series of biogeochemical cycles that then influence the C cycle and its spatial pattern. The soil C pool plays an important role in the global C cycle; therefore, the question of whether and to what extent N input affects the soil C pool must be addressed in relation to global change and N deposition. Northeast China has the third-largest black belt in the world and it is an important commodity grain base of China. Cropland is the most prominent manner of land use in the Northeast, and the change in its soil C pool is an essential factor in explaining the regional C budget and maintaining soil fertility. Using a process-based carbon-water-Nitrogen coupling model, CEVSA2, we simulated the spatial patterns of N deposition in China between 1961 and 2010. With the N deposition and environment data collected, we also used CEVSA2 to explore the effect of enhanced N input on soil C storage in Northeast China in this period. The results show that the N deposition in Northeast China ($1.00 \text{ gN m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) is higher than the average for the whole country, and increases annually by 0.047 gNm^{-2} . From the 1980, the N input began to increase significantly. According to the data, the model simulations indicated that enhanced N deposition has resulted in a net increase of soil C density by 135 gC/m^2 in Northeast, and the total soil C storage increased by 0.16 PgC over the past 50 years. The soil C sequestration induced by N input decreased from east to west and from south to north. In the Northeast Plain and the Sanjiang Plain, the soil C sequestration induced by N input was $>300 \text{ gC/m}^2$. The change in soil C density induced by N input varies significantly among the major biome types in the Northeast. Model simulations indicated that the increase in soil C density in cropland was 230 gC/m^2 . However, those in the forest, shrubland, and grassland were 76 gC/m^2 , 169 gC/m^2 and 89 gC/m^2 , respectively, and the spatial heterogeneity of N input as well as the different responses of vegetation types to it determined the spatial pattern of the increase in soil C storage. Elucidation of the effect of N input on soil C storage will provide a scientific foundation for C fixation as well as C and N management in cropland.

Key Words: nitrogen deposition; fertilization; soil carbon storage; Northeast; CEVSA2 model

目前人类活动已经极大地改变了氮循环过程^[1-2]。1860年以来,全球活性氮生产量逐年增加。据估计,全球人为活动导致的活性氮生产量由1860年的 15 TgN/a 提高到2000年的 165 TgN/a ^[1],其后这一数值仍在持续上升^[3-4]。农业活动是重要的活性氮来源,工业固氮速率的增加使农业生产中日益增加的氮需求得以维持,从1910年开始,工业固氮产生的活性氮由零的数量开始增加,到2000年工业固氮产生的活性氮已经超过了 100 TgN/a ,其中85%来自于化肥的生产^[1,3]。我国作为世界上最大的发展中国家,每年消耗的肥料氮大于 24 Tg ,大约是全世界肥料氮施用量的30%左右^[5]。这些活性氮通过沉降和施肥的方式进入陆地生态系统中,会引起土壤酸化,生物多样性减少,改变生态系统生产力,引起一系列的生态问题^[6]。氮输入的增加引起了科学家和公众的广泛关注^[1,2,7]。

土壤有机碳库在全球碳循环中具有重要作用。据估计,土壤有机碳库大约是大气碳库的3倍多,是植物碳库的2.5—3倍^[8]。土壤碳库的动态平衡影响着作物产量和土壤肥力的高低,是土壤肥力保持和提高的重要研究内容^[9]。氮输入(氮沉降和施氮)是影响陆地生态系统土壤呼吸过程的重要因素^[10-11]。氮沉降能否或在多大程度上对土壤碳库产生影响已经成为全球变化和氮沉降研究中不可回避的问题^[12]。国内外学者也开展了一些氮输入与碳蓄积的模型研究,如,Wei等^[13]基于FORECAST模型,研究了我国东南部杉木人工林碳蓄积对氮沉降的响应,模拟结果表明,在现有氮沉降水平($5-10 \text{ Kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$)下,中国东南地区杉木林蓄积碳 $7.4 \times 10^6 \text{ MgC/a}$,其中土壤碳 $4.9 \times 10^6 \text{ MgC/a}$,如果氮沉降水平增加到 $7.5-15 \text{ Kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$,蓄积的碳量将达到 $16 \times 10^6 \text{ MgC/a}$,土壤碳蓄积将达到 $9.9 \times 10^6 \text{ MgC/a}$;吕超群^[14]应用动态陆地生态系统模型(DLEM)的研究表明,从1901—2005年,大气氮沉降增加及其与其他环境变化的协同作用使得陆地碳库增加 6.43 PgC ,其中植被、土壤和凋落物分别占48%,45%和7%,并且指出,长期持续的氮沉降增加必然会提高土壤碳库在整个氮促碳库中的重要性;Jain等^[15]应用ISAM-NC和ISAM-C模型的研究表明,20世纪90年代,氮输入(62.2 TgN a^{-1})增加引起全球陆地碳汇增加 0.26 PgC/a 。尽管在全球和区域尺度上,开展了许多氮输入与土壤碳蓄积响

应的模拟研究,但关于氮输入引起的土壤碳蓄积的估算仍存在很大的不确定性^[16],缺乏氮输入对土壤碳蓄积影响的深入研究,因此,有必要对氮输入对土壤碳蓄积的影响进行深入探讨。

东北地区处于我国最高纬度地区,是中国最大的天然林区 and 重要的商品粮生产基地,也是世界三大黑土带之一^[17-19]。农田作为东北地区重要的土地利用方式,其土壤碳的变化不仅对区域碳收支具有重要影响,而且对于土壤肥力维持具有重要意义。许多学者对我国东北地区的土壤碳的时空格局及其变化特征进行了研究^[20-25],而且,研究表明氮输入对该区土壤碳蓄积具有重要作用,如对东北黑土的长期定位试验研究表明,施用化肥有利于黑土有机质的积累^[26],且土壤有机质含量对施肥的响应随土层深度的加深呈下降趋势^[27]。但是氮输入对东北地区土壤碳蓄积时空格局影响的研究较少。开展氮输入对东北地区土壤碳蓄积的影响研究,尤其是农田的土壤碳蓄积,对于准确评估该区域的碳收支状况,估算该区域土壤碳蓄积量以及农田土壤碳氮管理都具有重要意义。

1 研究方法

1.1 研究区域简介

本研究中,东北地区(北纬 38°48′—53°33′N,东经 115°31′—135°05′E)主要包括黑龙江、吉林、辽宁以及内蒙古地区东北部,北部与俄罗斯接壤,东南部与朝鲜半岛相接,南部滨临中国渤海和黄海^[28]。本研究中统计的总面积为 $11.73 \times 10^5 \text{ km}^2$ 。东北地区属寒温带大陆性季风气候,四季分明,冷期较长,1961—2010 东北地区年平均温度在 2.49—6.02 °C 之间,随着纬度升高,年均温逐渐减低,年降水量在 427—680 mm,从东南向西北,降水量逐渐减少。

东北地区包括“三山两平原一高原”,即西部为大兴安岭和呼伦贝尔高原,北部为小兴安岭,东部有长白山,中部为松辽平原,东北部为三江平原。中部东北平原的海拔在 200 m 左右,分布着大量黑土,面积 7 万多 km^2 ,是我国重要的商品粮基地,水稻、玉米、大豆等作物播种面积均占全国首位^[29]。黑土的土壤结构良好,土层疏松软绵,呈中性或微酸性,有机质含量高,腐殖质较多,肥力较高,理化性能好,素有“土中之王”的美称。东北陆地生态系统的土壤有机碳库储量为 26.43 PgC,在全球碳库预算中起着举足轻重的作用^[30]。

化肥是东北地区农业赖以发展的重要物质基础,东北地区的化肥消费以氮肥为主,2010 年全国单位面积施肥量为 346.1 kg/hm^2 ,其中东北地区的辽宁为 343.9 kg/hm^2 ,吉林为 350.1 kg/hm^2 ,黑龙江为 176.3 kg/hm^2 ,内蒙古为 253.1 kg/hm^2 ,近年来东北地区化肥施用量呈缓慢提升的趋势^[31-32]。

1.2 数据来源

1.2.1 气候数据

模型中所使用的气象数据来自于国家气象信息中心,包括 1961—2010 年全国 756 个气象台站的每旬平均气温、降水量、云量和相对湿度。使用 ANUSPLIN4.1 插值软件的样条函数插值法对气象数据进行内插到 $10\text{km} \times 10\text{km}$ 的空间网格上^[33],得到全国 1961—2010 年的 0.1° 气象栅格数据。

1.2.2 CO_2 、土壤类型和土壤质地、植被类型数据

大气 CO_2 浓度资料来源于美国夏威夷 Mauna Loa 观测所(<http://co2now.org/Current-CO2/CO2-Now/noaa-mauna-loa-co2-data.html>)。土壤类型和质地资料取自 1:14,000,000 土壤类型图和第二次土壤普查数据,对其进行数字化并重采样到 0.1° 。植被数据来自于 Global Land Cover 2000 数据库(European Commission, Joint Research Centre, 2003. <http://bioval.jrc.ec.europa.eu/products/glc2000/glc2000.php>)共有 22 种土地覆被类型,在 ArcGIS 中进行插值重采样,匹配于气象数据的分辨率。

1.2.3 氮输入相关数据:施肥、能源消费和氮沉降

本研究中的氮输入主要包括通过沉降和施肥两种途径进入生态系统的氮。施肥数据是由统计年鉴的数据计算得到,氮沉降数据基于 CEVSA2 模型,根据栅格化的施肥和能源消费等数据在模型中运行得到。数据来源具体如下:

施肥数据一方面是模型的氮输入数据,同时也是计算氮沉降数据的关键变量。施肥数据来源于中国和各省市的统计年鉴(NBS, <http://www.stats.gov.cn/>),包括 1978—2008 年全国和各省市的施肥量、施氮量,以及全国 2000 多个县 1992、1995、1999 年的施肥数据,根据模型输入数据的要求,对施肥数据做以下处理:(1)按照不同时期各县所在省施肥总量的比例以及所在省 1978—2008 年的变化趋势,计算得到全国各县级单元施氮总量 1978—2008 年的变化趋势。(2)基于 1978—2008 年各县级单元施氮总量的线性变化趋势,计算得到各县级单元 1961—1977 年和 2009、2010 年的施氮总量数据。(3)将县级单元施氮数据属性表与中国县市界先挂接,形成属性空间化。(4)利用通过行政区划求取的 2000 年各县市面积的和,然后基于县市名称与各县市耕地面积挂接,实现耕地面积总量的空间化。(5)最后利用施肥量/各省市县耕地面积和的栅格数据,实现施肥量单元栅格化($\text{gN m}^{-2} \text{a}^{-1}$)。

能源消费数据来源于中国统计局(NBS, <http://www.stats.gov.cn/>),查找自 1978—2008 年全国和各省市的能源总量(万吨标准煤/年),全国和省 1961—1977 年以及 2009、2010 年的能源消费数据根据 1978—2008 年的线性变换趋势计算得到。根据省界图,统计各省市的面积,将各省市的能源消费总量平均到单位面积上,在 ArcGIS 中提取模型输入所需的 0.1° 格点的能源消费量($\text{g 标准煤 m}^{-2} \text{a}^{-1}$)。

利用栅格化后的施肥、能源消费和降水对氮沉降的时空变化进行模拟,

$$N_{\text{depo}} = \text{Amm}_{\text{depo}} + \text{Nit}_{\text{depo}} \quad (1)$$

$$\text{Amm}_{\text{depo}} = \text{PRE} \times P_1 \times \text{fert} + P_2 \times \text{fert} \quad (2)$$

$$\text{Nit}_{\text{depo}} = \text{PRE} \times P_3 \times \text{ener} + P_4 \times \text{ener} \quad (3)$$

式中, N_{depo} 为大气氮沉降速率($\text{gN m}^{-2} \text{a}^{-1}$), Amm_{depo} ($\text{gN m}^{-2} \text{a}^{-1}$)为以 NH_x 形式沉降的氮, Nit_{depo} ($\text{g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$)为以 NO_y 形式沉降的氮, PRE 为降水量(mm), fert 为施氮量($\text{gN m}^{-2} \text{a}^{-1}$), ener 为能源消费量($\text{g 标准煤 m}^{-2} \text{a}^{-1}$), P_1 、 P_2 、 P_3 和 P_4 为拟合参数。通过文献收集了中国区域内 163 个站点不同年份观测的 588 个氮沉降数据(包含湿沉降、干沉降或干湿沉降均有的数据),利用这些观测数据,对 P_1 — P_4 参数进行了拟合。该方法不仅具有较好的理论基础,输入数据和参数易于获取,同时可以根据能源利用效率和氮肥利用率的变化来调整参数,从而实现对未来情景的预测。

1.2.4 CEVSA2 模型简介和运行

CEVSA2 模型是一个基于生理生态过程模拟植物-土壤-大气系统能量交换和水碳氮耦合循环的生物地球化学循环模型。CEVSA2 模型基于目前已有的机理发现,包含了氮对光合、呼吸、分配和土壤碳分解等所有过程的影响模拟,从而能够很好地表达氮输入变化对于碳循环过程的影响。在空间模拟过程中输入数据和参数易于获取且空间分辨率较高。基于本研究构建的氮沉降模拟方法,不仅能够评价区域氮沉降的时空格局,且能够实现不同情景下氮沉降时空格局的预测。

本研究中,模型运行的时间分辨率为 10 天,空间分辨率为 0.1° 。首先应用 1961—2010 年的平均气候数据运行模型至生态系统平衡态,即各个状态变量如植被、土壤碳贮量以及土壤含水量等年际变化量小于 0.1%,且净初级生产力(Net Primary Productivity, NPP)、凋落物产生量(Litter Productivity, LT)与异养呼吸(Heterotropical Respiration, HR)相等,然后用 1961—2010 年每旬资料进行动态模拟,并反复运行模型以消除假定的生态系统状态变量的初始值(即平衡态假设)对模拟结果的影响。从最终模拟结果中提取中国东北地区的数据进行分析。

2 模型验证

本研究中,为了验证 CEVSA2 模型在土壤碳储量对氮输入响应方面的模拟效果,利用从文献中收集的公主岭^[34]和海伦^[35]两个站点施肥的长期试验数据对其进行验证。利用 CEVSA2 模型,分别计算两个站点在 16.5 gNm^{-2} 和 12.8 gNm^{-2} (公主岭和海伦长期试验中的施氮量)氮输入水平下土壤有机碳密度,其与无氮条件下土壤碳密度的差值作为氮输入引起的土壤碳储量变化的模拟值。模拟值与站点实测值的比较如图 1。氮

输入引起的公主岭地区土壤碳储量变化 13 年的试验值为 0.177 kgC/m^2 , 模拟值为 0.204 kgC/m^2 , 相对误差为 15.39%。氮输入引起的海伦地区土壤碳储量变化的 19 年平均值为 0.300 kgC/m^2 , 模拟值为 0.280 kgC/m^2 , 相对误差为 6.84%, 因此, 可以看出 CEVSA2 模型可以很好地模拟东北地区农田土壤碳对氮输入的响应。模型模拟值与试验值之间的误差主要是由于: (1) 土壤的空间异质性, 土壤采样点不一样, 会造成土壤实测值存在较大的变异性, 通过统计分析发现, 两地的组内方差 (公主岭为 0.017, 海伦为 0.010) 均大于组间方差 (公主岭为 0.003, 海伦为 0.009); (2) 模型模拟的误差, 试验中, 氮肥非纯氮, 氮与其他肥料元素之间存在着复杂的交互作用, 而模型则只考虑了氮的作用。

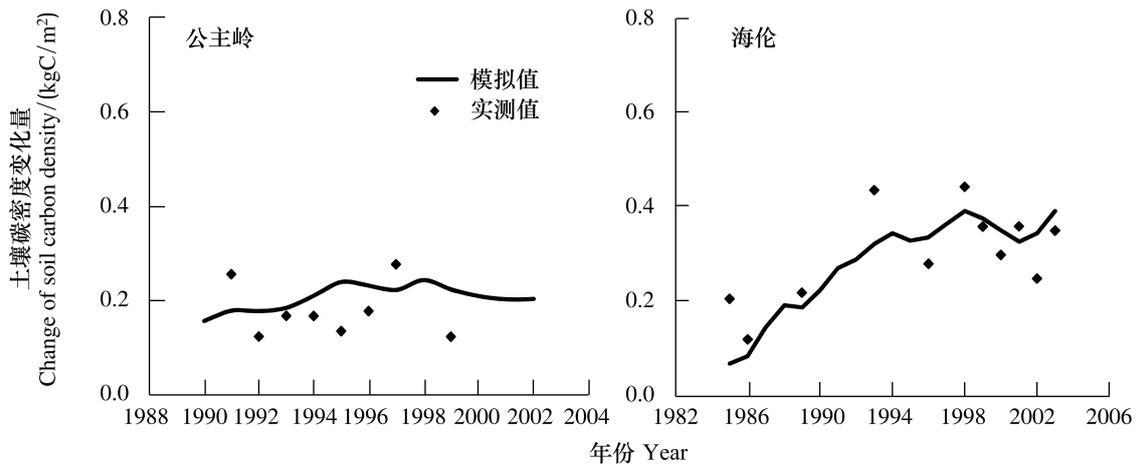


图 1 氮输入对土壤碳蓄积影响的模拟值与实测值的比较

Fig.1 Comparison between the estimated C storage induced by N input with CEVSA2 and that from field measurements in Gongzhuling and Hailun station

3 结果与讨论

3.1 东北地区氮输入的时空变化

研究时段内, 我国东北地区的大气氮沉降速率平均为 $1.00 \text{ gN m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, 高于全国的氮沉降速率 $0.81 \text{ gN m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, 2010 年, 东北地区的氮沉降速率达到 $2.80 \text{ gN m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, 是同时段全国平均氮沉降速率的 1.64 倍。东北地区氮沉降速率较高, 与东北地区是我国的老工业基地和重要的农业基地有关, 工业生产和氮肥施用引起高氮沉降。东北地区的氮沉降速率的年增长率为 $0.047 \text{ gN m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, 高于全国氮沉降速率的增速 $0.036 \text{ gN m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (图 2), 20 世纪 60 年代和 70 年代氮沉降速率基本保持不变, 80 年代开始增加, 90 年代以后氮沉降速率增加更加显著。

从空间上看, 黑龙江、吉林和辽宁地区的氮沉降速率高于内蒙古的东北部地区 (图 3)。从 1961 至 2010 年, 内蒙古东北部地区的氮沉降速率基本不变, 始终在 $0-0.25 \text{ gN m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 的范围, 而在黑龙江的西南部、三江平原、吉林省的中西部和辽宁地区的氮沉降速率发生了显著变化, 从 20 实际的 60 年代的 $0.25-0.75 \text{ gN m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, 增加到 80 年代的 $0.75-2.0 \text{ gN m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, 再到 21 世纪初的 $2.0-4.5 \text{ gN m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 。

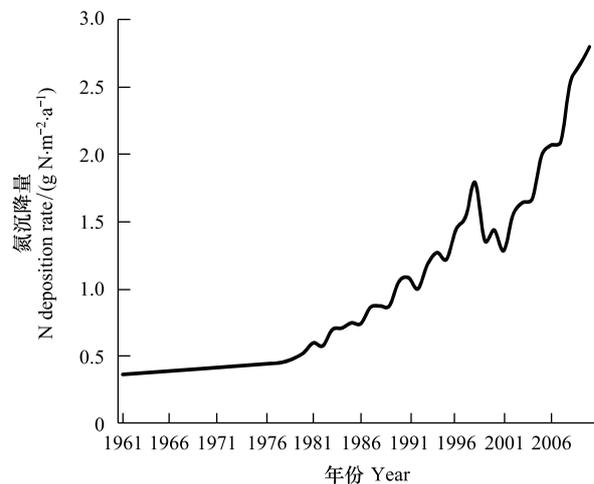


图 2 1961—2010 年中国东北地区氮沉降的年内变化

Fig.2 The inter-annual variation of N deposition in Northeast China during 1961—2010

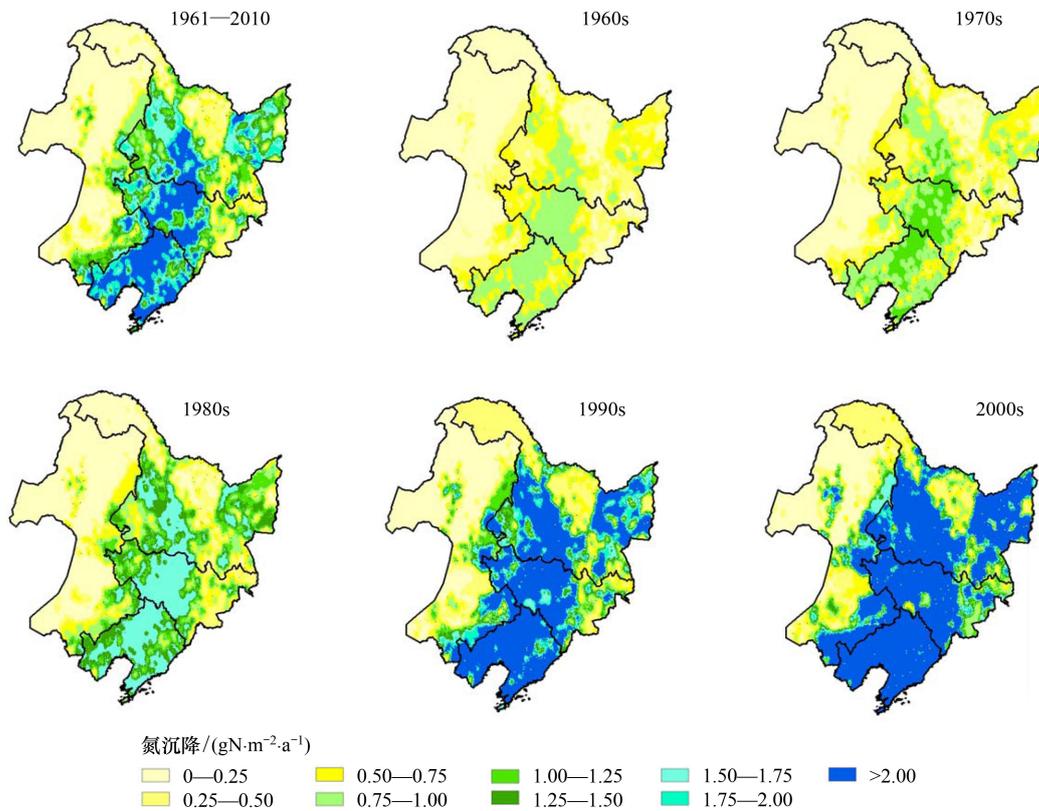


图3 中国东北地区多年平均(a)和不同年代际(b,c,d,e,f)氮沉降的空间格局

Fig.3 Spatial pattern of N deposition in northeast China

1961—2010年中国和东北地区的施氮量均呈增加趋势(图4)。我国东北地区的施氮量低于全国平均水平,变化范围在 $1.72\text{--}13.82\text{ gN m}^{-2}\text{ a}^{-1}$,平均施氮量为 $4.78\text{ gN m}^{-2}\text{ a}^{-1}$ 。就变化趋势来看,1961—2010年,东北地区每年增加 $0.21\text{ gN m}^{-2}\text{ a}^{-1}$ 。东北地区的施氮量20世纪70年代至21世纪初分别比60年代增加了15%、89%、250%和456%,由此可见,施氮量的增加主要在20世纪80年代以后,80年代以前我国的施氮量水平很低而且增量较小。

为了说明东北地区的施氮量在空间上的差异及其变化,本研究对1978—2008年施氮量统计资料进行空间化处理,得到了施氮量近31a施氮量的空间分布,并分析了20世纪80年代、90年代和21世纪初东北施氮量的空间分布(图5)。近31a三江平原地区的农田施氮量普遍较低,在 $0\text{--}5\text{ gN m}^{-2}\text{ a}^{-1}$,东北平原地区的施氮量普遍较高,在 $5.0\text{ gN m}^{-2}\text{ a}^{-1}$ 以上,部分地区的施氮量超过 $10\text{ gN m}^{-2}\text{ a}^{-1}$ 。近30年来,我国东北地区的农田施氮量持续增加。申建波等^[36]对黑龙江稻作区的施肥情况研究发现,该区氮肥施用量从 $3.5\text{--}35.36\text{ gN m}^{-2}\text{ a}^{-1}$ 不等,平均为 $15\text{ gN m}^{-2}\text{ a}^{-1}$,与本研究结果非常相近。我国东北农田的施氮量虽然低于全国平均水平,主要与东北地区农田施氮量分布差异较大有关,而且东北地区存在大面积的高施氮区,因此,有必要对东北地

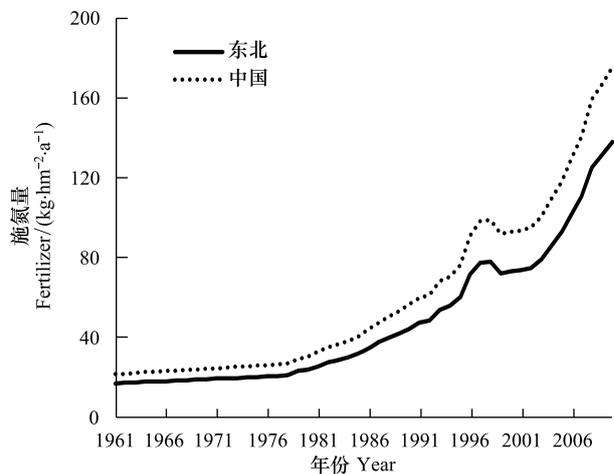


图4 1961—2010年中国和东北地区施氮量的年际变化

Fig.4 The inter-annual variation of N fertilizer in China and Northeast China during 1961—2010

区农田施氮量,施氮量的空间差异引起的生态效应进行进一步研究。

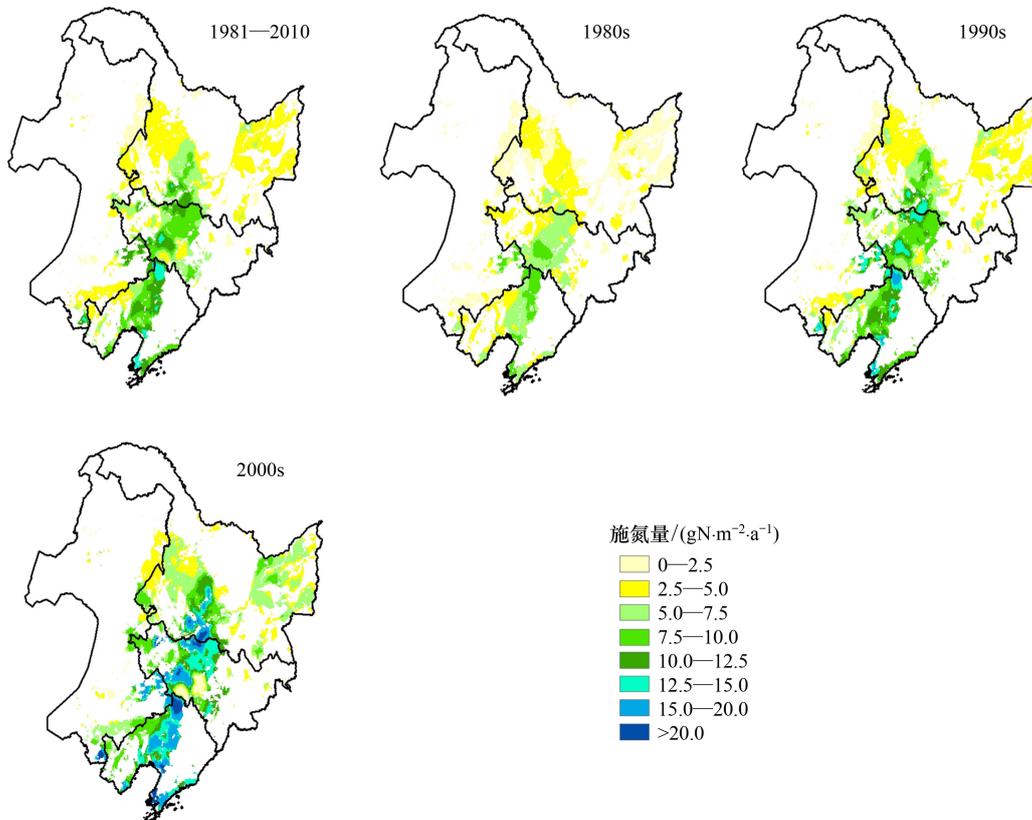


图 5 1981—2008 年东北农田平均施氮量的空间分布 (a) 和不同年代际 (b,c,d) 的空间分布

Fig.5 Spatial pattern of N fertilizer rate during 1981—2010 (a), 1981—1990 (b), 1991—2000 (c) and 2001—2008 (d)

氮肥施用量的增加,与氮肥工业的发展有直接关系。1965—1979 年,碳酸氢铵的生产使中国氮肥产量迅速增加,是主要的氮肥消费形式。20 世纪 80 年代以后,随着无烟煤生产尿素技术的发展,氮肥产量迅速增加,1997 年高浓度尿素超过碳酸氢铵成为中国第一大氮肥品种,氮肥消费迅速增长^[37]。根据栾江等^[31]的研究,化肥使用强度的增长是中国化肥施用总量增长的主因,但从 2007 年以后,使用强度的贡献不断下降,播种面积调整的贡献有所提高。中国肥料的当季利用率低,氮肥利用率仅为 30%—35%,氮肥的挥发、淋溶和径流损失巨大,随之引起土壤肥力下降,农作物品质降低和环境污染等^[38]。从本研究的研究结果来看,我国农田施氮量持续增加,不同区域农田施氮量的差异很大,因此针对不同地区施氮量的差异,对我国农田施氮量进行管理,对于提高农作物产量和品质以及改善土壤肥力都将具有重要意义。

3.2 东北地区土壤碳储量的时间序列变化对氮输入的响应

本研究中,利用有氮输入和无氮输入两种模拟情景中土壤碳密度的差值作为氮输入增加引起的土壤碳密度变化量,并将 2010 年土壤碳蓄积的变化量作为 1961—2010 年由于氮输入增加(氮沉降和施肥)引起的

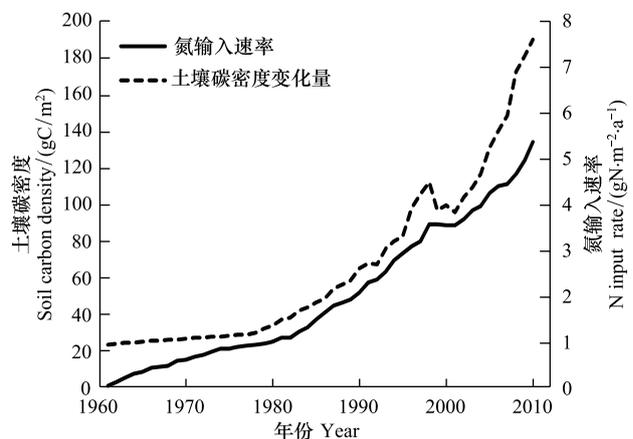


图 6 1961—2010 年氮输入引起的东北地区土壤碳密度的变化量

Fig.6 The inter-annual variation of soil C density induced by changes of N input during 1961—2010

土壤碳蓄积增加量。由图6可知,氮输入速率的增加使得东北地区的土壤碳密度的增加量逐年增大。20世纪60年代,东北地区氮输入增加使得东北地区的土壤密度增大了 16 gC/m^2 ,而在随后的70年代,氮输入增加引起的土壤碳密度增加量减小为 10 gC/m^2 ,从80年代开始,氮输入引起的土壤碳密度的增加量逐渐增加,这与东北地区氮输入的增长趋势相一致,80年代以后,人类活动的干扰以及氮肥工业的发展,东北地区的氮沉降和施肥水平都大幅增加(表1)。研究时段内,东北地区的氮输入量由1961年的 $0.97\text{ gN m}^{-2}\text{ a}^{-1}$ 增加到2010年的 $7.6\text{ gN m}^{-2}\text{ a}^{-1}$,使得东北陆地生态系统土壤碳密度增加 135 gC/m^2 ,土壤碳汇增加 0.16 PgC 。

表1 1961—2010年氮输入引起的东北地区土壤碳密度增加量的年代际变化

Table 1 The inter-decadal variations of the increased soil C density induced by N input in Northeast China during 1961—2010

年代 Decades	1961—1970	1971—1980	1981—1990	1991—2000	2001—2010	1961—2010
氮输入 N Input/ $(\text{gN m}^{-2}\text{ a}^{-1})$	1.03	1.19	1.98	3.56	5.56	2.66
土壤碳密度增加量 Increased Soil C Density/ (gC/m^2)	16	10	27	37	45	135
土壤碳蓄积 Soil C Storage/ (TgC)	18.48	11.54	31.58	42.95	53.16	157.71

氮输入增加引起的土壤碳密度增加量在1961—1970年等于1970年的氮输入引起的土壤碳密度的变化量,1971—1980等于1980年的氮输入引起的土壤碳密度的变化量与1970年的差值,1981—1990等于1990年的氮输入引起的土壤碳密度的变化量与1980年的差值,依次类推

土壤碳库的增减趋势取决于碳输入与输出之间的平衡关系,一方面氮输入增加导致叶氮浓度的升高^[39-41],由此促进光合作用从而增加植物生物量。但氮输入对凋落物的影响程度取决于树种和养分条件^[12],一些研究发现氮输入显著增加了凋落量^[42-44],但另外一些研究表明氮输入对凋落物量影响不显著^[41,45]。在本研究中,氮输入增加了植物的凋落物量碳,凋落物量平均每年增加 $0.21\text{ gC m}^{-2}\text{ a}^{-1}$,尤其是从20世纪80年代以后,氮输入使得东北地区的凋落物量急剧增加(图7),从而导致进入土壤的碳素增加。另外,目前关于氮输入对土壤呼吸的影响目前还没有一致的结论,可能存在促进作用^[46-49]、抑制作用^[48,50-51]或无明显影响^[52],同样取决于树种、氮沉降浓度和养分条件。本研究中氮输入增加了土壤的异养呼吸,平均每年增加 $0.13\text{ gC m}^{-2}\text{ a}^{-1}$ 。植物根系的周转、凋落物和土壤有机质的分解与土壤碳库紧密相关,凋落物和土壤碳氮比与分解作用有着紧密联系^[53-55]。总得来说,森林凋落物的分解速率因凋落物的种类和环境条件不同而不同,并且不同气候条件和不同分解阶段影响凋落物分解的各因子重要性可能存在差异。本研究结果表明氮输入引起的植物凋落物碳输入的增量大于土壤异养呼吸的增量,从而导致土壤碳储量的上升。

3.3 东北地区土壤碳蓄积的空间格局对氮输入的响应

氮输入引起的东北地区土壤碳密度的变化量呈现出东高西低,南高北低的空间格局(图8)。研究时段内,氮输入的增加使得土壤碳密度减少的面积仅占研究区域总面积的16%,主要分布在小兴安岭地区,大兴安岭和长白山的小部分地区。在绝大部分地区,氮输入增加了东北地区的土壤碳密度。其中,土壤碳密度的增加量在 $0-100\text{ gC/m}^2$ 的地区占研究区域总面积的43%,主要分布在大兴安岭、呼伦贝尔高原、内蒙古高原等地区;土壤碳密度的增加量大于 100 gC/m^2 的地区占研究区域总面积的41%,其中土壤碳密度增加量大于 300 gC/m^2 的面积占研究区域总面积的19%,主要分布在东北平原和三江平原地区,以及黑龙江的西南部地区。总体来看,东北地区的氮输入使得土壤碳密度减少或者增加量较小的地区主要是在东北森林和草地的分

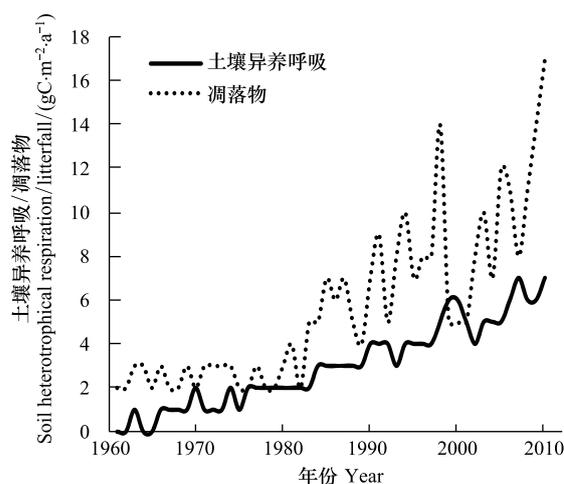


图7 1961—2010年氮输入引起的东北地区土壤异养呼吸和凋落物量的变化

Fig.7 Temporal variations of heterotrophical respiration and litter production change induced by N input

布区,土壤碳蓄积量增加较多的地区主要在农田分布区。

随着氮输入量的不断增加,土壤碳蓄积的响应幅度不是维持不变的,其年代际的空间格局对于了解生态系统行为具有重要意义。图 9 通过对比整个研究时段内不同年代的氮效应差值来揭示氮输入增加引起的土壤碳密度变化量的年代际差异。从空间分布上来看,20 世纪 60 年代和 70 年代氮输入引起的土壤碳密度的变化不大,从 80 年代开始,氮输入使得辽河平原、吉林中部和黑龙江西南部、三江平原等的部分地区土壤碳密度的增加量达到 75—200 gC/m²,90 年代达到 75—200 gC/m²的区域面积进一步扩大,部分地区开始超过 200 gC/m²,2000 年后 75—200 gC/m²的范围在这些地区逐渐向外扩展,土壤碳密度的增加量进一步增多。而在大、小兴安岭、长白山以及内蒙古地区,氮输入对这些地区的土壤碳密度的影响几乎没有变化,直到 20 世纪 90 年代,这些地区的土壤碳密度增加量才逐步达到 10—50 gC/m²。

造成东北地区土壤碳密度量对氮输入响应的空间格局存在差异的原因主要有两方面:(1)东北地区氮输

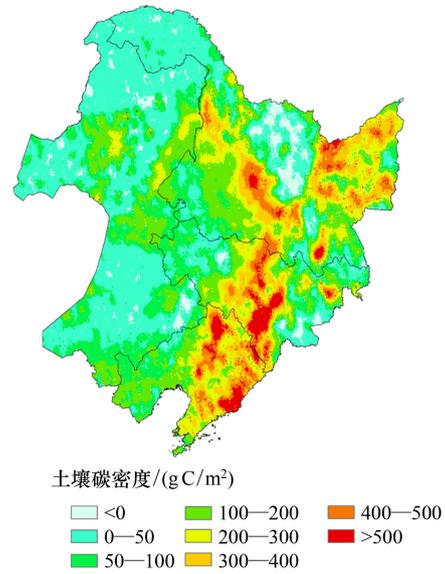


图 8 1961—2010 年氮输入引起的东北地区土壤碳密度变化量的空间格局

Fig.8 Spatial pattern of soil C density change induced by N input in Northeast China during 1961—2010

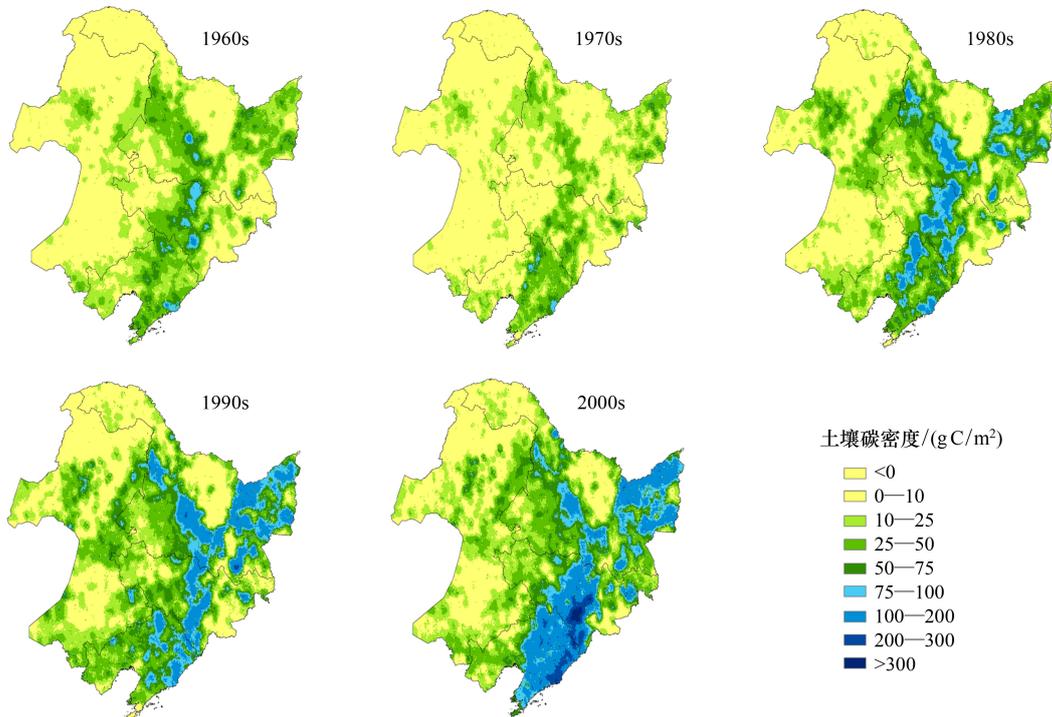


图 9 不同年代氮输入引起的东北地区土壤碳密度变化量的空间格局

Fig.9 Spatial pattern of soil C density change induced by N input in different decade in Northeast China

入存在空间差异。研究发现,氮输入引起的东北地区土壤碳密度变化量的空间格局与东北地区氮输入的空间格局具有很好的一致性,如东北平原和三江平原地区的氮沉降速率不论是 50 年平均值,还是不同年代的平均值始终都是东北地区氮沉降速率最高的地区,而且这些地区主要是农田分布区,有大量氮素以氮肥的形式

施入生态系统中,进而影响植物生长,改变凋落量和土壤呼吸过程,因此这些地区由氮输入引起的土壤碳密度增加量及其增速也同样是最高。而在氮沉降速率较小的大小兴安岭和内蒙地区的土壤碳密度的变化量同样很小(图9)。(2)不同植被类型对氮输入的响应存在差异(表2)。从氮输入对东北地区的土壤碳密度影响的空间格局及其不同年代土壤碳蓄积空间格局的影响来看,土壤碳密度变化较小的地区主要是在东北森林和草地的分布区,土壤碳密度增加较多的地区主要在农田分布区,由此可以初步认为氮输入对土壤碳密度的影响与植被类型有很大的关系,尤其是农田的土壤碳密度受氮输入影响很大。

表 2 不同植被类型下的氮输入使土壤有碳蓄积增加量

Table 2 Increased soil C storage induced by N input among major biomes of Northeast China

植被类型 Vegetation Types	面积百分比 Areas/%	土壤碳密度增加量/gC/m ² Increased Soil C Density	土壤碳蓄积增加量/TgC Increased Soil C Storage
森林 Forest	38.44%	76	34.20
灌丛 Shrubland	3.42%	169	6.76
草地 Grassland	22.03%	89	23.09
农田 Cropland	34.74%	230	93.65
其他 others	1.37%	/	/

4 结论

(1)过去 50a 东北地区的氮输入显著增加,其中大气氮沉降速率平均为 1.00 gN m⁻² a⁻¹, 2010 年达到 2.80 gN m⁻² a⁻¹,年增长率为 0.047 gN m⁻² a⁻¹,高于全国的平均水平;而农田的施氮量则由 1961 年的 1.721 gN m⁻² a⁻¹增加到 2010 年 3.82 gN m⁻² a⁻¹的。东北平原地区是氮沉降和农田施氮量增加最为显著的区域。

(2)氮输入促进了东北地区土壤碳的吸收,东北陆地生态系统的土壤碳密度平均增加了 135 gC/m², 1961—2010 年氮输入共增加土壤碳蓄积 0.16 PgC。

(3)不同植被类型下的土壤碳密度对氮输入的响应存在很大差异,氮输入引起农田、灌丛、草地、森林的土壤碳密度分别增加 230 gC/m²、169 gC/m²、89 gC/m²和 76 gC/m²。

(4)氮输入的空间格局和不同植被对氮输入的响应差异决定了东北地区土壤碳蓄积变化的空间特征。氮输入引起的东北地区土壤碳蓄积量的变化呈现出东高西低、南高北低的空间格局,东北平原和三江平原的土壤碳密度增加量超过了 300 gC/m²。

致谢:本论文得到国家留学基金资助(录取文号:留金发[2013]3018号)。

参考文献 (References):

- [1] Galloway J N, Aber J D, Erisman J W, Seitzinger S P, Howarth R W, Cowling E B, Cosby B J. The nitrogen cascade. *BioScience*, 2003, 53(4): 341-356.
- [2] Vitousek P M, Aber J D, Howarth R W, Likens G E, Matson P A, Schindler D W, Schlesinger W H, Tilman D G. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, 1997, 7(3): 737-750.
- [3] Galloway J N, Townsend A R, Erisman J W, Bekunda M, Cai Z C, Freney J R, Martinelli L A, Seitzinger S P, Sutton M A. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 2008, 320(5878): 889-892.
- [4] Gu B J, Chang J, Min Y, Ge Y, Zhu Q A, Galloway J N, Peng C H. The role of industrial nitrogen in the global nitrogen biogeochemical cycle. *Scientific Reports*, 2013, 3: 2579.
- [5] 陈秋凤. 杉木人工林林木养分和凋落物分解对模拟氮沉降的响应[D]. 福州: 福建农林大学, 2006.
- [6] Galloway J N, Dentener F J, Capone D G, Boyer E W, Howarth R W, Seitzinger S P, Asner G P, Cleveland C C, Green P A, Holland E A, Karl D M, Michaels A F, Porter J H, Townsend A R, Vöösmary C J. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry*, 2004, 70(2): 153-226.

- [7] Lu C Q, Tian H Q, Liu M L, Ren W, Xu X F, Chen G S, Zhang C. Effect of nitrogen deposition on China's terrestrial carbon uptake in the context of multifactor environmental changes. *Ecological Applications*, 2012, 22(1): 53-75.
- [8] Post W M, Emanuel W R, Zinke P J, Stangenberger A G. Soil carbon Pools and world life zones. *Nature*, 1982, 298(5870): 156-159.
- [9] 王绍强, 刘纪远. 土壤碳蓄积量变化的影响因素研究现状. *地球科学进展*, 2002, 17(4): 528-534.
- [10] Cao M K, Woodward F I. Dynamic responses of terrestrial ecosystem carbon cycling to global climate change. *Nature*, 1998, 393(6682): 249-252.
- [11] 彭琴, 董云社, 齐玉春. 氮输入对陆地生态系统碳循环关键过程的影响. *地球科学进展*, 2008, 23(8): 874-883.
- [12] 邓小文, 韩士杰. 氮沉降对森林生态系统土壤碳库的影响. *生态学杂志*, 2007, 26(10): 1622-1627.
- [13] Wei X H, Blanco J A, Jiang H, Kimmins J P H. Effects of nitrogen deposition on carbon sequestration in Chinese fir forest ecosystems. *Science of the Total Environment*, 2012, 416: 351-361.
- [14] 吕超群. 中国大气氮沉降与陆地生态系统碳循环研究[D]. 北京: 中国科学院地理科学与资源研究所, 2009.
- [15] Jain A, Yang X J, Khesghi H, McGuire A D, Post W, Kicklighter D. Nitrogen attenuation of terrestrial carbon cycle response to global environmental factors. *Global Biogeochemical Cycles*, 2009, 23(4): 1-13.
- [16] de Vries W, Solberg S, Dobbertin M, Sterba H, Laubhann D, van Oijen M, Evans C, Gundersen P, Kros J, Wamelink G W W, Reinds G J, Sutton M A. The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration by European forests and heathlands. *Forest Ecology and Management*, 2009, 258(8): 1814-1823.
- [17] 于磊, 张柏. 中国黑土退化现状与防治对策. *干旱区资源与环境*, 2004, 18(1): 99-103.
- [18] 朱锋, 刘志明, 王宗明, 宋开山. 东北地区农田净初级生产力时空特征及其影响因素分析. *资源科学*, 2010, 32(11): 2079-2084.
- [19] 于颖, 范文义, 李明泽. 东北林区不同尺度森林的含碳率. *应用生态学报*, 2012, 23(2): 341-346.
- [20] 奚小环, 杨忠芳, 崔玉军, 孙淑梅, 于成广, 李敏. 东北平原土壤有机碳分布与变化趋势研究. *地学前缘(中国地质大学(北京); 北京大学)*, 2010, 17(3): 213-221.
- [21] 王丽丽, 宋长春, 葛瑞娟, 宋艳宇, 刘德燕. 三江平原湿地不同土地利用方式下土壤有机碳储量研究. *中国环境科学*, 2009, 29(6): 656-660.
- [22] 张春华, 王宗明, 任春颖, 宋开山, 张柏, 刘殿伟. 松嫩平原玉米带农田土壤有机碳时空格局. *农业工程学报*, 2010, 26(S1): 300-307.
- [23] 崔玉军, 李延生, 刘立芬, 胡春见. 松嫩平原南部土壤近二十年有机碳含量变化特征. *黑龙江国土资源*, 2010, (8): 41-41.
- [24] 王金达, 刘景双, 刘淑霞, 于家宝. 松嫩平原黑土土壤有机碳库的估算及其影响因素. *农业环境科学学报*, 2004, 23(4): 687-690.
- [25] 方华军, 杨学明, 张晓平. 东北黑土有机碳储量及其对大气 CO₂ 的贡献. *水土保持学报*, 2003, 17(3): 9-12.
- [26] 徐金忠, 孟凯, 崔晓阳, 冯军, 宋金凤. 不同施肥处理对黑土腐殖质组成的影响. *东北林业大学学报*, 2009, 39(11): 84-85.
- [27] 徐宁, 周连仁, 苗淑杰. 长期施肥对黑土有机质及其组成的影响. *中国土壤与肥料*, 2012, (6): 14-16, 33-33.
- [28] 毛德华, 王宗明, 韩佶兴, 任春颖. 1982—2010 年中国东北地区植被 NPP 时空格局及驱动因子分析. *地理科学*, 2012, 32(9): 1106-1111.
- [29] 王春春, 陈长青, 黄山, 邓艾兴, 张卫建, 卞新民. 东北气候和土壤资源演变特征研究. *南京农业大学学报*, 2010, 33(2): 19-24.
- [30] Wang S Q, Zhou C H, Liu J Y, Tian H Q, Li K R, Yang X M. Carbon storage in northeast China as estimated from vegetation and soil inventories. *Environmental Pollution*, 2002, 116(S1): S157-S165.
- [31] 栾江, 仇焕广, 井月, 廖绍攀, 韩炜. 我国化肥施用量持续增长的原因分解及趋势预测. *自然资源学报*, 2013, 28(11): 1869-1878.
- [32] 张四代, 王激清, 张卫峰, 王利, 马文奇, 张福锁. 我国东北地区化肥消费与生产现状、问题及其调控策略. *磷肥与复肥*, 2007, 22(5): 74-78.
- [33] Hutchinson M F. A new objective method for spatial interpolation of meteorological variables from irregular networks applied to the estimation of monthly mean solar radiation, temperature, precipitation and windrun // Fitzpatrick E A, Kalma J D, eds. *Need for Climatic and Hydrological Data in Agriculture in South-East Asia. Proceedings of the United Nations University Workshop, December 1983, Division of Water Resources Technical Memorandum 89/5, CSIRO, Canberra, 1989: 95-104.*
- [34] 彭畅, 朱平, 高洪军, 刘淑环. 长期定位监测黑土土壤肥力的研究 I. 黑土耕层有机质与氮素转化. *吉林农业科学*, 2004, 29(5): 29-33.
- [35] 隋跃宇, 张兴义, 焦晓光, 王其存, 赵军. 长期不同施肥制度对农田黑土有机质和氮素的影响. *水土保持学报*, 2005, 19(6): 190-192.
- [36] 申建波, 张福锁. 水稻养分资源综合管理理论与实践[M]. 北京: 中国农业大学出版社, 2006: 310-311.
- [37] 张卫峰, 季明秀, 马骥, 王雁峰, 马文奇, 张福锁. 中国化肥消费需求影响因素及走势分析——I 化肥供应. *资源科学*, 2007, 29(6): 162-169.
- [38] 杨青林, 桑利民, 孙吉茹, 季志强, 袁文利, 郭玉炜, 盖颜欣. 我国肥料利用现状及提高化肥利用率的方法. *山西农业科学*, 2011, 39(7): 690-692.
- [39] Erickson H, Keller M, Davidson E A. Nitrogen oxide fluxes and nitrogen cycling during postagricultural succession and forest fertilization in the humid tropics. *Ecosystems*, 2001, 4(1): 67-84.

- [40] Mirmanto E, Proctor J, Green J, Nagy L, Suriantata. Effects of nitrogen and phosphorus fertilization in a lowland evergreen rainforest. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 1999, 354(1391): 1825-1829.
- [41] Pregitzer K S, Burton A J, Zak D R, Tallhelm A F. Simulated chronic nitrogen deposition increases carbon storage in Northern Temperate forests. *Global Change Biology*, 2008, 14(1): 142-153.
- [42] Magill A H, Aber J D, Hendricks J J, Bowden R D, Melillo J M, Steudler P A. Biogeochemical response of forest ecosystems to simulated chronic nitrogen deposition. *Ecological Applications*, 1997, 7(2): 402-415.
- [43] Eriksson H M, Berdén M, Rosén K, Nilsson S I. Nutrient distribution in a Norway spruce stand after long-term application of ammonium nitrate and superphosphate. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1996, 92(3/4): 451-467.
- [44] 樊后保, 刘文飞, 裘秀群, 徐雷, 王强, 陈秋风. 杉木人工林凋落物量对氮沉降增加的初期响应. *生态学杂志*, 2007, 26(9): 1335-1338.
- [45] Deforest J L, Zak D R, Pregitzer K S, Burton A J. Atmospheric nitrate deposition and the microbial degradation of cellobiose and vanillin in a northern hardwood forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36(6): 965-971.
- [46] 涂利华, 胡庭兴, 张健, 何远洋, 田祥宇, 肖银龙. 模拟氮沉降对华西雨屏区苦竹林细根特性和土壤呼吸的影响. *应用生态学报*, 2010, 21(10): 2472-2478.
- [47] 李建敏, 丁维新, 蔡祖聪. 氮肥对玉米生长季土壤呼吸的影响. *应用生态学报*, 2010, 21(8): 2025-2030.
- [48] 李凯, 江洪, 由美娜, 曾波. 模拟氮沉降对石栎和苦槠幼苗土壤呼吸的影响. *生态学报*, 2011, 31(1): 82-89.
- [49] Berg B, Matzner E. Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest systems. *Environmental Reviews*, 1997, 5(1): 1-25.
- [50] Franklin O, Höglberg P, Ekblad A, Ågren G I. Pine forest floor carbon accumulation in response to N and PK additions; bomb ^{14}C modelling and respiration studies. *Ecosystems*, 2003, 6(7): 644-658.
- [51] 贾淑霞, 王政权, 梅莉, 孙玥, 全先奎, 史建伟, 于水强, 孙海龙, 谷加存. 施肥对落叶松和水曲柳人工林土壤呼吸的影响. *植物生态学报*, 2007, 31(3): 372-379.
- [52] Micks P, Aber J D, Boone R D, Davidson E A. Short-term soil respiration and nitrogen immobilization response to nitrogen applications in control and nitrogen-enriched temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 2004, 196(1): 57-70.
- [53] Batjes N H, Bridges E M. A Review of Soil Factors and Processes that Control Fluxes of Heat, Moisture and Greenhouse Gases[M]. Wageningen, Netherlands: International Soil Reference and Information Centre, 1992.
- [54] Enríquez S, Duarte C M, Sand-Jensen K. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C:N:P content. *Oecologia*, 1993, 94(4): 457-471.
- [55] Gholz H L, Wedin D A, Smitherman S M, Harmon M E, Parton W J. Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition. *Global Change Biology*, 2000, 6(7): 751-765.