

DOI: 10.5846/stxb201804210909

李守娟, 杨磊, 陈利顶, 赵方凯, 孙龙. 长三角典型城郊土地利用变化及其土壤碳氮响应. 生态学报, 2018, 38(20): - .

Li S J, Yang L, Chen L D, Zhao F K, Sun L. Land use change and its influence on soil organic carbon and total nitrogen in a typical peri-urban watershed of the Yangtze River delta. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(20): - .

长三角典型城郊土地利用变化及其土壤碳氮响应

李守娟^{1,2}, 杨磊^{1,*}, 陈利顶^{1,2}, 赵方凯^{1,2}, 孙龙¹

1 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085

2 中国科学院大学, 北京 100049

摘要: 城市化在改变城市周边土地利用及其空间布局的同时, 也改变了城郊土壤的碳氮循环等关键生物地球化学过程。明确城郊地区土地利用变化及其对土壤碳氮储量的影响, 可有效揭示城郊地区土壤肥力提供等关键生态系统服务的演变特征。以长三角典型城郊宁波樟溪流域为例, 分析了 1974 年至 2015 年其土地利用变化特征, 并采用 DNDC 模型模拟了土地利用变化所引起的土壤碳、氮储量变化。研究表明该流域内农地和林地面积均在不断减小, 而园地和城镇建设用地面积在不断增加。模拟表明农地单位面积有机碳、总氮含量逐年降低, 而林地则不断增加, 园地呈波动变化, 不同土地利用类型的单位面积有机碳和总氮含量对温度和降雨的变化有不同程度的响应。随着城郊地区土地利用变化, 流域内农地土壤有机碳和总氮储量逐年降低, 园地和林地土壤有机碳和总氮储量逐年增加, 土地利用变化决定了流域土壤有机碳和总氮的储量变化特征。

关键词: 城郊生态系统; 土地利用; 有机碳; 总氮; DNDC 模型

Land use change and its influence on soil organic carbon and total nitrogen in a typical peri-urban watershed of the Yangtze River delta

LI Shoujuan^{1,2}, YANG Lei^{1,*}, CHEN Liding^{1,2}, ZHAO Fangkai^{1,2}, SUN Long¹

1 State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract: Land use change has significant influences on many biogeochemical and ecological processes in peri-urban ecosystems, especially for soil carbon and nitrogen cycles. Identifying the relationship between land use change and soil processes in peri-urban areas is a key issue in current studies. In this study, the Zhangxi watershed was selected as the study area, which is a typical peri-urban watershed in the Yangtze River Delta. The land use changes were analyzed from 1974 to 2015 based on remote sensing images. The DNDC (DeNitrification—DeComposition) model was used to simulate soil organic carbon and soil total nitrogen changes in this period. The results showed that from 1974 to 2015, area of forestland and farmland decreased because of urbanization, and the area of urban construction land increased. Calibration of the DNDC model showed that the simulated values were consistent with observed values. This indicated that the calibrated DNDC model can accurately simulate soil organic carbon and soil total nitrogen in the study area. Results of the DNDC model showed that soil organic carbon and soil total nitrogen content per unit area in farmland decreased during the simulation period, and the content decreased with increasing temperature and the amount of precipitation. The values of soil organic carbon and soil total nitrogen content per unit area in orchards displayed no obvious changes during the past 41 years, and soil organic carbon and soil total nitrogen in orchards were sensitive to temperature changes. The soil organic

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(41571130064); 中国科学院青年科技创新促进会(2018057)

收稿日期: 2018-04-21; **修订日期:** 2018-07-24

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: leiyang@rcees.ac.cn

carbon and total nitrogen per unit area in forestland increased during the simulation period and increased with increasing temperature and decreased with increasing amounts of precipitation. At the watershed scale, simulation results showed that the total amount of soil organic carbon and soil total nitrogen in farmland decreased from 1974 to 2015, and the values in orchard increased. The soil organic carbon in forestland increased during simulated years, whereas the soil total nitrogen decreased in early simulated years and increased in the recent two decades. The changes in total organic carbon and total nitrogen reserves at the watershed scale were dominated by forestland because of the high content of soil organic carbon and total nitrogen in forestland and its large area in the watershed. This indicated that land use type and its composition determines the characteristics of soil organic carbon and total nitrogen storages at the watershed scale. This study showed that both land use, and climate factors (temperature and precipitation) have effects on soil organic carbon and soil nitrogen storage, and land use take a determining role in this process. Results of this study could provide scientific guidance on soil security and land use optimization in rapid urbanization areas.

Key Words: Peri-urban ecosystem; land use; soil organic carbon; soil total nitrogen; DNDC model

土壤中的碳和氮共同调节和维持着生态系统的生产力和稳定性,碳氮循环是生态系统的重要过程^[1]。城市化通过改变城市周边的土地利用,改变了土壤中碳氮循环在内的一系列生物地球化学过程^[2]。作为城市生态系统和农业/自然生态系统之间的过渡区域,城郊是受城市化过程影响最为直接和强烈的区域,城郊地区土地利用方式的改变,也带来了土壤中碳氮储量的变化。例如,城市化造成森林等生态用地减少,森林转变为农地可使土壤碳库减少 25%,此外,长期农业耕作的影响使得城郊土壤中碳、氮储量逐渐减少^[3-5]。系统阐明城市化过程中的土地利用变化及其对土壤碳氮储量的影响,可有效揭示土壤肥力提供等关键生态系统服务对城市化过程的响应,也是快速城市化背景下土壤安全研究的重要内容^[2]。

土壤中碳、氮含量的变化过程非常缓慢,传统的定位实验等研究方法在时间和空间上具有很大的局限性,难以揭示城市化对土壤碳、氮储量的影响过程^[6]。随着研究手段的发展,土壤碳氮模型已经成功应用于长期定位实验观测数据的整合预测^[7]。其中, DNDC (DeNitrification—DeComposition) 模型的模拟精度较高,并且输入参数简单,能准确模拟温室气体排放^[8]和土壤中碳、氮变化过程^[9-10],适用于多种气候条件下的多尺度农业生态系统^[11],在全球许多地区得以验证和应用。在 DNDC 模型基础上开发出来的 Forest-DNDC 模型可应用于多种森林生态系统的生长和土壤碳、氮过程模拟^[12-13]。虽然利用 DNDC 模型已经开展了若干景观和流域尺度土壤碳、氮储量的研究^[8,14],但多限于单一土地利用下的土壤碳氮储量模拟,而土地利用变化对土壤碳、氮储量影响的研究亟需开展。基于 DNDC 模型模拟城郊地区土地利用变化驱动下的土壤碳、氮储量响应,可有效揭示快速城市化过程对土壤生态系统关键过程的影响,对认识生态系统服务的演变机制具有重要意义。

长三角地区是我国城市化发展最快的区域之一,本研究以长三角典型城郊小流域浙江宁波樟溪流域为研究区,通过 20 世纪 70 年代以来土地利用变化过程的解析并结合 DNDC 模型的模拟,系统研究了城郊土地利用变化及其土壤碳、氮储量的响应过程,以为快速城市化过程中的土壤安全维护和生态系统服务提升提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于浙江省宁波市城郊的樟溪流域(29°44'—29°51'N, 121°13'—121°21'E),流域面积 91.6 km²(图 1)。研究区属亚热带季风气候,年平均气温 16.3 °C,年日照时数 1800 h,无霜期 228 d。流域位于城镇向自然生态系统的过渡地带,土地利用类型多样且结构复杂,主要土地利用类型为农地、林地、园地、水域、城镇建设用地,主要土壤类型为水稻土、红壤和黄红壤。其中,农地主要种植贝母、花生、蔬菜等经济作物,园地主要种植果树及观赏性苗木,林地是亚热带长绿阔叶林,以香樟、麻栎等为主。

1.2 土地利用变化

系统收集了研究区 1974 至 2015 年 MSS、TM、ETM 遥感影像,根据野外实地调查并参考 Google Earth 在 ArcGIS 10.2 中目视解译,识别不同时期研究区土地利用类型及其空间分布特征,获取了 1974、1977、1981、1985、1990、1995、2000、2005、2010、2015 年土地利用数据。

1.3 土壤样品采集与分析

在研究区内根据土地利用、海拔、土壤类型、管理措施等布设样点 82 个(图 1),采样点包括农地样点 41 个、园地样点 11 个和林地样点 30 个,城镇建设用和水域未做采样。在各样点采用“S”形布点采集 0—10 cm 土壤样品,测定质地、有机质、铵态氮、硝态氮、pH 和容重。其中,土壤质地采用激光粒度仪测定,有机质采用重铬酸钾法测定,铵态氮和硝态氮采用连续流动分析仪测定,pH 采用电位法(水土比为 2.5:1)测定,容重采用环刀法测定^[15]。土壤数据用于 DNDC 模型的校正和参数输入^[16]。

1.4 DNDC 模型参数获取与校正

DNDC 模型包括两个部分,由 6 个子模型组成。第一部分包括土壤-大气模型、作物生长发育模型、有机质分解模型,其作用是利用输入的环境因素和人类活动数据来反映各土壤环境因子的动态变化;第二部分包括硝化模型、反硝化模型、发酵模型,其作用是估算生态系统中 N_2O 、 CH_4 、 CO_2 气体的排放量。应用 DNDC 模型模拟生物地球化学过程时,需要根据当地种植耕作情况输入气象、土壤以及作物等数据,便可进行一年至多年的模拟^[17]。DNDC 模型的模拟以日为单位,根据每个样点的数据计算点位尺度的土壤碳氮含量,并可从点位尺度扩展到区域尺度。由点位尺度扩展到区域尺度是将模拟区域划分为多个单元,每一单元内部各种条件都是均匀的,DNDC 对所有单元进行逐一模拟,最后将各单元叠加在一起^[18]。

樟溪流域是浙贝母主要产地,贝母是研究区农地种植的主要作物。在 2017 年 5 月—7 月间,本研究通过入户式问卷调查和查阅文献资料的方式获取农户贝母种植模式信息。问卷包含贝母种植模式中各项农地管理措施的基础信息,由此建立贝母种植模式数据库,作为分析计算的数据基础。问卷调查对象包括当地政府农业部门、种植大户和以家庭为单位的种植户等。其中农业部门获取的资料用以代表区域贝母种植的平均状况,具有专业农地管理技术的种植大户提供了相对先进的贝母种植技术数据,而以家庭为单位的种植户则提供了目前普遍使用的贝母管理措施信息。文献资料则包括贝母的基本生理参数和科学的种植方法,用以对调查问卷获取的数据进行辅助和修正。

表 1 为 DNDC 模型所需参数和本研究中的数据来源,本研究采用 DNDC 模拟输出的作物产量与实测值进行比较,来验证 DNDC 模型在研究区的模拟精度。因 DNDC 模拟的作物产量单位为 kgC/hm^2 ,为便于分析实测结果与模拟结果之间的差异,采用每公顷作物产量中碳含量进行校正。各土地利用类型的土壤基本理化性质及主要管理措施如表 2、表 3 所示。

1.5 DNDC 模拟精度验证

采用决定系数 R^2 、相对误差 RE 和标准化的均方根误差 $NRMSE$ 来评价模型模拟的准确性^[23],其中,相对误差和标准化的均方根误差的计算公式如下:

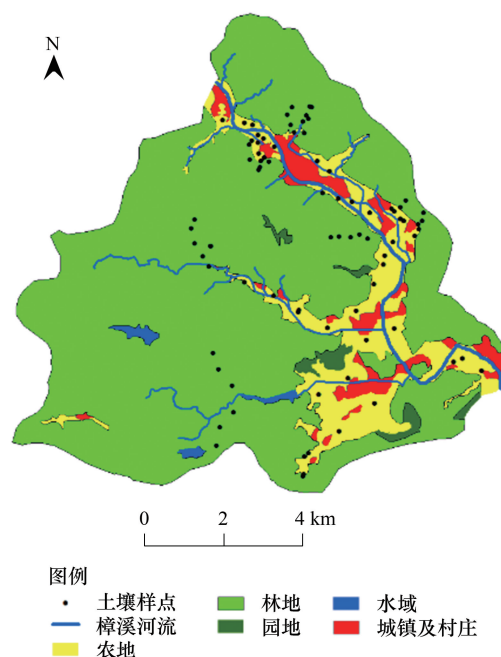


图 1 研究区位置及土地利用(2015 年)

Fig.1 Location of study area and land use in 2015

表 1 DNDC 模型所需输入参数
Table 1 Parameters used in DNDC model

因子 Factors	参数 Parameters	数据来源 Data sources
气候 Climate	日最高气温、日最低气温、日降水量、日平均风速	气象站实测
土壤 Soil	容重、质地和黏粒含量、0—10cm 土层有机质含量, 铵态氮和硝态氮含量, 及 pH	实测
农作物 Crop	农作物类型、轮作模式及年限、植物生物量及植物 C/N	实测
耕作措施 Management	化肥施用次数、时间、深度、种类及数量, 有机肥施用次数、时间、深度、种类及数量, 除草次数及时间, 作物播种及收割时间	问卷调查 文献资料 ^[19-22]

注: DNDC 模型为生物地球化学模型, DeNitrification- DeComposition model.

表 2 不同土地利用类型土壤基本理化性质
Table 2 Soil properties in different land use types used to test DNDC model

类型 Land use	土壤类型 Soil type	pH 值 pH value	容重 Bulk density/ (g/cm ³)	有机质 Soil organic matter/ (g/kg)	铵态氮 Ammonia nitrogen/ (mg/kg)	硝态氮 Nitrate nitrogen/ (mg/kg)
农地 Farmland	沙壤土	5.49±0.71a *	1.14±0.08a	20.81±11.60a	12.12±11.26a	39.70±35.84a
园地 Orchard	壤土	4.98±0.60b	1.14±0.10a	22.45±8.14a	8.65±9.67a	10.17±12.13b
林地 Forestland	壤土	4.86±0.35b	1.01±0.18b	25.99±14.68a	8.32±3.85a	5.28±3.49b

* :同一列中字母不同表示不同土地利用类型间存在显著差异, 相同则表示无显著差异, 显著性 $P<0.05$

表 3 农地和园地管理措施设置
Table 3 Conventional management practices for farmland and orchard

类型 Land use	施肥 Fertilizer			作物 Crops	耕种日期 Planting date	收获日期 Harvest date
	日期 Date	用量 Amount/ (kgN/hm ²)	种类 Type			
农地 Farmland	9.21	103.93	堆肥	蔬菜	5.10	9.1
	12.15	932.98	人粪尿+堆肥+尿素	贝母	9.20	5.1
	2.5	109.21	人粪尿			
	3.20	109.21	人粪尿			
园地 Orchard	5.24	150.62	堆肥	果树		6.25

(1) 相对误差法, 公式为:

$$RE = \frac{100}{n} \sum_{i=0}^n (O_i - P_i) / O_i$$

式中, E 为相对误差, O_i 为观测值, P_i 为预测值, n 为观测样本数。

(2) 标准化的均方根误差法

$$NRMSE = \frac{100}{\bar{O}} \sqrt{\sum_{i=0}^n (Q_i - P_i)^2 / n}$$

式中, NRMSE 标准化的均方根误差, O_i 为观测值, $\bar{O}$ 为观测值的平均值, P_i 为预测值, n 为观测样本数。

决定系数 R^2 越接近于 1, 表明实测值与模拟值线性相关性越好。RE 绝对值小于 5%, 表明模拟的结果准确, RE 绝对值小于 10%, 表明模拟的结果可行。NRMSE 的值越小, 表明模拟值与实测值的拟合度越高。一般情况下, NRMSE 值小于 25%, 即模拟值与实测值一致性非常好, 在 25%—30% 之间表明模拟效果一般, 大于 30% 则表明模拟值与实际值偏差大, 模拟效果不理想^[24]。

1.6 土壤碳、氮储量计算

土壤有机碳储量的计算公式为:

$$\text{有机碳} = \sum_{i=1}^{i=n} \text{SOC}_i / n \times S$$

式中, SOC_i 为第 i 个样点单位面积有机碳含量, S 为土地利用类型面积, n 为观测样本数。

土壤氮储量的计算公式为:

$$\text{总氮} = \sum_{i=1}^{i=n} SN_i / n \times S$$

式中, SN 为第 i 个样点单位面积总氮含量, S 为土地利用类型面积, n 为观测样本数。

2 结果与分析

2.1 土地利用演变特征

研究区位于城镇向自然生态系统的过渡地带,土地利用以农地、城镇建设用地和林地为主。由表 4 和图 2 可以看出,1974 至 2015 年研究区林地和农地面积均在不断减小,城镇建设用地面积在不断增加,园地自 2000 年左右出现以后面积呈不断增加的趋势。研究区农地受地形条件限制,主要分布在山间平原,并且受城镇化的影响,面积在不断减小。城镇建设用地主要沿河流分布在平原地区,地形的限制使得城镇面积扩张受到严重制约,但 2015 年城镇建设用地面积也是 1974 年的 2.3 倍。园地主要为茶园、果园、苗圃等,2000 年左右开始出现,主要由村镇附近低山丘陵的林地转换而来。2000 年以后,伴随着园地面积的不断扩大,林地面积在不断减小。研究区丘陵山地面积较大且山体较陡,土壤层发育较薄,是林地的主要分布范围。由于山地地形和土壤条件不适宜农业耕作,因而研究区内林地作为自然生态系统在几十年中没有显著的变化。

表 4 研究区 1974—2015 年土地利用变化 (%)
Table 4 Land use of study area from 1974 to 2015

土地利用 Land use	1974	1977	1981	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015
农地 Farmland	14.9	14.8	14.5	14.2	14.0	13.8	13.6	13.5	13.5	12.7
林地 Forestland	81.9	81.9	81.6	81.5	81.3	81.3	81.1	80.8	80.6	79.8
园地 Orchard							0.2	0.4	0.6	1.5
水域 Water area	1.2	1.2	1.3	1.3	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4
城镇及村庄 Towns and villages	2.0	2.1	2.6	3.0	3.3	3.5	3.7	3.8	3.8	4.6

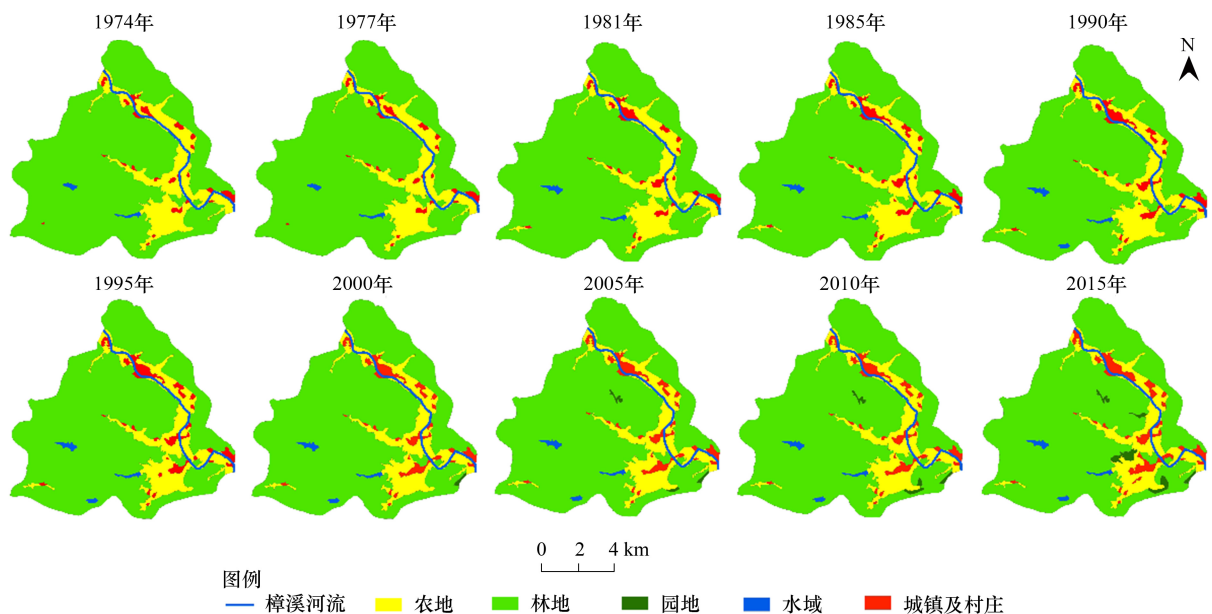


图 2 研究区 1974—2015 年土地利用图

Fig.2 Land use map of study area from 1974 to 2015

2.2 不同土地利用类型单位面积土壤碳、氮含量的变化

选取研究区 38 个典型农地样点用于 DNDC 模型校正,按 DNDC 点位模式要求输入校正数据后对贝母产量(单位:kgC/hm²)进行模拟。数据表明,实测值和模拟值的决定系数为 0.93, *RE* 和 *NRMSE* 分别为 -1.44% 和 7.69%,表明 DNDC 模型在本研究区有较好的模拟结果(图 3)。

DNDC 模型在计算园地土壤的碳循环机制方面已经得到了较为广泛的应用^[25],并且已经成功应用在与研究区土壤和气候条件相似的上海地区园地,用于模拟和定量分析农业生产过程中氮素的迁移转化规律,相关研究表明 DNDC 模型可用于对本研究区园地的土壤碳、氮模拟。Forest-DNDC 模型在我国贡嘎山、川中丘陵区 and 喀斯特石质山区等环境中成功进行了土壤碳、氮循环过程的模拟^[26-28],研究区的气候、土壤、植被等在相似环境中已有相关模拟研究,因而采用 Forest-DNDC 模型对本研究区林地土壤碳、氮循环进行模拟。

DNDC 模拟表明,1974 年至 1980 年农地单位面积有机碳含量略有增长,1980 年至 1995 年有所波动,2000 年以后则逐渐降低(图 4)。园地单位面积有机碳含量呈波动变化,而林地单位面积有机碳含量则持续增加。不同土地利用类型单位面积总氮变化表明,1974 年至 1985 年农地单位面积总氮含量持续增加,1990 年有明显的减少,1995 年以后农地单位面积总氮含量逐渐降低(图 4)。园地和林地单位面积总氮含量变化与单位面积有机碳含量变化较为相似。

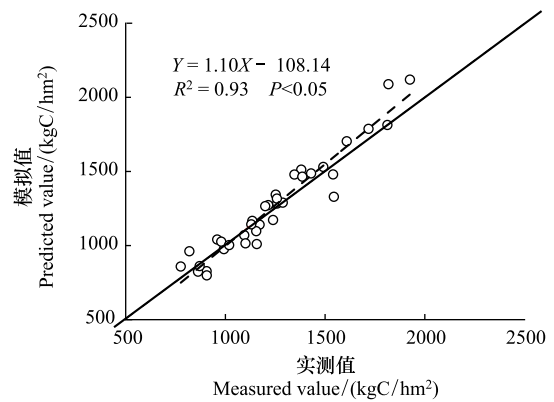


图 3 模拟值与实测值的相关性

Fig.3 Correlations between simulated values and observed values

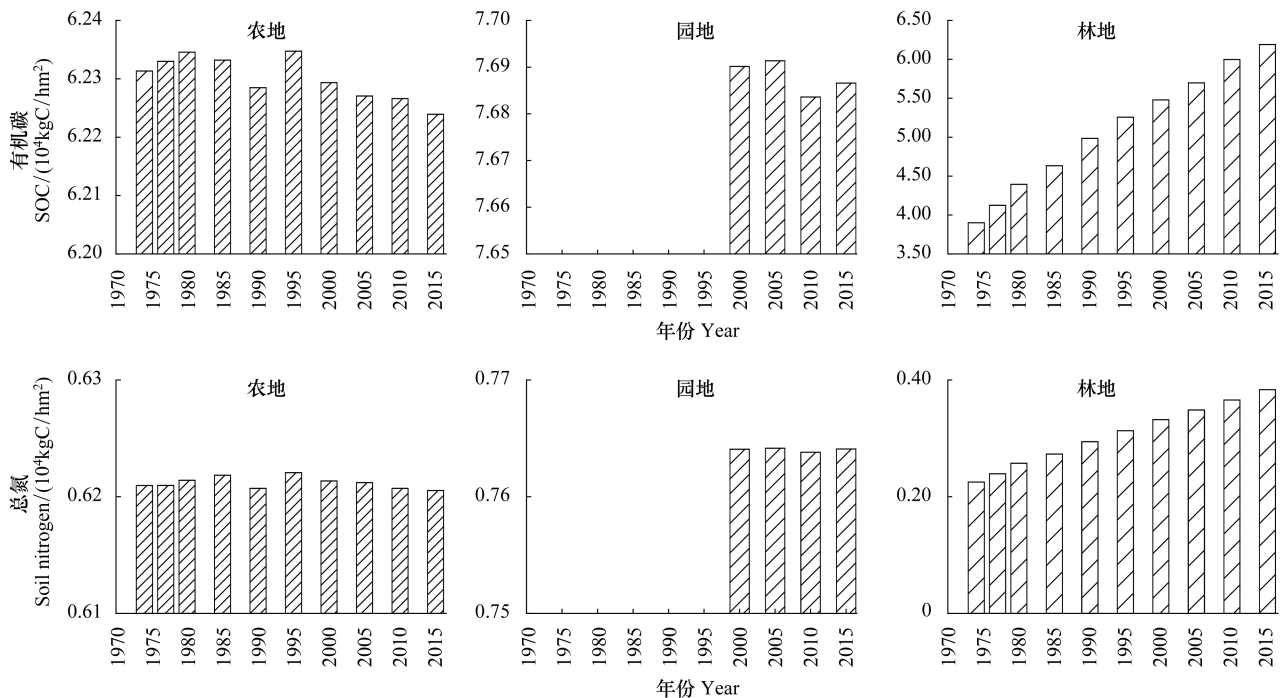


图 4 不同土地利用类型单位面积有机碳和总氮的变化

Fig.4 Changes of soil organic carbon and total nitrogen per unit area in different land use types

从图 5 土壤单位面积有机碳含量同降雨和气温的相关分析可以看出,除农地外,园地和林地土壤有机碳含量均随着温度的升高而增加,不同土地利用类型有机碳含量均随着降雨量的增加而减少。图 6 单位面积土

壤总氮含量与气象因子的相关分析表明,除农地外,土壤总氮含量均随着温度的升高而增加,但随着降雨量的增加并无明显变化。

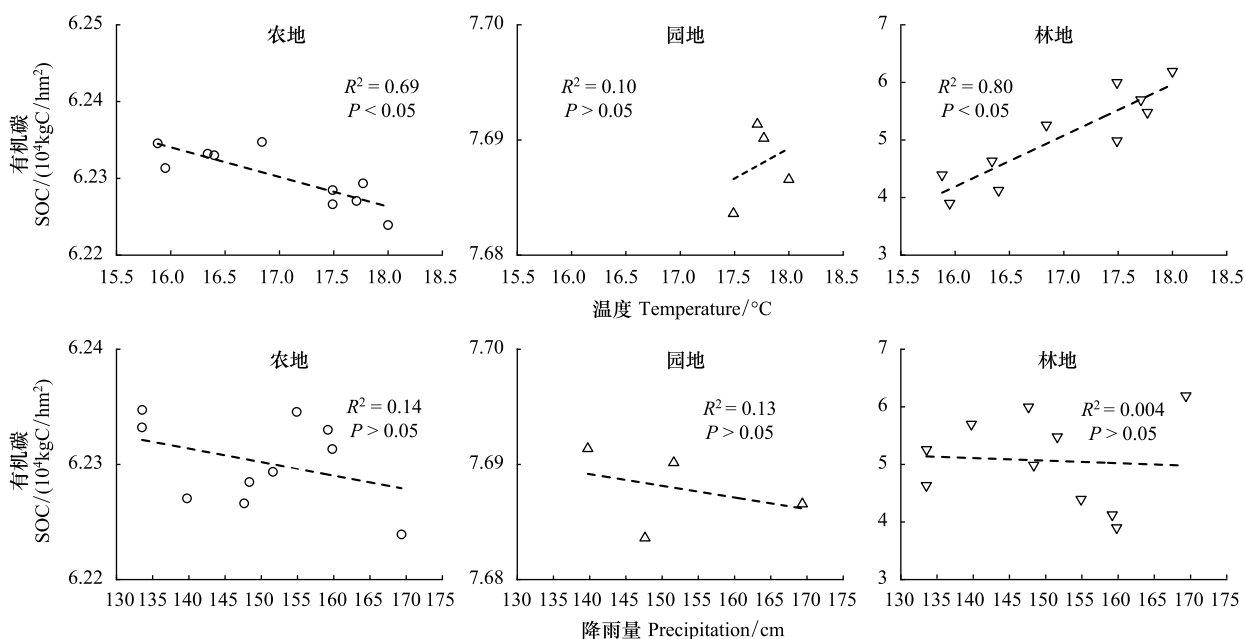


图 5 单位面积有机碳含量与年均温和年降雨量之间的相关性

Fig.5 Correlations between soil organic carbon per unit area and annual average temperature and annual precipitation

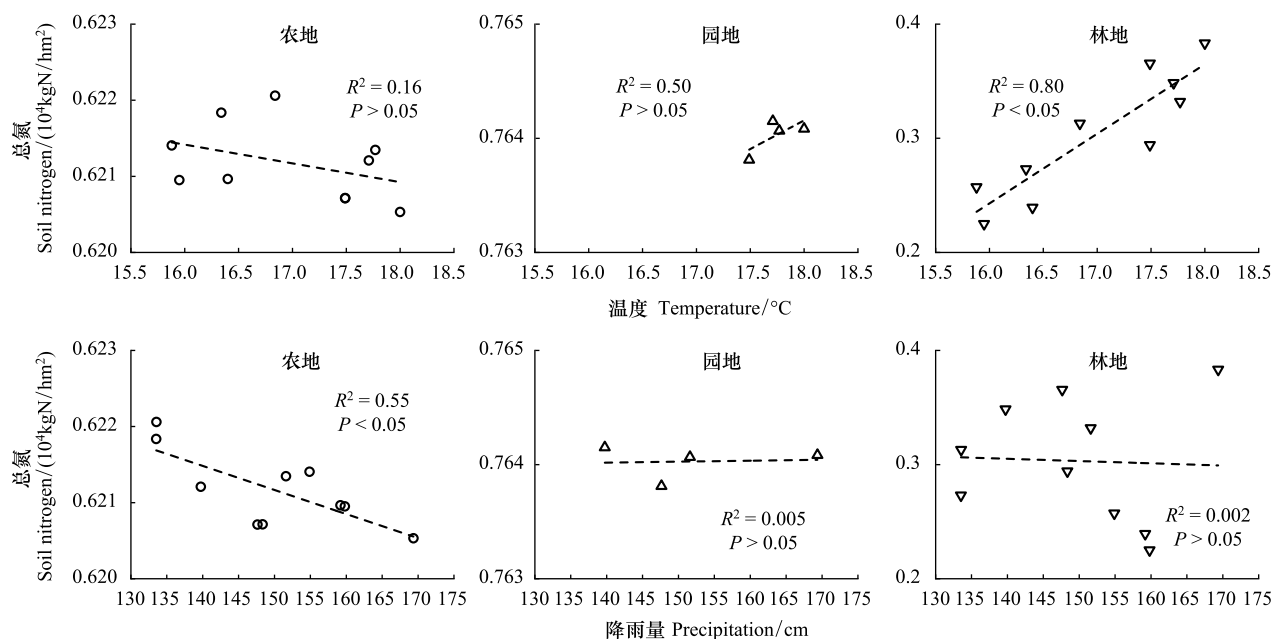


图 6 单位面积总氮与年均温和年降雨量之间的相关性

Fig.6 Correlations between total nitrogen per unit area and annual average temperature and annual precipitation

2.3 土地利用变化与土壤碳、氮储量变化

对不同土地利用土壤碳、氮储量的分析表明,流域农地土壤有机碳储量呈逐渐降低的趋势,而园地和林地土壤有机碳储量则不断增加。图 4 表明农地单位面积有机碳含量在模拟期间呈小幅度波动变化,而流域农地土壤总有机碳储量则呈不断降低的趋势(图 7),这主要是由于流域农地面积的不断减少,使得农地土壤有机

碳总储量逐渐降低,另一方面,气象条件的变化也在一定程度上影响了农地土壤总有机碳的积累。园地土壤有机碳总储量的变化则源于园地面积的迅速增加。相比而言,林地单位面积有机碳含量处于不断增加的过程,再加上林地面积在这一时间内变化并不十分明显,从而使得林地土壤有机碳总储量也不断增加。流域不同土地利用类型土壤总氮储量的变化趋势和有机碳较为一致,其中农地土壤总氮的减少和园地土壤总氮储量的增加均与面积的改变显著相关,而林地则同样受单位面积土壤氮含量的影响,呈现不断增加的趋势(图7)。

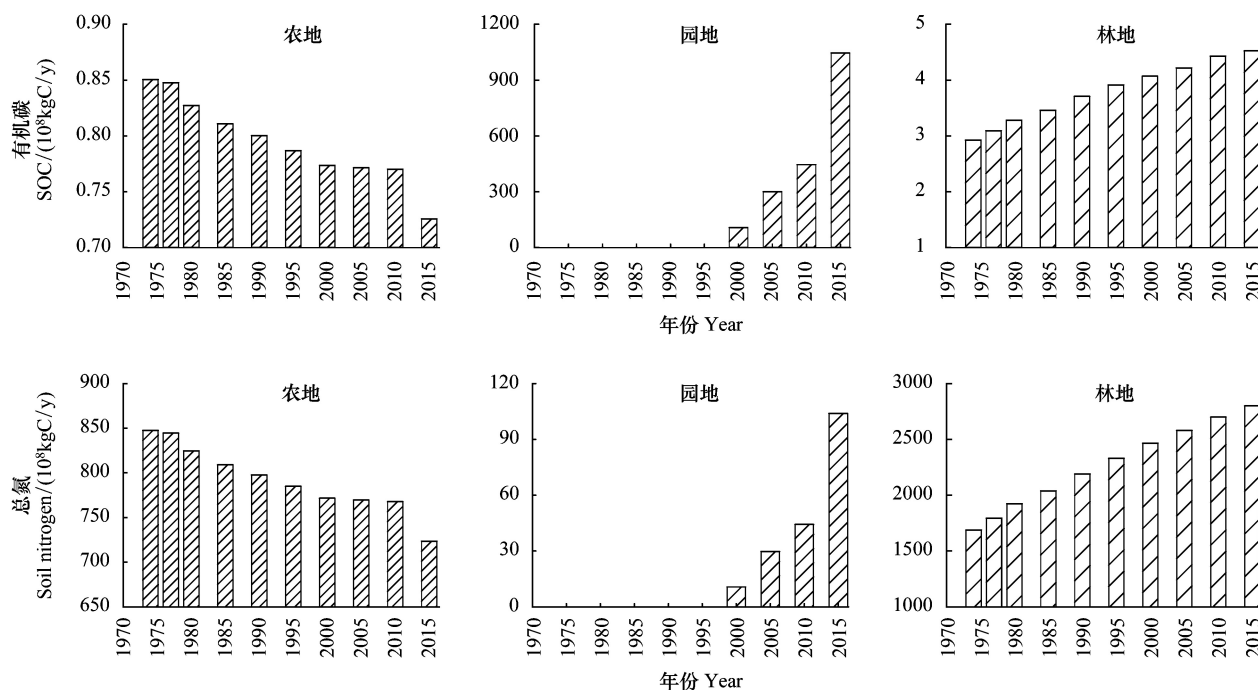


图7 不同土地利用有机碳和总氮储量变化

Fig.7 The soil organic carbon and the soil total nitrogen changes in different land use types

DNDC 模拟表明,41 年间非城镇用地(农地+园地+林地)面积逐渐减少(图8),但流域土壤有机碳和总氮储量整体逐年增加,由1974年的 1.38×10^8 t 增至2015年的 5.49×10^8 t,总氮由1974年的 0.25×10^8 t 增至2015年的 0.36×10^8 t。对于土壤有机碳和总氮来说,由于林地在面积和单位面积储量上均远高于农地和园地,使得流域土壤有机碳和总氮储量的变化趋势与林地的变化趋势基本一致。

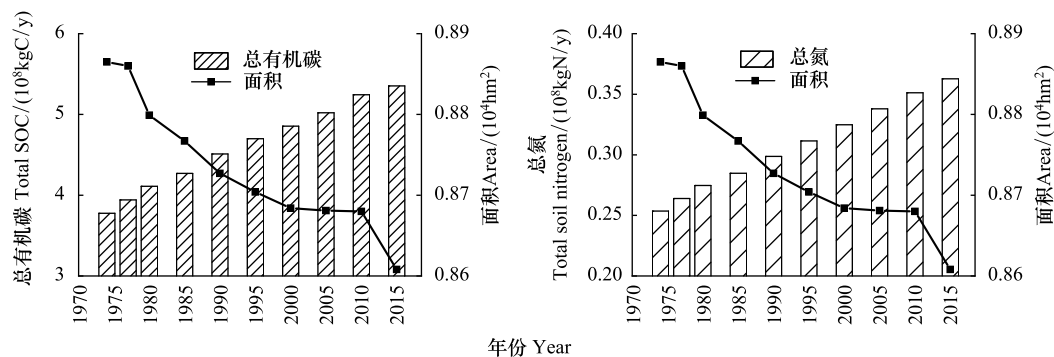


图8 流域有机碳、总氮年储量变化

Fig.8 The organic carbon and total nitrogen changes at watershed scale

3 讨论

研究区处于多山丘陵区,由于受地形限制,林地面积占流域面积约 80%,农地主要分布山间平原地区,园地零星分布于农地中,城镇建设用地基本沿河分布。1974—2015 年土地利用变化主要体现在城镇建设用地侵占农地而持续增加,园地主要靠开垦地势较低的林地。这与已有的长江三角洲地区城镇化的时空动态格局变化相一致^[29]。

对于 DNDC 模型和 Forest-DNDC 模型,在点位模拟中,默认单元内的土壤属性是均一的,而实际上土壤属性在空间上具有一定的差异性,在进行储量计算时会导致模拟结果与实际情况有一定的偏差^[30],这也是模型模拟普遍存在的问题。另一方面,为了维持土壤肥力和作物产量,施肥和农地管理措施在不断发展和更新,土壤有机碳的模拟结果受土壤有机碳初始含量的影响,而土壤氮平衡过程除了受有机碳的影响,也受到氮肥投入的影响^[31]。本研究重点探讨了城郊流域土地利用变化对土壤碳氮储量的影响,未考虑多年施肥和管理措施的演变对土壤碳氮储量的影响,在一定程度上影响了模拟结果,在今后的研究中需加以考虑,以达到更为精准的模拟。

影响土壤有机碳、总氮的因素较为复杂,如温度、湿度、水土流失和生物量等。已有研究表明,土壤有机碳含量随温度和降雨量的变化而变化,其影响因素因区域环境不同而存在差异^[28]。本文中农地单位面积有机碳含量、总氮含量与温度和降雨均呈负相关,这与周文强等^[32]和曹宏杰等^[33]的结论相同。气温升高和降雨增加能促使土壤微生物的呼吸作用增加,加速土壤有机碳的消耗,从而降低土壤的固碳能力^[34],并且长期翻耕能够加速土壤微生物分解活动,降低土壤固碳能力^[35],使得农地土壤有机碳含量随着温度和降雨的增加而降低。而且降雨影响氮淋溶和流失,与温度均会影响 NO_x 和 NH_3 的挥发速率以及挥发量^[36],并影响土壤硝化-反硝化的反应速率^[37],从而影响土壤氮含量的变化。另一方面,施肥对农地 NO_x 和 NH_3 的排放具有明显作用,且肥料种类不同,气体排放量不同^[8-39]。研究区农地每年三耕两耨,按照植物生长周期定期翻耕和施肥,土质疏松孔隙大,降雨和温度会增加农地土壤氮的流失以及提高 NO_x 和 NH_3 的挥发量,从而降低了土壤的固氮能力。

林地单位面积有机碳含量、总氮含量与温度呈显著正相关,与降雨量呈负相关,这与毕珍等^[40]在四川盆地森林的研究结果相似,但与其温度的相关性结果有差异。森林乔木层郁闭度高,生长季结束后在地面形成较厚的枯枝落叶层,以及更茂密的地下根系,积累了大量的有机质。并且温度升高除了促使 CO_x 和 CH_4 的排放量增加,同时也会加速枯枝落叶和地下根系的分解并补给土壤碳库,并随着树龄的增长,也会促进土壤有机碳的累积^[41],从而使得园地和林地土壤有机碳随温度变化与农地有所不同。同温度对林地有机碳含量的影响一样,温度升高也会加速枯枝落叶和地下根系的分解并补给土壤氮库,增加土壤氮含量。周涛等^[42]的研究也表明,土壤有机碳含量与温度和降雨的关系在不同的气候带有显著的差异,当温度为 10—20℃ 时,土壤有机碳与温度呈显著正相关($P<0.01$),与降水呈正相关,并且降水与温度之间存在显著的正相关,这种强的相关性可能导致土壤有机碳含量与某一因子之间的关系受到第三个因子的影响。本研究中降雨与温度之间存在正相关,且温度对有机碳的影响也高于降雨的影响,土壤有机碳与降水量呈负相关的关系,有可能是温度效应较强的结果。研究区林地单位面积总氮含量变化与温度呈显著正相关,与降雨呈负相关,但不显著。这是由于研究区属亚热带季风气候,光照充足,雨量丰沛,温度升高和降雨增加促进 NO_x 和 NH_3 排放量和氮淋溶量,造成土壤氮的损失^[43]。同时,这一气候条件也能促使枯枝落叶加速分解,并补给土壤氮库^[44]。园地单位面积有机碳含量、总氮含量与温度和降雨的相关性与林地的规律类似,但由于园地出现时间较短,数据量较少,并不具代表性。

土地利用变化会改变土壤中的碳、氮含量,其中,林地转变为农地、农地转变为城镇用地等均会大幅度降低土壤有机碳和总氮含量^[45]。农地因总面积和单位面积有机碳含量逐年降低,成为流域中土壤有机碳储量流失的主要区域,说明农地面积的变动和人为扰动都将导致土壤有机碳储量发生变化^[46-47]。而研究区林地

面积约占流域总面积的 80%, 并且其单位面积有机碳含量处于逐渐增加的状态, 从而影响了流域土壤有机碳总储量及其动态, 这说明固碳区域在土地利用结构上的优势能决定流域整体有机碳储量的增减^[48]。总氮储量的变化说明总氮的输入与输出是逐年动态变化的, 并且变化幅度较大, 与已有研究结果相似^[49], 这些均表明土地利用的变化驱动了土壤有机碳、总氮储量的变化。

4 结论

研究表明, 在 1974—2015 年间, 典型城郊流域的林地和农地面积均在不断缩减, 而城镇建设用地面积不断增加, 园地自 2000 年左右出现后面积不断扩大。应用 DNDC 模型和 Forest-DNDC 模型对农地、园地和林地土壤碳氮含量的模拟发现, 农地单位面积有机碳、总氮含量逐年降低, 而林地则不断增加, 园地呈波动变化, 不同土地利用类型的单位面积有机碳、总氮含量对温度和降雨的变化有不同程度的响应。随着城镇化对土地利用的改变, 使得流域农地土壤有机碳总储量降低, 园地土壤有机碳总储量迅速增长, 林地土壤有机碳总储量不断增加, 土壤总氮含量与有机碳含量变化趋势相似, 而流域土壤总有机碳和总氮储量则受优势土地利用类型的影响较大。

参考文献 (References):

- [1] 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.
- [2] Zhu Y G, Reid B J, Meharg A A, Banwart S A, Fu B J. Optimizing Peri-URban Ecosystems (PURE) to re-couple urban-rural symbiosis. Science of the Total Environment, 2017, 586: 1085-1090.
- [3] 王玉洁, 李俊祥, 吴健平, 宋永昌. 上海浦东新区城市化过程景观格局变化分析. 应用生态学报, 2006, 17(1): 36-40.
- [4] 高峻, 宋永昌. 基于遥感和 GIS 的城乡交错带景观演变研究——以上海西南地区为例. 生态学报, 2003, 23(4): 805-813.
- [5] 史利江, 郑丽波, 梅雪英, 俞立中, 贾正长. 上海市不同土地利用方式下的土壤碳氮特征. 应用生态学报, 2010, 21(9): 2279-2287.
- [6] 张钊, 辛晓平. 生物地球化学模型 DNDC 的研究进展与碳动态模拟应用. 草地学报, 2017, 25(3): 445-452.
- [7] 李长生. 土壤碳储量减少: 中国农业之隐患——中美农业生态系统碳循环对比研究. 第四纪研究, 2000, 20(4): 345-350.
- [8] Kim Y, Seo Y, Kraus D, Klatt S, Haas E, Tenhunen J, Kiese R. Estimation and mitigation of N₂O emission and nitrate leaching from intensive crop cultivation in the Haeen catchment, South Korea. Science of the Total Environment, 2015, 529: 40-53.
- [9] Deng J, Zhou Z, Zhu B, Zheng X, Li C, Wang X, Jian Z. Modeling nitrogen loading in a small watershed in southwest China using a DNDC model with hydrological enhancements. Biogeosciences, 2011, 8: 2999-3009.
- [10] 孙玉桃, 廖育林, 郑圣先, 聂军, 鲁艳红, 谢坚. 长期施肥对双季稻种植下土壤有机碳库和固碳量的影响. 应用生态学报, 2013, 24(3): 732-740.
- [11] Smith P, Smith J U, Powlson D S, McGill W B, Arah J R M, Chertov O G, Coleman K, Franko U, Frolking S, Jenkinson D S, Jensen L S, Kelly R H, Klein-Gunnewiek H, Komarov A S, Li C, Molina J A E, Mueller T, Parton W J, Whitmore A P. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. Geoderma, 1995, 81(1/2): 153-225.
- [12] Lamers M, Ingwersen J, Streck T. Modelling nitrous oxide emission from water-logged soils of a spruce forest ecosystem using the biogeochemical model Wetland-DNDC. Biogeochemistry, 2007, 86(3): 287-299.
- [13] Lamers M, Ingwersen J, Streck T. Modelling N₂O emission from a forest upland soil: a procedure for an automatic calibration of the biogeochemical model Forest-DNDC. Ecological Modelling, 2007, 205(1/2): 52-58.
- [14] Li H, Wang L G, Li J Z, Gao M F, Zhang J, Zhang J F, Qiu J J, Deng J, Li C S, Frolking S. The development of China-DNDC and review of its applications for sustaining Chinese agriculture. Ecological Modelling, 2017, 348: 1-13.
- [15] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 146-195.
- [16] 李长生. 陆地生态系统的模型模拟. 复杂系统与复杂性科学, 2004, 1(1): 49-57.
- [17] 巴特尔·巴克, 彭镇华, 张旭东, 周金星, 李冬雪, 王昭艳. 生物地球化学循环模型 DNDC 及其应用. 土壤通报, 2007, 38(6): 1208-1212.
- [18] Li C S. Modeling trace gas emissions from agricultural ecosystems. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2000, 58(1/3): 259-276.
- [19] 罗光明, 刘合刚. 药用植物栽培学(第二版). 上海: 上海科学技术出版社, 2013: 279-283.
- [20] 朱静坚. 浙贝母种植模式调查与探讨. 浙江农业科学, 2018, 59(3): 380-381, 387-387.
- [21] 刘洪见, 钱仁卷, 郑坚, 陈义增, 张旭乐. 不同肥料及施肥量对浙贝母产量的影响. 浙江农业科学, 2014, (7): 1024-1024, 1027-1027.

- [22] 陈天德, 金天寿, 倪顺尧, 潘世华. 浙贝母最佳氮、磷、钾施肥量初探. 浙江农业科学, 2009, (2): 308-310.
- [23] Gjettermann B, Styczen M, Hansen H C B, Vinther F P, Hansen S. Challenges in modelling dissolved organic matter dynamics in agricultural soil using DAISY. Soil Biology and Biochemistry, 2008, 40(6): 1506-1518.
- [24] 薛静, 毛萌, 任理. DNDC 模型在曲周试验站的参数灵敏度分析及率定. 中国农业科学, 2013, 46(13): 2695-2708.
- [25] 王小国, 朱波, 高美荣, 王艳强, 郑循华. 川中丘陵区桉柏混交林地土壤 CO₂ 释放与 Forest-DNDC 模型模拟. 北京林业大学学报, 2008, 30(2): 27-32.
- [26] Miehele P, Livesley S J, Feikema P M, Li C, Arndt S K. Assessing productivity and carbon sequestration capacity of *Eucalyptus globulus* plantations using the process model Forest-DNDC: calibration and validation. Ecological Modelling, 2006, 192(1/2): 83-94.
- [27] 鲁旭阳, 霍常富, 范继辉, 程根伟. 气候变化对亚高山暗针叶林土壤温室气体排放的影响. 生态环境学报, 2009, 18(6): 2194-2199.
- [28] 苏永中, 赵哈林. 土壤有机碳储量、影响因素及其环境效应的研究进展. 中国沙漠, 2002, 22(3): 220-228.
- [29] 何剑锋, 庄大方. 长江三角洲地区城镇时空动态格局及其环境效应. 地理研究, 2006, 25(3): 388-396.
- [30] 郭佳伟, 邹元春, 霍莉莉, 吕宪国. 生物地球化学过程模型 DNDC 的研究进展及其应用. 应用生态学报, 2013, 24(2): 571-580.
- [31] Dutta B, Grant B B, Campbell C A, Lemke R L, Desjardins R L, Smith W N. A multi model evaluation of long-term effects of crop management and cropping systems on nitrogen dynamics in the Canadian semi-arid prairie. Agricultural Systems, 2017, 151: 136-147.
- [32] 周文强, 孙丽, 臧淑英, 刘晨, 张玉兰, 薄欣, 阎炳和, 张远. 气候变化对松嫩平原西部土壤有机碳及作物产量的影响研究. 环境与发展, 2017, 29(2): 31-36.
- [33] 曹宏杰, 汪景宽, 李双异, 李执强. 水热梯度变化及不同施肥措施对东北地区土壤有机碳、氮影响. 水土保持学报, 2007, 21(4): 122-125.
- [34] Wang D Y, Yao Y M, Si H Q, Zhang W J, Tang H J. Simulation and prediction of soil organic carbon spatial change in arable lands based on DNDC model//Proceedings of the Third International Conference on Agro-Geoinformatics. Beijing, China: IEEE, 2014: 1-5.
- [35] 王立刚, 邱建军, 马永良, 王迎春. 应用 DNDC 模型分析施肥与翻耕方式对土壤有机碳含量的长期影响. 中国农业大学学报, 2004, 9(6): 15-19.
- [36] 张承先, 武雪萍, 吴会军, 蔡典雄. 不同土壤水分条件下华北冬小麦基施不同氮肥的氨挥发研究. 中国土壤与肥料, 2008, (5): 28-32.
- [37] 陈刚才, 甘露, 王仕禄, 万国江. 土壤氮素及其环境效应. 地质地球化学, 2001, 29(1): 63-67.
- [38] 勾继, 郑循华, 王明星, 李长生. 华东地区稻麦轮作农田生态系统 N₂O 排放的模拟研究. 大气科学, 2000, 24(6): 835-842.
- [39] Grant B, Smith W N, Desjardins R, Lemke R, Li C. Estimated N₂O and CO₂ emissions as influenced by agricultural practices in Canada. Climatic Change, 2004, 65(3): 315-332.
- [40] 毕珍, 石辉, 许五弟, 刘兴良. 四川盆地森林土壤的有机碳储量及其空间分布特征. 水土保持研究, 2009, 16(5): 83-87.
- [41] 王洪岩, 王文杰, 邱岭, 苏冬雪, 安静, 郑广宇, 祖元刚. 兴安落叶松林生物量、地表枯落物量及土壤有机碳储量随林分生长的变化差异. 生态学报, 2012, 32(3): 833-843.
- [42] 周涛, 史培军, 王绍强. 气候变化及人类活动对中国土壤有机碳储量的影响. 地理学报, 2003, 58(5): 727-734.
- [43] Dirnböck T, Kobler J, Kraus D, Grote R, Kiese R. Impacts of management and climate change on nitrate leaching in a forested karst area. Journal of Environmental Management, 2016, 165: 243-252.
- [44] Liu C J, Westman C J, Berg B, Kutsch W, Wang G Z, Man R Z, Ilvesniemi H. Variation in litterfall-climate relationships between coniferous and broadleaf forests in Eurasia. Global Ecology and Biogeography, 2004, 13(2): 105-114.
- [45] 武俊喜, 程序, 焦加国, 肖红生, 杨林章, 王洪庆, 张福锁, Ellis E C. 1940-2002 年长江中下游平原乡村景观区域中土地利用覆被及其土壤有机碳储量变化. 生态学报, 2010, 30(6): 1397-1411.
- [46] Balesdent J. The significance of organic separates to carbon dynamics and its modelling in some cultivated soils. European Journal of Soil Science, 1996, 47(4): 485-493.
- [47] 周莉, 李保国, 周广胜. 土壤有机碳的主导影响因子及其研究进展. 地球科学进展, 2005, 20(1): 99-105.
- [48] 张琳, 邵景安. 未来 30 年川东平行岭谷区县域农田 SOC 动态模拟. 中国生态农业学报, 2017, 25(12): 1848-1857.
- [49] 赵彦锋, 史学正, 于东升, 黄标, 王洪杰, 赵永存, Öborn I, Blomback K. 小尺度土壤养分的空间变异及其影响因素探讨——以江苏省无锡市典型城乡交错区为例. 土壤通报, 2006, 37(2): 214-219.