

毛国华,马文林,康静文.北京市农用地 $N_2O$ 排放估算——基于区域氮循环IAP-N模型[J].江苏农业科学,2018,46(5):280-284.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2018.05.073

# 北京市农用地 $N_2O$ 排放估算

## ——基于区域氮循环IAP-N模型

毛国华<sup>1,2</sup>,马文林<sup>2</sup>,康静文<sup>1</sup>

(1.太原理工大学环境科学与工程学院,山西太原030024;2.北京建筑大学北京应对气候变化研究和人才培养基地,北京100044)

**摘要:**为探究北京市2003—2014年农用地氧化亚氮( $N_2O$ )的排放及影响因素,为该市低碳农业发展奠定理论基础,基于北京市的农业生产条件、作物播种面积、牲畜养殖量等统计数据,利用区域氮循环(improving anthropogenic practices of managing reactive nitrogen,简称IAP-N)模型核算北京市12年间5类农用地的 $N_2O$ 直接及间接排放量,并探究 $N_2O$ 排放的影响因素。结果表明:(1)与2003年相比,2014年北京市农用地 $N_2O$ 直接排放量、大气氮沉降量、淋溶径流量及总排放量分别减小25.29%、21.23%、33.79%、25.56%。(2)在排放组成上,年均直接排放量最大的农用地为果园茶园(478.90 t),其次为蔬菜地(416.43 t);年均大气氮沉降排放最大的是果园茶园(82.69 t),蔬菜地和四季非蔬菜旱地的排放量相近;淋溶径流间接排放量最高的是蔬菜地(78.93 t),果园茶园次之。(3) $N_2O$ 总排放通量表现为果园茶园>蔬菜地>水旱轮作旱作地>四季非蔬菜旱作地>水稻田,应优先考虑减少果园茶园及蔬菜地的氮投入量。(4)氮肥总投入量、果园茶园面积、蔬菜地面积、奶牛数量与 $N_2O$ 总排放有显著的正相关性。研究结果可为减少北京市农用地 $N_2O$ 的排放提供数据和理论支撑,为低碳农业发展提供有效的指导。

**关键词:**氧化亚氮;IAP-N模型;农用地;核算;北京

**中图分类号:**F323.22 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2018)05-0280-05

氧化亚氮( $N_2O$ )是继二氧化碳( $CO_2$ )和甲烷( $CH_4$ )之后的一种重要温室气体,它可以吸收来自地球表面的热辐射,与其他温室气体共同造成温室效应等一系列全球气候变化问题。

大气中的 $N_2O$ 浓度从工业革命前的约275 ppbv(1 ppbv表示体积为总体积的10亿分之一)增加到了317 ppbv<sup>[1]</sup>,其中90%的 $N_2O$ 产生于农业活动<sup>[2]</sup>。农业 $N_2O$ 的排放主要产生于氮肥的使用、牲畜粪便和作物的秸秆及根茬,探究农业生产过程的 $N_2O$ 排放机制及影响因素,减少农业生产过程中不必要的氮投入,从而减少 $N_2O$ 排放是现代低碳农业生产亟待解决的问题。

国内外学者对农业 $N_2O$ 排放量的估算进行了许多探索,其中应用比较广泛的是利用政府间气候变化专门委员会(IPCC)编写的国家温室气体清单指南中的排放因子法<sup>[3]</sup>研究全国、省(市)级等大范围的总排放量,有少量研究采用模

收稿日期:2016-10-09

基金项目:北京市科技计划(编号:Z141100006014060);北京应对气候变化研究和人才培养基地开放课题(编号:PXM2014014210000037)。

作者简介:毛国华(1993—),女,山西原平人,硕士研究生,主要从事农业温室气体排放量核算研究。E-mail:862713013@qq.com。

通信作者:马文林,博士,教授,主要从事农业温室气体排放量核算及应对气候变化研究。E-mail:mawenlin1130@126.com。

同水稻品种产量的影响及其生理原因[J].作物学报,2008,34(12):2134-2142.

[11] Matsui T, Kobayasi K, Hasegawa T. Stability of rice pollination in the field under hot and dry conditions in the Riverina Region of New South Wales, Australia[J]. Plant Production Science, 2007, 10(11): 57-64.

[12] Koti S, Reddy K R, Reddy V R, et al. Interactive effects of carbon dioxide, temperature, and ultraviolet - B radiation on soybean (*Glycine max* L.) flower and pollen morphology, pollen production, germination, and tube lengths[J]. Journal of Experimental Botany, 2005, 56(412): 725-736.

[13] 于堃,宋静,高苹.江苏水稻高温热害的发生规律与特征[J].气象科学,2010,30(4):530-533.

[14] 杨炳玉,申双和,陶苏林,等.江西省水稻高温热害发生规律研究[J].中国农业气象,2012,33(4):615-622.

[15] 魏凤英.现代气候统计诊断与预测技术[M].北京:气象出版

社,1999:41.

[16] 刘伟昌,张雪芬,余卫东,等.长江中下游水稻高温热害时空分布规律[J].安徽农业科学,2009,37(14):6454-6457.

[17] 陈端生,龚邵先.农业气象灾害[M].北京:气象出版社,1990:116.

[18] 陈丹.农业气象[M].北京:气象出版社,2009:95.

[19] 程德瑜.危害积温及其在作物灾害中的应用[J].中国农业气象,3(1):51-58.

[20] 周丹,张勃,李小亚,等.1961—2010年中国大陆地面气候要素变化特征分析[J].长江流域资源与环境,2014,23(4):549-558.

[21] 刘虹,姜可隽.安徽省气候变化形势与温室气体排放的预测[J].中国能源,2009,31(9):40-43.

[22] 范莉,何永坤,雷婷,等.西南地区中稻高温热害时空分布规律研究[J].西南农业学报,2013,26(6):2316-2322.

[23] 万素琴,陈晨,刘志雄,等.气候变化背景下湖北省水稻高温热害时空分布[J].中国农业气象,2009,30(增刊2):316-319.

型法<sup>[4-10]</sup>。王少彬等采用排放因子法对我国 N<sub>2</sub>O 排放源进行了分析和计算,结果发现,1990 年我国耕地肥料释放量为 2.32 × 10<sup>4</sup> t,肥料淋溶排放量为 2.50 × 10<sup>4</sup> t<sup>[11]</sup>。王智平采用排放因子法对我国农田 N<sub>2</sub>O 排放总量进行估算,并建议利用分区及模型等方法估算我国 N<sub>2</sub>O 排放量,以提高 N<sub>2</sub>O 排放量估算的准确性<sup>[12]</sup>。李虎等通过采用生物地球化学 (DeNitrification - DeComposition, 简称 DNDC) 模型对黄淮海区河北省范围内的农田 CO<sub>2</sub> 及 N<sub>2</sub>O 排放量进行模型估算得出,2003 年冬小麦—夏玉米轮作地的 CO<sub>2</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放量占全省的 40% 左右<sup>[13]</sup>。韩云芳等利用区域氮循环 (improving anthropogenic practices of managing reactive nitrogen, 简称 IAP - N) 模型估算安徽省 2011 年农用地的 N<sub>2</sub>O 排放量,并对省内各个市 N<sub>2</sub>O 的排放情况进行分析比较,为 N<sub>2</sub>O 排放清单计算起示范作用<sup>[14]</sup>。谢军飞等通过利用 DNDC 模型对北京市大豆农田的 N<sub>2</sub>O 排放进行模拟分析得出,在其他条件不变的情况下,大豆田 N<sub>2</sub>O 的排放对土壤初始有机碳含量变化及降雨中氮素含量变化较敏感<sup>[15]</sup>。张强等利用修正的温室气体清单法对我国不同省份农田 N<sub>2</sub>O 单位面积排放量进行估算,指出北京是单位面积 N<sub>2</sub>O 直接排放量最高的地区,为 4.73 kg/hm<sup>2</sup><sup>[16]</sup>。目前未查阅到系统报道北京市各类农用地 N<sub>2</sub>O 排放的相关文献,因此可以看出,研究北京市各类农用地的 N<sub>2</sub>O 排放及影响因素是十分必要的。

本研究基于北京市农业统计数据,利用 IAP - N 模型和我国发改委应对气候变化司编著的《2005 中国温室气体清单研究》(以下简称清单研究)<sup>[17]</sup>,对北京市 2003—2014 年农用地 N<sub>2</sub>O 的排放量进行模拟核算,利用 SPSS 软件分析探究影响农用地 N<sub>2</sub>O 排放的主要因素,以期减少北京市农用地 N<sub>2</sub>O 排放量提供数据和理论支撑,为低碳农业发展提供有效指导。

## 1 研究方法与数据来源

### 1.1 研究方法

本研究采用 IAP - N 模型评估北京市农用地 2003—2014 年的 N<sub>2</sub>O 排放情况。IAP - N 模型包含 4 个部分,即土壤环境、植物生长、硝化/反硝化、其他氮转化过程<sup>[18]</sup>。IAP - N 模型在遵循 IPCC 基本方法的基础上,将农用地分为果园茶园、蔬菜地、四季非蔬菜旱作地、水旱轮作旱作地、水稻田等 5 类,

分别计算各类农用地的化肥氮投入量、粪肥氮量、秸秆及根茬氮量,从而求出各类农用地的氮直接排放量、氮沉降间接排放量、淋溶径流间接排放量等,该模型很好地模拟了农业生态系统中各个环节的氮循环,能够定量计算出各类农用地的 N<sub>2</sub>O 排放量,是具有我国自主知识产权的氮循环模型<sup>[14]</sup>。

该模型在计算大气氮沉降间接排放量时,将各类农用地由于氮/氨挥发导致的大气氮沉降间接排放量部分计入农用地外,由于造成大气氮沉降间接排放量的氮/氨仍来自于各类农用地,因此本研究将这部分算作各类农用地自身氮沉降间接排放。不同农用地 N<sub>2</sub>O 排放量的计算公式为

$$PF = \sum EF_{i,k} \times A_{i,k} \times 44/28. \quad (1)$$

式中:PF 表示 N<sub>2</sub>O 的年排放量,kg;i 表示农用地种类;k 表示排放途径(直接排放、大气氮沉降间接排放、淋溶径流间接排放);EF<sub>i,k</sub> 表示第 i 种农用地、第 k 种排放途径的 N<sub>2</sub>O 排放因子,kg/kg,即 1 kg 氮投入释放 N<sub>2</sub>O 中的氮量;A<sub>i,k</sub> 表示第 i 种农用地、第 k 种排放途径的年均活动水平,kg;44/28 表示 N<sub>2</sub>O 与 N<sub>2</sub> 的分子量比值。

### 1.2 数据来源

采用 IAP - N 模型计算 N<sub>2</sub>O 排放量须要输入的数据及来源:农作物播种面积、农作物产量、氮肥施用量、牲畜年末总存栏量、乡村常住人口数等统计数据来源于 2003—2014 年《北京统计年鉴》<sup>[19]</sup>、《中国统计年鉴》<sup>[20]</sup>、《中国农村统计年鉴》<sup>[21]</sup>;农作物参数(表 1)和 N<sub>2</sub>O 排放因子(表 2)等数据来源于清单研究<sup>[17]</sup>。北京市蔬菜地、果园茶园的氮肥施用量分别为 441、583 kg/hm<sup>2</sup>;非奶牛、奶牛、猪、家禽、羊及大牲畜年排泄氮量分别为 38.12、95.92、12.96、0.60、5.70、15.50 kg/头,乡村人的年排泄氮量为 5.40 kg/人;非奶牛、羊的放牧/放养比例分别为 9%、22%;秸秆还田率为 68.1%<sup>[17]</sup>。

表 1 主要农作物参数<sup>[17]</sup>

农作物	干质量比	秸秆含氮量	经济系数	根冠比
水稻	0.855	0.007 53	0.489	0.125
小麦	0.870	0.005 16	0.434	0.166
玉米	0.860	0.005 80	0.438	0.170
大豆	0.860	0.018 10	0.425	0.130
油菜	0.820	0.005 48	0.271	0.150
花生	0.900	0.018 20	0.556	0.200
薯类	0.450	0.011 00	0.667	0.050
蔬菜类	0.150	0.008 00	0.830	0.250

表 2 各类农用地 N<sub>2</sub>O 排放因子<sup>[17]</sup>

类型	果园茶园	蔬菜地	四季非蔬菜旱作地	水旱轮作旱作地	水稻田
直接排放因子	0.007 5	0.007 5	0.007 4	0.011 1	0.003
大气氮沉降间接排放因子	0.007 5	0.007 5	0.007 4	0.011 1	0.003
淋溶径流间接排放因子	0.007 5	0.007 5	0.007 5	0.007 5	0.007 5

## 2 N<sub>2</sub>O 排放量核算

### 2.1 核算边界划分

根据与农用地 N<sub>2</sub>O 排放相关的活动确定核算边界,主要包括:(1)施入农田的化学氮肥和有机氮肥、作物秸秆还田及根茬残留氮、动物放牧排泄氮等造成的农田 N<sub>2</sub>O 直接排放;(2)施肥农田的氨挥发、氮氧化物排放及农作物秸秆田间焚

烧排放的含氮活性物质所致的大气氮沉降引起的 N<sub>2</sub>O 间接排放;(3)施肥农田淋溶/径流输入水体的氮导致的 N<sub>2</sub>O 间接排放。

北京市水稻种植面积小,2003 年水稻田面积为 1 615.33 hm<sup>2</sup>,占全市当年农田总面积的 0.54%。经过多年的种植结构调整,到 2014 年全市水稻田面积和占比分别减小为 182.80 hm<sup>2</sup> 和 0.09%。初步估算,2003 年水稻田 N<sub>2</sub>O 排

量在全市农田  $N_2O$  总排放量中的占比最高,为 0.19%,2003—2014 年水稻田  $N_2O$  平均排放量的占比为 0.06%。由此表明,水稻田  $N_2O$  的排放量对北京市农田  $N_2O$  排放量的变化影响较小,因此只对果园茶园、蔬菜地、四季非蔬菜旱作地和水旱轮作旱作地等 4 类农用地的  $N_2O$  排放变化情况进行分析讨论。

## 2.2 直接排放量

由表 3 可知,2003—2014 年果园茶园和蔬菜地的  $N_2O$  直接排放量整体上均呈下降趋势,且在 2006 年之前,下降速率较快,之后趋于平缓。与 2003 年相比,2014 年果园茶园和蔬菜地的  $N_2O$  直接排放量分别下降 206.24 t (34.29%)、323.80 t (50.81%),其中蔬菜地排放量的下降速度快于果园茶园。蔬菜地 2003 年的  $N_2O$  直接排放量最大,为 637.28 t,占总排放量的 29.53%;2004 年果园茶园的排放量达到 559.31 t,超过蔬菜地,成为排放量最高的农用地类型。

四季非蔬菜旱作地的  $N_2O$  排放量在 2006 年之前快速增加,2008—2009 年增速放缓,2009 年排放量达到最高,为 423.24 t,较 2003 年增加 254.2 t (150.38%)。2009 年后有小幅减少,截至 2014 年排放量仍比 2003 年高 166.2 t (98.32%)。

水旱轮作旱作地的排放量在研究期内上下波动。2003、2004、2007、2013、2014 年为低排放年,其中 2014 年的  $N_2O$  直接排放量最低,为 224.82 t,与 2003 年相比,下降 62.86 t (21.85%);2005、2006、2008—2012 年为高排放年,其中 2005 年的排放量最大,为 338.13 t,是 2014 年排放量的 1.50 倍。

表 3 各类农用地的  $N_2O$  直接排放量

年份	$N_2O$ 直接排放量(t)				
	果园茶园	蔬菜地	四季非蔬菜旱作地	水旱轮作旱作地	直接排放总量
2003	601.49	637.28	169.04	287.68	1 698.89
2004	559.31	550.61	294.45	283.61	1 689.58
2005	520.06	486.69	320.81	338.13	1 667.01
2006	481.08	448.43	334.16	335.75	1 600.42
2007	510.53	385.54	398.03	248.14	1 543.11
2008	495.78	374.44	376.49	325.95	1 573.29
2009	458.37	375.72	423.24	325.56	1 583.45
2010	446.15	369.91	413.58	320.30	1 550.37
2011	436.02	365.68	413.10	318.55	1 533.71
2012	429.23	350.55	404.61	311.77	1 496.50
2013	413.52	338.80	389.04	259.51	1 401.24
2014	395.25	313.48	335.24	224.82	1 269.27

## 2.3 氮沉降间接排放量

由表 4 可知,蔬菜地和果园茶园的氮沉降间接排放量整体上在 2003—2006 年期间下降迅速,2007—2014 年下降缓慢,对照表 3 数据可以看出,其变化趋势与蔬菜地和果园茶园的  $N_2O$  直接排放量变化趋势类似。与 2003 年相比,2014 年蔬菜地、果园茶园的大气氮沉降间接排放分别下降了 52.77、35.61 t。

四季非蔬菜旱作地的氮沉降间接排放量在 2003—2005 年增长幅度较大,2005 年排放量达到 43.49 t,较 2003 年增加 85.22%。2006—2009 年排放量增加 48.06%。2010 年之后

排放量基本维持稳定,整体上有小幅上升,在 2014 年达到峰值,为 61.33 t,与 2003 年相比,氮沉降间接排放量增加 161.20%。

水旱轮作旱作地的氮沉降间接排放量在 2003—2014 年期间虽存在上下波动,但总体上呈先下降后增加再缓慢下降的趋势,其中 2007 年的排放量最低,为 25.64 t;2009 年达到排放量峰值,为 34.28 t;2014 年排放量较 2003 年降低 14.28%。

在 4 类农用地中,果园茶园、蔬菜地的氮沉降间接排放量总体呈现降低趋势,其中果园茶园的排放量除 2003 年低于蔬菜地外,其他年份均为最大值,排放量居第 2 位的是蔬菜地。

表 4 各类农用地氮沉降间接排放量

年份	氮沉降间接排放量(t)				
	果园茶园	蔬菜地	四季非蔬菜旱作地	水旱轮作旱作地	氮沉降间接排放总量
2003	103.86	104.36	23.48	31.79	264.84
2004	96.57	89.81	42.27	29.70	258.96
2005	89.80	79.47	43.49	34.08	247.32
2006	83.07	73.19	41.34	31.12	229.04
2007	88.15	62.91	56.41	25.64	233.43
2008	85.61	61.20	52.65	33.89	233.57
2009	79.15	61.46	61.21	34.28	236.31
2010	77.04	60.61	60.55	34.00	232.36
2011	75.29	59.95	59.62	33.73	228.72
2012	74.11	57.52	60.52	33.82	226.10
2013	71.40	55.63	61.21	29.73	218.12
2014	68.25	51.59	61.33	27.25	208.62

## 2.4 淋溶间接排放量

从表 5 可以看出,果园茶园 2003—2006 年的淋溶径流间接排放量逐年下降,2006—2007 年经历较小的上升之后开始缓慢下降,2014 年排放量达到最低值,为 31.62 t,与 2003 年相比,降低 34.29%。蔬菜地 2003—2008 年的淋溶径流间接排放量下降迅速,2008 年的排放量较 2003 年减少 50.00 t;2009 年之后排放量缓慢下降,其中 2014 年排放量最小,约为 2003 年排放量的 1/2。四季非蔬菜旱作地 2003—2004 年的淋溶径流间接排放量约增加 1 倍,增长率最大;2005 年之后呈现波动上升之后下降的趋势,其中 2009 年排放量最高,为 28.44 t;2014 年排放量与 2003 年相比增加 140.65%。水旱轮作旱作地的淋溶径流间接排放量变化较小,每年排放量均在 13 t 左右,其中 2005 年排放量最高,为 16.84 t,2014 年排放量最低,为 11.49 t。总体来看,4 类农用地每年的淋溶径流间接排放量最高的为蔬菜地,其次为果园茶园。

## 2.5 总排放量

由图 1 可以看出,北京市 2003—2014 年农用地直接排放量及总排放量均呈先下降后增加再缓慢下降的趋势,大气氮沉降及淋溶径流间接排放量则呈现出缓慢波动下降的变化状态。

通过分析各类型的排放量得出,直接排放量及总排放量整体上均是 2003—2007 年下降,2007—2009 年增加,2009 年后又缓慢下降,这主要是因为总排放量中,直接排放量占的比例较大,每年所占比例均在 75% 以上,因此所呈现出的变

表5 各类农用地淋溶径流间接排放量

年份	淋溶径流间接排放量(t)				淋溶径流间接排放总量
	果园茶园	蔬菜地	四季非蔬菜旱作地	水旱轮作旱作地	
2003	48.12	120.88	10.75	14.56	194.47
2004	44.74	104.03	20.27	14.24	183.35
2005	41.60	92.05	21.48	16.84	172.04
2006	38.49	84.77	21.96	16.53	161.80
2007	40.84	72.87	27.09	12.31	153.16
2008	39.66	70.88	24.63	15.85	151.05
2009	36.67	71.19	28.44	15.93	152.26
2010	35.69	70.21	28.11	15.78	149.81
2011	34.88	69.44	27.73	15.69	147.75
2012	34.34	66.62	27.49	15.37	143.83
2013	33.08	64.43	26.80	13.01	137.34
2014	31.62	59.75	25.87	11.49	128.75

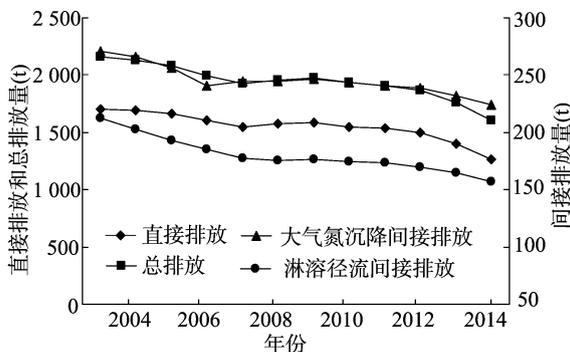


图1 北京市2003—2014年农用地各类 N<sub>2</sub>O 排放量趋势

化趋势较相似。2003年,直接排放量、总排放量最大,分别为1 698.89、2 158.20 t;2014年,排放量分别减小为1 269.27、1 606.64 t,分别减少25.29%、25.56%。

大气氮沉降及淋溶径流间接排放量呈现出缓慢波动下降的变化状态,与2003年相比,2014年排放量分别下降56.22、65.72 t。其中大气氮沉降在间接排放量中所占的比例较大,每年的占比均为60%左右,说明由于氮/氨挥发导致的大气氮沉降是间接排放的主要来源,对农田生态系统有较大影响,但淋溶径流导致的间接排放量仍是不可忽视的一部分。

### 3 结果与讨论

#### 3.1 各农用地 N<sub>2</sub>O 排放量比例

由图2可以看出,果园茶园和蔬菜地的 N<sub>2</sub>O 排放量在总排放量中占比较高,其次为四季非蔬菜旱作地,水旱轮作旱作地所占比例最低。

通过分析各类农用地的排放比例得出,果园茶园和蔬菜地的每年排放量在总排放量中所占比例均为30%左右,是主要的农用地 N<sub>2</sub>O 排放源;四季非蔬菜旱作地排放量所占的比例整体呈上升趋势,到2014年其排放量已占总排放量的27%左右,成为又一主要排放源;水旱轮作旱作地的 N<sub>2</sub>O 排放量在总排放量中的占比均在20%以下且变化较小。

#### 3.2 排放通量

排放通量是由排放量与种植面积共同决定的<sup>[12]</sup>。从表6可以看出,在直接排放通量中,果园茶园的 N<sub>2</sub>O 排放通量最高,达6.87 kg/hm<sup>2</sup>;水旱轮作旱作地次之,为5.98 kg/hm<sup>2</sup>,与蔬菜地(5.48 kg/hm<sup>2</sup>)接近;四季非蔬菜旱作地为4.36 kg/hm<sup>2</sup>;

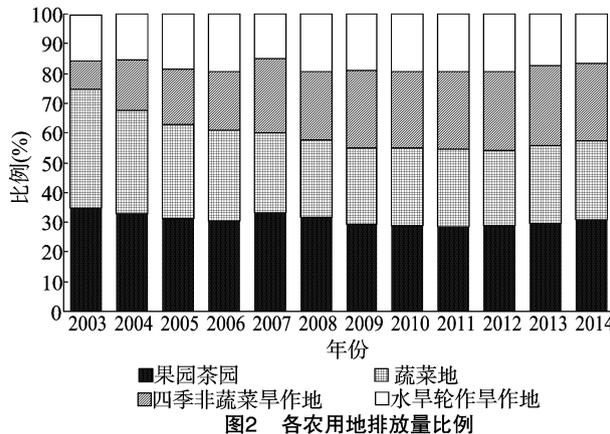


图2 各农用地排放量比例

水稻田的排放通量最小,仅为1.79 kg/hm<sup>2</sup>,但由于水稻田排放的主要温室气体为 CH<sub>4</sub>,因此该数据不能表明水稻田的温室气体排放通量的大小。在不同农用地的 N<sub>2</sub>O 总排放通量中,果园茶园(8.61 kg/hm<sup>2</sup>) > 蔬菜地(7.42 kg/hm<sup>2</sup>) > 水旱轮作旱作地(6.91 kg/hm<sup>2</sup>) > 四季非蔬菜旱作地(5.29 kg/hm<sup>2</sup>) > 水稻田(2.55 kg/hm<sup>2</sup>)。

张强等利用修正的 IPCC 2006 方法将北京市农田分为水田和旱田,估算出2007年北京市农田 N<sub>2</sub>O 直接排放量约为 3.16 × 10<sup>3</sup> t,直接排放通量为 7.43 kg/hm<sup>2</sup><sup>[16]</sup>;而本研究得出,直接排放量为 1.54 × 10<sup>3</sup> t,平均直接排放通量为 4.90 kg/hm<sup>2</sup>,产生区别的主要原因是张强等在利用 IPCC 2006 方法进行估算时,只将农田分为了水田与旱田,而旱田的排放因子远高于水田,北京市水田面积又远低于旱田,因此不可避免地造成计算结果误差。倪玉雪同样利用 IPCC 2006 方法估算得出, N<sub>2</sub>O 排放通量为 9.44 kg/hm<sup>2</sup><sup>[22]</sup>,而本研究为 6.16 kg/hm<sup>2</sup>,说明利用 IPCC 2006 方法计算得出的农田 N<sub>2</sub>O 排放量与 IAP-N 模型的计算结果相比偏大。

谢军飞等利用 DNDC 模型模拟北京市旱地 N<sub>2</sub>O 排放得出,作物生长期 N<sub>2</sub>O 排放量的模拟值为 0.377 mg/(m<sup>2</sup>·h),折合年排放通量为 8.14 kg/hm<sup>2</sup><sup>[15]</sup>;本研究旱地排放通量为 7.06 kg/hm<sup>2</sup>(将水田去除后的平均排放量即为旱地排放量),结果相近。田展等基于 DNDC 模型模拟我国水稻田的 N<sub>2</sub>O 排放得出, N<sub>2</sub>O 排放量为 2.49 kg/hm<sup>2</sup><sup>[23]</sup>,与本研究结果接近,说明 IAP-N 模型能够很好地模拟我国农田 N<sub>2</sub>O 排放量。

表6 各农用地 N<sub>2</sub>O 年均排放通量 kg/hm<sup>2</sup>

类型	果园茶园	蔬菜地	四季非蔬菜旱作地	水旱轮作旱作地	水稻田
N <sub>2</sub> O 直接排放通量	6.87	5.48	4.36	5.98	1.79
N <sub>2</sub> O 总排放通量	8.61	7.42	5.29	6.91	2.55

#### 3.3 排放量影响因素分析

利用 SPSS 软件分别分析氮肥总投入量、粪肥总氮量、秸秆及根茬总氮量、各类农用地的面积、各类畜禽的数量与 N<sub>2</sub>O 总排放量的关系得出,氮肥总投入量、果园茶园面积、蔬菜地面积、奶牛数量对 N<sub>2</sub>O 总排放量有显著影响,与 N<sub>2</sub>O 总排放量的 Pearson 相关系数分别达 0.957、0.890、0.847、0.881,说明氮肥总投入量、果园与茶园面积、蔬菜地面积、奶牛数量与 N<sub>2</sub>O 总排放量有较强的相关性。

#### 4 结论

从时间角度分析,2003—2014年间,北京市农用地的 $N_2O$ 直接排放量及总排放量整体上均是2003—2007年减少,2007—2009年增加,2009年后又缓慢下降,2003年直接排放量、总排放量最大,分别为1 698.89、2 158.20 t,到2014年排放量分别减小为1 269.27、1 606.64 t,分别减少25.29%、25.56%。大气氮沉降及淋溶径流间接排放量则呈现出缓慢波动下降的变化状态,与2003年相比,2014年排放量分别下降了56.22、65.72 t。

从排放组成来看,直接排放量最大的农用地为果园茶园,年均直接排放量为478.90 t,其次为蔬菜地、四季非蔬菜旱作地、水旱轮作旱作地,年均排放量分别为416.43、355.98、298.31 t;大气氮沉降间接排放量最大的是果园茶园,年均排放量为82.69 t,蔬菜地和四季非蔬菜旱作地排放量相近,分别为68.14、52.01 t,水旱轮作旱作地排放量最少,为31.59 t;淋溶径流年均间接排放量最高的是蔬菜地,为78.93 t,果园茶园次之,为38.31 t,四季非蔬菜旱作地和水旱轮作旱作地年均排放量分别为24.22、14.80 t。

从排放通量角度分析, $N_2O$ 直接排放通量表现为果园茶园( $6.87 \text{ kg}/\text{hm}^2$ ) > 水旱轮作旱作地( $5.98 \text{ kg}/\text{hm}^2$ ) > 蔬菜地( $5.48 \text{ kg}/\text{hm}^2$ ) > 四季非蔬菜旱作地( $4.36 \text{ kg}/\text{hm}^2$ ) > 水稻田( $1.79 \text{ kg}/\text{hm}^2$ );  $N_2O$ 总排放通量表现为果园茶园( $8.61 \text{ kg}/\text{hm}^2$ ) > 蔬菜地( $7.42 \text{ kg}/\text{hm}^2$ ) > 水旱轮作旱作地( $6.91 \text{ kg}/\text{hm}^2$ ) > 四季非蔬菜旱作地( $5.29 \text{ kg}/\text{hm}^2$ ) > 水稻田( $2.55 \text{ kg}/\text{hm}^2$ ),因此应优先考虑减少果园茶园及蔬菜地的单位面积氮投入量。

从对总排放量的影响因素角度来看,氮肥总投入量、果园茶园面积、蔬菜地面积、奶牛数量与 $N_2O$ 总排放量有显著的正相关性,其相关系数分别为0.957、0.890、0.847、0.881。

由于数据缺乏,应用IAP-N模型计算农用地氧化亚氮排放量时未在县域尺度上进行,而是在市域尺度上进行的,利用市统计数据会不可避免地造成一些数据未计入在内。另外本研究在核算秸秆及根茬 $N_2O$ 排放量时,未将全部作物列入计算,只计算了一些主要的种植农产品,可能导致部分排放量有所遗漏,这些都是造成排放结果不确定性的主要因素。

#### 参考文献:

[1]张旭.四川省和重庆市农田 $N_2O$ 排放量估算[D].重庆:西南大学,2008:1-2.  
 [2]曾宪芳,赵世伟,李晓晓,等.宁夏回族自治区平罗县主要农作物碳足迹研究[J].水土保持通报,2012,32(5):61-65.  
 [3]IPCC 2006. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories[R]. Japan:Institute for Global Environmental Strategies, 2006:228-310.  
 [4]Eichner M J. Nitrous oxide emissions from fertilized soils; summary of

available data[J]. Journal of Environmental Quality, 1990, 19(2): 272-280.  
 [5]Li C S, Narayanan V, Harriss R C. Model estimates of nitrous oxide emissions from agricultural lands in the United States[J]. Global Biogeochemical Cycles, 1996, 10(2): 297-306.  
 [6]Zou J W, Lu Y Y, Huang Y. Estimates of synthetic fertilizer N-induced direct nitrous oxide emission from Chinese croplands during 1980—2000[J]. Environmental Pollution, 2010, 158(2): 631-635.  
 [7]康涛,杨海真,郭茹.崇明县农业温室气体排放核算[J].长江流域资源与环境,2012,21(增刊2):102-108.  
 [8]刘月仙,刘娟,吴文良.北京地区畜禽温室气体排放的时空变化分析[J].中国生态农业学报,2013,21(7):891-897.  
 [9]史磊刚,陈阜,孔凡磊,等.华北平原冬小麦—夏玉米种植模式碳足迹研究[J].中国人口·资源与环境,2011,21(9):93-98.  
 [10]柯琳.模拟增温对华北平原长期免耕农田土壤 $N_2O$ 排放通量影响研究[D].乌鲁木齐:新疆师范大学,2013:6-7.  
 [11]王少彬,苏维翰.中国地区氧化亚氮排放量及其变化的估算[J].环境科学,1993,14(3):42-46,92.  
 [12]王智平.中国农田 $N_2O$ 排放量的估算[J].农村生态环境,1997,13(2):52-56.  
 [13]李虎,王立刚,邱建军.黄淮海平原河北省范围内农田土壤二氧化碳和氧化亚氮排放量的估算[J].应用生态学报,2007,18(9):1994-2000.  
 [14]韩云芳,韩圣慧,严平.基于区域氮循环模型IAP-N的安徽省农用地 $N_2O$ 排放量估算[J].环境科学,2015,36(7):2395-2404.  
 [15]谢军飞,李玉娥. DNDC模型对北京旱地农田 $N_2O$ 排放的模拟对比分析[J].农业环境科学学报,2004,23(4):691-695.  
 [16]张强,巨晓棠,张福锁.应用修正的IPCC2006方法对中国农田 $N_2O$ 排放量重新估算[J].中国生态农业学报,2010,18(1):7-13.  
 [17]国家发展和改革委员会应对气候变化司.2005中国温室气体清单研究[M].北京:中国环境出版社,2014:200-263.  
 [18]Zhang W, Liu C, Zheng X H, et al. Comparison of the DNDC, Landscape DNDC and IAP-N-GAS models for simulating nitrous oxide and nitric oxide emissions from the winter wheat - summer maize rotation system[J]. Agricultural Systems, 2015, 140:1-10.  
 [19]国家统计局.北京统计年鉴2004—2015[M].北京:中国统计出版社,2004—2015.  
 [20]国家统计局.中国统计年鉴2004—2015[M].北京:中国统计出版社,2004—2015.  
 [21]国家统计局.中国农村统计年鉴2004—2015[M].北京:中国统计出版社,2004—2015.  
 [22]倪玉雪.中国农田土壤硝态氮累积、淋洗与径流损失及 $N_2O$ 排放[D].保定:河北农业大学,2013:36-37.  
 [23]田展,牛逸龙,孙来祥,等.基于DNDC模型模拟气候变化影响下的中国水稻田温室气体排放[J].应用生态学报,2015,26(3):793-799.