

川渝地区农业生态系统 NH_3 排放

李富春^{1,2}, 韩圣慧^{2*}, 杨俊³, 张旭⁴, 李如燕¹, 魏源送⁵, 范貌宏⁶

(1. 昆明理工大学固体废弃物资源化国家工程研究中心, 昆明 650033; 2. 中国科学院大气物理研究所大气边界层物理和大气化学国家重点实验室, 北京 100029; 3. 西南大学资源环境学院, 重庆 400716; 4. 重庆市环境科学研究院, 重庆 401147; 5. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085; 6. School of Civil and Environmental Engineering, Georgia Institute of Technology, Atlanta, GA 30332, USA)

摘要: 基于县级农业活动水平数据及区域氮循环模型 IAP-N 方法, 并根据地理特征、环境气候条件及地区行政区划将川渝地区划分成 4 个亚区, 详细估算了 1990~2004 年川渝地区农业生态系统各氨排放源的排放及其时空分布状况。结果表明, 1990~1994、1995~1999 和 2000~2004 年 3 个时期, 整个川渝地区农业生态系统氨(NH_3)年均排放量(以纯氮量计)分别为 626.7、670.5 和 698.8 $\text{Gg}\cdot\text{a}^{-1}$ 。氨排放年际变化呈增长趋势, 各氨排放源贡献率的年际变化不大, 2000~2004 年川渝地区施肥农田、粪便管理系统和秸秆燃烧氨排放源的贡献率分别为 53%、46% 和 1%, 排放量分别为 374.9、318.2 和 5.6 $\text{Gg}\cdot\text{a}^{-1}$ 。各地区的氨排放源结构有所不同, 成都平原和重庆地区施肥农田氨排放贡献率最高, 而川西南地区 and 川西北地区以粪便管理系统氨排放为主。川渝地区农业生态系统氨排放地理分布总体上呈“东高西低”现象, 2000~2004 年, 重庆丘陵地区、成都平原地区、川西南山区及川西北高原地区的氨排放量分别为 165.6、408.8、85.9 和 38.8 $\text{Gg}\cdot\text{a}^{-1}$, 氨排放强度分别为 20、28、9.1 和 1.6 $\text{kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ 。研究结果可为决策者合理利用肥料、减少氨和温室气体排放提供科学依据。

关键词: 氨排放; 氮循环; IAP-N 模型; 农业生态系统; 川渝地区

中图分类号: X511 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)10-2823-09

Agro-Ecosystem Ammonia Emission in Sichuan-Chongqing Region

LI Fu-chun^{1,2}, HAN Shen-hui², YANG Jun³, ZHANG Xu⁴, LI Ru-yan¹, WEI Yuan-song⁵, FAN Mao-hong⁶

(1. National Engineering Research Center of Waste Resource Recovery, Kunming University of Science and Technology, Kunming 650033, China; 2. State Key Laboratory of Atmospheric Boundary Layer Physics and Atmospheric Chemistry, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029, China; 3. College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400716, China; 4. Chongqing Research Institute of Environmental Science, Chongqing 401147, China; 5. Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 6. School of Civil and Environmental Engineering, Georgia Institute of Technology, Atlanta, GA 30332, USA)

Abstract: Ammonia (NH_3) emission from agro-ecosystem in the Sichuan-Chongqing region during 1990-2004, was estimated by the regional nitrogen cycling model IAP-N. The county level agricultural activities data were used, and Sichuan-Chongqing region was divided into four sub-areas by the geographical characteristics, environment and local climatic conditions and administrative division. The results showed that average annual ammonia emissions (in nitrogen gauge) in 1990-1994, 1995-1999, 2000-2004 were 626.7, 670.5 and 698.8 $\text{Gg}\cdot\text{a}^{-1}$ respectively. The ammonia emission appeared increasing trend, whereas, the contribution of various ammonia sources presented little change. For instance, in 2000-2004, the contributions of NH_3 emission from fertilized cropland, manure management system and field residues burning to the total ammonia emission of agro-ecosystem in the Sichuan-Chongqing region were 53%, 46% and 1%, equals to 374.9, 318.2 and 5.6 $\text{Gg}\cdot\text{a}^{-1}$ respectively. But the contributions were variable in different regions. Ammonia emission was primarily induced by fertilized cropland in Chengdu plain and Chongqing hilly area, whereas, in northwest sub-region of Sichuan province was manure management system. The geographical distribution of ammonia emission from agro-ecosystem in the Sichuan-Chongqing region was generally “east high and west low”. Ammonia emissions in sub-regions of Chongqing hilly area, Chengdu plain, southwest and northwest sub-regions were 165.6, 408.8, 85.9 and 38.8 $\text{Gg}\cdot\text{a}^{-1}$, respectively, during 2000-2004. At the same time, ammonia density were 20 and 28 $\text{kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ in sub-regions of the Chongqing hilly area and the Chengdu plain, whereas, 9.1 and 1.6 $\text{kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ in southwest and northwest sub-regions, respectively. The results will provide a scientific basis for making fertilizer effectively applied and mitigate NH_3 and GHG emissions from agro-ecosystem of Sichuan-Chongqing region.

Key words: ammonia emission; nitrogen cycle; IAP-N model; agro-ecosystem; Sichuan-Chongqing region

氨(NH_3)是大气中重要的微量气体之一, 我国大气中的氨浓度为 $0.7 \sim 99 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ [1]。氨排放源包括自然源和人为源, 自然源包括海洋和非农用地

收稿日期: 2008-11-26; 修订日期: 2009-03-27

基金项目: 国家自然科学基金项目(40605030)

作者简介: 李富春(1984~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为农业生态系统碳氮循环及其污染控制, E-mail: lfchun841023@sina.com

* 通讯联系人, E-mail: shenghui_han@post.iap.ac.cn

源(如森林和草原生态系统等);人为源包括工业源和农牧业源^[2].其中,农牧业源包括施肥农田、人类及畜禽粪便管理系统和秸秆燃烧.20世纪90年代全球氮年排放量(以纯氮量计,下同)达 $56.1 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$,其中人为源氮排放达 $45.5 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$,占总排放量的81%,而农牧业氮排放占总人为源的95%^[2].所以,农业生态系统是氮排放的主要源.

农业生态系统的氮排放不仅造成大量的农作物营养物质流失,而且还会加剧日益严重的环境污染,是全球氮循环的重要组成部分.氮挥发是氮肥损失的主要机制之一,特别是在稻田中通过氮挥发损失的氮肥高达9%~40%^[3].挥发到大气中的氮是高活性气体,其在大气中的寿命仅为5~7 d^[4].90%的氮在低层大气环境中与酸性气体和酸性气溶胶中和后,生成大量的铵盐^[5~7],在一定的气候环境条件下,可生成大气二次气溶胶颗粒^[6~8].大气中99%的氮将随着大气干湿沉降返回地面^[1,7],对土壤酸化以及地表水富营养化存在潜在的威胁,而1%的氮氨在高空进一步被臭氧(O_3)氧化,从而加剧酸雨、光化学烟雾及温室效应等一系列环境危机^[7,9].

目前,国内外氮排放的主要估算方法包括氮减排策略评价系统(NARSES)模型^[10,11]、区域大气污染信息和模拟(RAINS)模型^[12]、氮排放分布 DYNAMO 模型^[13]、区域氮循环模型 IAP-N^[14,15]以及美国化肥施用氮排放清单(AEIFA)模型^[16]等模型估算方法. IAP-N 模型是在 IPCC 方法基础上建立的区域氮循环模型^[14,15],应用于编制联合国全球基金项目《中国气候变化问题初始信息通报》中的《1994 年中国农田氧化亚氮排放清单》.我国早期的氮排放估算是基于省级或国家级的单排放因子法^[1,18,19],其中王文兴等^[18]的估算结果表明1991年我国氮排放量达 $8918 \text{ Gg} \cdot \text{a}^{-1}$,四川省的氮排放量为 $941 \text{ Gg} \cdot \text{a}^{-1}$,占全国总氮排放量的10.6%;其后,Zheng 等^[14]采用 IAP-N 模型分别估算了1961~2030年亚洲和中国的氮排放,结果表明整个亚洲的氮排放从1961年的 $4.6 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ 增加到2000年的 $13.8 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$,其中中国对亚洲氮排放的贡献率从1961年的25%增加到2000年的39%.

川渝地区幅员辽阔,气候环境条件复杂,是重要的农业和牧业大省区,也是我国主要的农业生态系统氮排放地区之一^[1,18].本研究基于县级农业活动水平数据和 IAP-N 模型,并根据地理特征、环境气候条件及地区行政区划将川渝地区划分成4个亚区,详细估算了川渝地区15 a(1990~2004年)的农业生

态系统各氮排放源的氮排放状况,从而得到川渝地区农业生态系统氮排放较为准确的时空分布,以期为系统认识氮循环过程、制定合理的农业氮肥管理策略及保护生态环境提供了可靠的基础数据.

1 估算方法与数据来源

1.1 川渝地区区域概况

川渝地区幅员辽阔,地处青藏高原和长江中下游平原过渡带,西高东底的片段地理特征突出,自然环境结构、气候条件以及社会经济发展区域化明显,而氮排放具有明显的时空差异性,所以在估算中根据地理特征、环境气候条件及地区行政区划将川渝地区划分成4个亚区(图1).

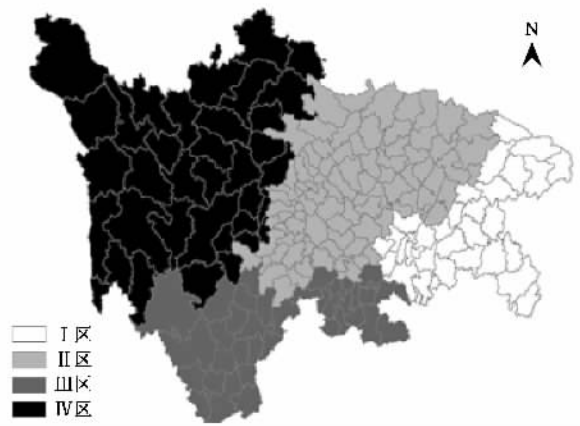


图1 川渝地区区域划分

Fig.1 Sub-regional definition for Sichuan-Chongqing region

I区是以丘陵和山地地形为主的重庆市辖区及其下辖县,大部分地区属亚热带湿润季风气候;II区是四川盆地底部的成都平原地区,属亚热带湿润季风气候;III区包括川西南地区的攀枝花市、凉山彝族自治州及周围宜宾、泸州等山区县,其自然特征更类似于云贵高原;IV区包括川西北的阿坝、甘孜二州及雅安地区,该地区海拔一般在4000~4700 m,高原面完整,其气候类型由南到北,依次出现亚热带、暖温带、温带、寒温带和亚寒带.

1.2 数据来源

1.2.1 农业活动水平数据及其来源

本研究所需农业活动水平数据为1990~2004年川渝地区县级农业统计数据,包括:主要农作物(水稻、小麦、玉米等11种)的播种面积和产量;7种畜禽(牛、猪、羊、鸡等)的饲养量;其他数据还包括各县市行政区划面积、年末耕地面积、年末乡村人口数、氮肥消费量、化石燃料消耗量等.该数据主要来

源于《四川省农牧业统计资料》(1990~1995 年, 共计 6 册, 四川省农牧厅内部资料) 及《四川省统计年鉴》^[20], 部分数据源于中国农业科学研究院数据中心. 对于个别统计信息不完整的数据, 以年份相近的对应县级数据插值, 或者用有县级数据年份的市级数据按比例进行插值.

表 1 农业生态系统各氨排放源的排放因子

项目		氨排放因子		文献
		非放牧	放牧	
粪便管理系统(EF) ¹⁾	牛	7.396	3.403	[21]
	猪	2.251	—	[21]
	马、驴、骆	3.9	4.7	[21]
	羊(山羊和绵羊)	0.381	0.623	[21]
	家禽	0.091	—	[21]
	乡村人口	1.3	—	[18]
施肥农田(EF _s) ²⁾	水田	0.219		[14]
	旱田	0.109		[14]
秸秆燃烧(EF _{eth}) ²⁾	田间和生活能源燃烧	0.041		[14]

1) 氨排放因子值以 NH₃ 计, 单位为 kg•(unit•a)⁻¹; 2) 比例系数

1.3.1 粪便管理系统氨排放估算

粪便管理系统氨排放是指动物粪肥在施入土壤之前的储存和处理所产生的氨排放, 包括非放牧畜禽粪便管理系统、放牧牲畜和乡村人口粪便管理系统氨排放 3 类, 分别由式(1)~(3)计算得到.

$$NH_{3(非放牧)} = \sum (B_i \times D_{m-i} \times EF_{m-i}) \tag{1}$$

$$NH_{3(放牧)} = \sum (B_i \times D_{g-i} \times EF_{g-i}) \tag{2}$$

$$NH_{3(乡村人口)} = \sum (H_m \times EF_m) \tag{3}$$

式中, B_i 为 i 类畜禽年饲养量, i 分别为非奶牛、奶牛、猪、绵羊、山羊、家禽、其他家畜(马、驴、骡); D_{m-i} 和 D_{g-i} 分别是 i 类畜禽的粪便处理方式中非放牧畜禽粪便管理和放牧的分配系数, 取 IPCC^[22] 默认值; EF_{m-i} 和 EF_{g-i} 分别为 i 类畜禽在圈养及非放牧粪便管理系统和放牧的氨排放因子; H_m 和 EF_m 分别为年末乡村人口数和乡村人口的氨排放因子(表 1).

1.3.2 施肥农田源氨排放

施肥农田氨排放分为水田和旱地 2 种, 由式(4)得到.

$$NH_{3(施肥农田)} = \sum (N_{(s)input} \times EF_s) \tag{4}$$

式中 $N_{(s)input}$ 是水田或旱地总氮输入量, 包括氮肥施用、乡村人口和畜禽粪肥回田、生物固氮、大气氮沉降、历年氮盈亏及农作物秸秆还田, 其计算方法同文献[14, 15]; EF_s 是施肥农田氨排放因子, s 分水田和旱地两类(表 1).

1.2.3 IAP-N 模型参数数据及排放因子数据

研究需要的主要农业活动参数(农作物经济系数及根冠比、农作物秸秆干重比农作物及其秸秆含氮量、动物排泄物含氮量等)选用文献[17]里的参数; 氨排放因子见表 1.

1.3 估算方法

1.3.3 秸秆燃烧氨排放

秸秆燃烧氨排放包括田间秸秆燃烧和秸秆生活能源燃烧两部分, 由式(5)计算而得.

$$NH_{3(秸秆燃烧)} = \sum (N_{th} \times EF_{eth}) \tag{5}$$

式中 N_{th} 是秸秆燃烧氮量, 计算过程见文献[14, 15]; EF_{eth} 是秸秆燃烧的氨排放因子(表 1).

2 结果与分析

本研究中将 1990~2004 年分为 3 个时期, 即 1990~1994 年、1995~1999 年及 2000~2004 年, 以 5 a 的平均年氨排放量代表该时期的年平均排放状况, 其结果如表 2 所示.

2.1 粪便管理系统氨排放量

1990~1994 年、1995~1999 年和 2000~2004 年, 整个川渝地区的非放牧畜禽粪便管理系统年平均氨排放量分别为 164.3、173.1 和 188.8 Gg•a⁻¹ (所有氨排放量单位通用氨氮当量计), 牲畜放牧年平均氨排放量分别为 24.4、27.2 和 30.8 Gg•a⁻¹, 乡村人口年平均氨排放量分别为 102.6、99.7 和 98.6 Gg•a⁻¹(表 2). 除了乡村人口氨排放由于 1995~2004 年间川渝地区城镇化进程加快, 乡村人口数从 1990~1994 年时期的 9 585 万人下降到 9 209 万人, 导致其氨排放量有降低外, 粪便管理系统氨排放的年际变化都呈增长的趋势. 从地区分布看, 非放牧畜禽粪便管理系统和乡村人口氨排放, 主要集中在人口集中

表 2 川渝地区农业生态系统氨排放/ $\text{Gg}\cdot\text{a}^{-1}$

Table 2 Estimations of ammonia emissions from the agro-ecosystem in Sichuan-Chongqing region/ $\text{Gg}\cdot\text{a}^{-1}$								
区域	年份	非放牧	放牧	乡村人口	水田	旱地 ¹⁾	秸秆燃烧	总氨排放
Ⅰ区	1990~1994	38.38	1.78	26.39	37.03	46.80	1.59	151.96
	1995~1999	39.50	2.04	26.21	41.58	53.32	1.72	164.36
	2000~2004	40.18	2.45	25.90	41.24	53.75	1.74	165.27
Ⅱ区	1990~1994	98.16	3.13	60.76	92.56	112.41	2.99	370.02
	1995~1999	99.54	3.84	57.94	96.34	12.81	3.20	387.66
	2000~2004	111.26	4.39	57.28	96.11	136.69	3.12	408.85
Ⅲ区	1990~1994	21.54	5.47	12.74	18.21	16.90	0.58	75.45
	1995~1999	23.71	6.21	12.85	18.76	19.65	0.61	81.79
	2000~2004	26.70	7.24	12.69	17.38	21.24	0.65	85.89
Ⅳ区	1990~1994	6.23	14.00	2.73	1.57	4.68	0.11	29.32
	1995~1999	10.32	15.07	2.75	1.84	6.51	0.15	36.64
	2000~2004	10.66	16.73	2.72	1.91	6.62	0.11	38.75
川渝地区总计	1990~1994	164.32	24.39	102.61	149.37	180.79	5.27	626.75
	1995~1999	173.07	27.16	99.75	158.51	206.28	5.68	670.45
	2000~2004	188.80	30.80	98.59	156.65	218.29	5.63	698.76

1)包括单纯旱地和水旱轮作的旱作季节

而经济发展较快的Ⅰ区和Ⅱ区,而牲畜放牧氨排放主要集中在Ⅲ区和Ⅳ区(表2)。

粪便管理系统总氨排放为上述3个源之和,因此,1990~1994年、1995~1999年和2000~2004年川渝地区粪便管理系统总氨排放量分别为291.3、300.0和318.2 $\text{Gg}\cdot\text{a}^{-1}$,年际变化总体呈增长的趋势。其中,Ⅱ区人口量大,社会经济发展较快,肉产品需求量最高,所以氨排放量最高,而Ⅳ区的氨排放量最低,2000~2004年间,Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ和Ⅳ区的氨排放贡献率分别为22%、54%、15%和9%。

整个川渝地区粪便管理系统氨排放源的贡献率结构年际变化不大,各地区粪便管理系统氨排放源的贡献率结构有所不同。如2000~2004年,整个川

渝地区非放牧畜禽粪便管理系统的贡献率最高,达59%;牲畜放牧和乡村人口的贡献率分别为10%和31%。在Ⅰ区和Ⅱ区,由于农业和养殖业发达,非放牧粪便管理系统氨排放的贡献率都很高,分别占58%和64%;而Ⅳ区地处川西北高原区,大多数居民以放牧为主要支柱产业,牲畜放牧贡献率高达56%,非放牧粪便管理系统贡献率为35%。

2.2 农田氨排放

2.2.1 农田耕地面积及其氮输入量

由于城镇化建设、水土流失造成农田退化、及退耕还林政策等原因,川渝地区农田耕地面积的年际变化呈递减的趋势(表3),1990~1994年、1995~1999年和2000~2004年期间分别为6.26、6.13和5.56

表 3 川渝地区耕地面积及农田输入氮量

Table 3 Arableland area and the nitrogen input in Sichuan-Chongqing region							
区域	年份	耕地 ¹⁾	化肥氮 ²⁾	粪肥氮 ²⁾	秸秆还田氮 ²⁾	其他氮输入 ^{2),3)}	总氮输入 ²⁾
Ⅰ区	1990~1994	164.35	379.2	151.3	29.0	159.1	718.6
	1995~1999	159.94	434.8	152.6	30.5	205.8	823.7
	2000~2004	144.30	433.6	152.9	31.4	207.2	825.1
Ⅱ区	1990~1994	350.57	872.7	395.4	64.1	407.3	1739.5
	1995~1999	342.95	983.3	389.4	68.7	506.1	1947.5
	2000~2004	310.26	1023.0	420.6	69.1	537.3	2050.0
Ⅲ区	1990~1994	84.28	126.3	85.3	13.0	58.6	283.2
	1995~1999	83.47	143.2	89.9	13.9	73.4	320.4
	2000~2004	78.62	142.6	97.6	15.0	76.6	331.8
Ⅳ区	1990~1994	26.56	26.7	20.8	2.4	10.7	60.6
	1995~1999	26.32	31.9	28.3	3.5	18.9	82.6
	2000~2004	23.21	32.4	29.3	2.5	19.9	84.1
川渝地区总计	1990~1994	625.75	1404.9	652.7	108.5	635.7	2801.8
	1995~1999	612.67	1593.1	660.2	116.7	803.9	3173.9
	2000~2004	556.40	1631.5	700.5	117.9	841.3	3291.2

1)耕地面积单位为 10^4 hm^2 ; 2) 各种氮源单位都为 $\text{Gg}\cdot\text{a}^{-1}$; 3)其他氮输入包括大气氮沉降、氮盈余、田间秸秆燃烧灰烬氮量

$\times 10^6 \text{ hm}^2 \cdot \text{a}^{-1}$. 2000~2004 年间, I 区、II 区、III 区及 IV 区的耕地面积分别占整个地区的 26%、56%、14% 和 4%. 不同的是, 由于社会经济发展, 粮食需求进一步提高, 农田的氮输入呈增长的趋势, 川渝地区 1990~1994 年、1995~1999 年和 2000~2004 年期间分别的农田总氮输入分别为 2.80、3.17 和 3.29 $\text{Tg} \cdot \text{a}^{-1}$, 其中主要输入氮源为化肥氮, 占总氮输入量的 50% 左右, 其输入分别为 1.40、1.59 和 1.63 $\text{Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ (表 3). 由于 II 区总耕地面积量大, 且有大量氮肥消耗量高的蔬菜地, 所以该地区氮肥输入量是川渝地区总氮输入量最高的地区, 占整个川渝地区的 62%.

2.2.2 农田氨排放量、氨排放通量及其时空分布

1990~1994 年、1995~1999 年及 2000~2004 年, 川渝地区农田氨年平均排放量分别为 330.2、364.8 和 374.9 $\text{Gg} \cdot \text{a}^{-1}$, 其中水田排放量分别为 149.4、158.5 和 15.6 $\text{Gg} \cdot \text{a}^{-1}$, 旱地分别为 180.8、206.3 和 218.3 $\text{Gg} \cdot \text{a}^{-1}$ (表 2). 1990~1999 年间水田和旱地氨排放均有增长的趋势, 2000 年后, 蔬菜地播种面积增加, 水田面积减少, 水田氨排放略有减缓的趋势, 但农田总氨排放的年际变化均呈增长的趋势.

势. 由于各地区自然条件、产业结构及生产力水平等存在差异性, 所以耕地面积和农田总氮输入量也相差较大(表 3), 致使农田氨排放具有明显的空间差异性(如图 2). 2000~2004 年间, 东部的 I 区和 II 区农田氨排放量对整个川渝地区的排放贡献率高达 87%, 西部的 III 区和 IV 区的贡献率仅有 13%. 施肥农田氨排放的空间差异性还表现在旱地和水田氨排放源贡献率上, 同时期, I 区和 II 区的水田和旱地贡献率分别为 41% 和 59%; III 区水田氨排放的贡献率达 51%, 旱地占 49%; IV 区水田氨排放贡献率仅占 25%, 旱地贡献率高达 75%.

1990~1994 年、1995~1999 年及 2000~2004 年, 川渝地区农田氨平均排放通量分别为 53、60 和 67 $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ (hm^2 , 以耕地面积计). 虽然川渝地区耕地面积在逐年下降, 但是由于整个川渝地区农田氮输入量的持续增长(表 3), 1990~2004 年间该地区农田氨排放通量也呈增长的趋势, 如整个川渝地区共有 195 个县, 1990~1994 年农田氨排放通量高于 55 $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 的县有 86 个, 1995~1999 年增加到 102 个, 2000~2004 年继而增加到 118 个县(图 2).

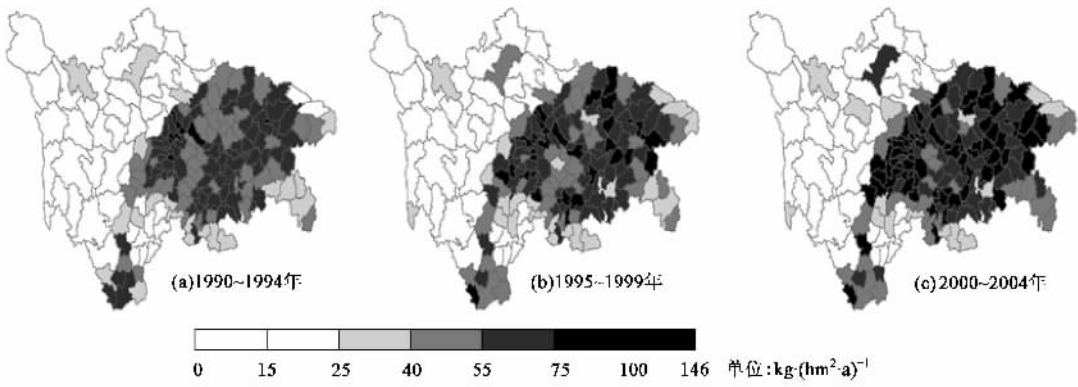


图 2 不同时期川渝地区县级施肥农田氨排放通量

Fig.2 County level spatial-temporal distribution of ammonia flux from fertilized cropland in Sichun-Chongqing region at different periods

川渝地区农田氨排放通量的地理分布呈明显“东高西低”特征. 2000~2004 年间, I 区农田氨排放通量平均为 66 $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$, 以重庆市及周边县市区为中心, 向边远郊区递减; II 区是整个川渝地区施肥农田输入氮最高的地区, 其农田氨排放通量最高, 达 75 $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$, 以成都、绵阳、德阳及达州市及其郊县为高排放通量核心, 向西部及边远郊县辐射状递减; III 区具有排放通量高低过渡区的特征, 其农田氨排放通量为 49 $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$, 以地处长江上游金沙江流域的会东、会理、宜宾及攀枝花等地为高排

放通量区, 而靠近 IV 区的木里县等县区排放通量较低; IV 区的农田氨排放通量最低, 仅为 37 $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ [图 2(c)].

2.3 秸秆燃烧氨排放量

秸秆燃烧是川渝地区农业生态系统氨排放量最低的源, 1990~1994 年、1995~1999 年及 2000~2004 年的排放量分别 5.3、5.7 和 5.6 $\text{Gg} \cdot \text{a}^{-1}$ (表 2), 由于 1995~1999 年间秸秆燃烧氮量高达 138.5 $\text{Gg} \cdot \text{a}^{-1}$, 是川渝地区秸秆燃烧氮量最高的时期, 所以该时期也是秸秆燃烧氨排放最高的时期. 从秸秆燃烧氨排

放源结构上看, 秸秆生活能源燃烧占 90% 左右, 是主要的源, 而田间秸秆燃烧氨排放仅占 9% ~ 10% .

尽管秸秆燃烧相对其它源的氨排放量较低, 但由于秸秆燃烧伴随着大量颗粒污染物排放, 且秸秆田间燃烧都集中在春耕和秋收 2 个很短的时间段里, 所以, 其氨排放容易造成大气中氨浓度的短时间大量增长, 加之川渝地区特殊的气候环境, 容易在该时期形成严重的大气污染事件.

2.4 川渝地区农业生态系统总氨排放状况

2.4.1 川渝地区农业生态系统总氨排放及其源结构

1990 ~ 1994 年、1995 ~ 1999 年及 2000 ~ 2004 年川渝地区农业生态系统总氨年排放量分别为 626.7、670.5 及 698.8 $\text{Gg}\cdot\text{a}^{-1}$ (表 2), 3 个时期氨排

放量高于 $5.5 \text{ Gg}\cdot\text{a}^{-1}$ 的县数分别为 34、39 和 47 个 (图 3). 综合分析川渝地区农业生态系统各氨排放源的贡献, 其年际变化不大, 但存在区域性差异. 2000 ~ 2004 年, 整个川渝地区农业生态系统氨排放中施肥农田、粪便管理系统和秸秆燃烧的贡献率分别为 53%、46% 和 1%, 其中乡村人口、非放牧畜禽粪便管理系统、牲畜放牧、秸秆燃烧、水田和旱地的氨排放贡献率分别为 14%、27%、4%、1%、22% 和 32% (图 3). I 区和 II 区的旱地排放贡献率最高, 为 33%, 而牲畜放牧和秸秆燃烧的贡献率还不到 1%; 而 IV 区牲畜放牧的氨排放贡献率最高, 为 44%, 与其它地区相比, 水田、旱地等其它源的贡献率均较低 (图 4).

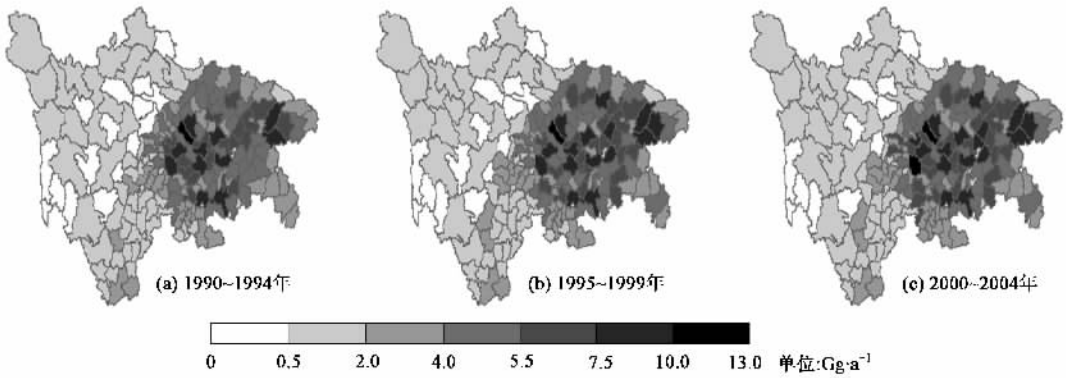


图 3 不同时期川渝地区县级农业生态系统氨排放量分布

Fig.3 Ammonia emission from agricultural ecosystem in Sichun-Chongqing region during different periods

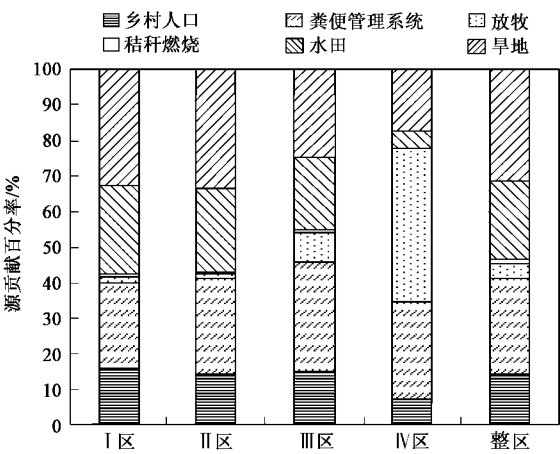


图 4 2000 ~ 2004 年不同川渝地区农业生态系统氨排放源贡献率结构

Fig.4 Contributions of ammonia emissions from agricultural ecosystem in Sichuan-Chongqing region during 2000-2004

2.4.2 川渝地区农业生态系统氨排放强度及其时空分布

1990 ~ 1994 年、1995 ~ 1999 年及 2000 ~ 2004 年

间川渝地区农业生态系统氨年平均氨排放强度分别为 11、12 及 $12 \text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ (hm^2 以行政区面积计). 由于社会经济发展, 农业产品需求量提高, 农田输入氮量增加等原因, 1990 ~ 2004 年间川渝地区农业生态系统氨排放年际变化呈增长的趋势, 如氨排放强度高于 $45 \text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ 的县数分别为 13、20 和 24 个 (图 5).

由于各地区的农业生产力及社会经济发展不同, 人口密度、畜禽饲养量及其粪便处理方式以及氮肥消耗量等农业生态系统氨排放因子不同, 如 2000 ~ 2004 年间 I 和 II 区的氮肥消耗量分别为 433.6 和 $1\,023.4 \text{ Gg}\cdot\text{a}^{-1}$, 高于 III 区和 IV 区的 142.6 和 $32.4 \text{ Gg}\cdot\text{a}^{-1}$, 川渝地区农业生态系统氨排放地理分布具有明显的“东高西低”特征, 而且这种特征年际变化不大 (图 4、图 5). 2000 ~ 2004 年, 东部 I 区和 II 区的排放强度分别为 20 和 $28 \text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$, 其对整个川渝地区氨排放的贡献率分别为 24% 和 58%, 高于西部 III 和 IV 区, 排放强度分别为 9.1 和 1.6

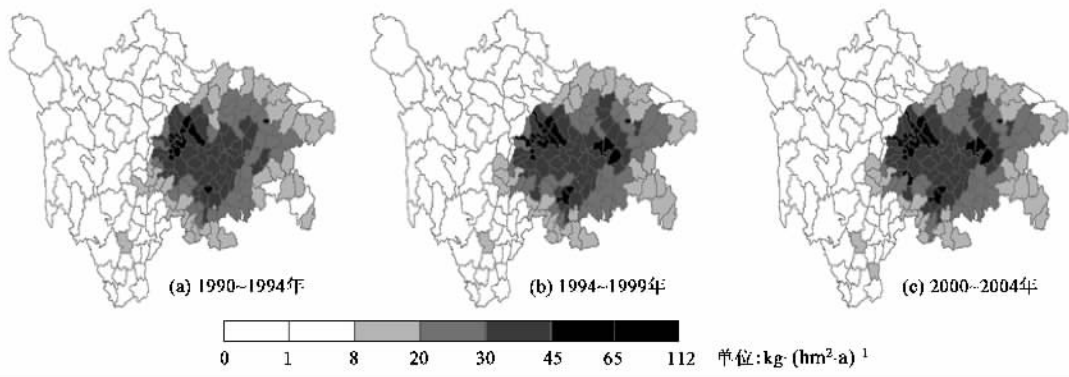


图5 不同时期川渝地区县级农业生态系统氨排放强度分布

Fig.5 Ammonia emission density of the agricultural ecosystem in Sichun-Chongqing region during different periods

kg·(hm²·a)⁻¹, 贡献率分别为 12% 和 6%。

图 4(c) 和图 5(c) 所示, 2000 ~ 2004 年间, I 区的大多数县区农业生态系统氨排放量为 2.0 ~ 7.5 Gg·a⁻¹, 排放强度为 8 ~ 45 kg·(hm²·a)⁻¹, 以重庆市主城区周边县、开县、万县及云阳等农业和畜牧业发展较快的县区为高排放核心区并向边远郊县逐减; II 区各县的氨排放量在 4.0 ~ 7.5 Gg·a⁻¹, 排放强度为 20 ~ 65 kg·(hm²·a)⁻¹, 其高排放区主要集中在成都市、绵阳市、德阳市下辖区县, 向边远郊县及西部地区逐递减, 成都市周边部分县区由于蔬菜地面积大、氮肥消耗量高且畜禽养殖集中, 致使氨排放量超过 10.0 Gg·a⁻¹, 氨排放强度高于 65 kg·(hm²·a)⁻¹; III 区和各县的排放量为 0.5 ~ 5.5 Gg·a⁻¹, 排放强度

为 1 ~ 30 kg·(hm²·a)⁻¹, 其中, 地处金沙江流域的会东及会理等地区, 地处金沙江及岷江汇流域的宜宾和泸州地区各县水流充沛、气候温暖, 是川渝地区主要水稻产区, 因此其氨排放较高, 氨排放量为 4.0 ~ 5.5 Gg·a⁻¹, 排放强度为 20 ~ 30 kg·(hm²·a)⁻¹; IV 区各县的排放量和排放强度都很低, 特别是排放强度, 绝大部分县都低于 10 kg·(hm²·a)⁻¹, 还有部分县区的排放强度不到 1 kg·(hm²·a)⁻¹。

3 讨论

与文献[1, 18]相比, 对于相同年份的川渝地区农业生态系统氨排放及其排放强度, 本研究结果均低于文献[1, 18]的结果(表 4)。

表 4 不同方法估算川渝地区农业生态系统氨排放结果

年份	氨排放量/Gg·a ⁻¹				氨排放强度/kg·(hm ² ·a) ⁻¹	文献
	施肥农田	畜禽	乡村人口 ¹⁾	合计		
1991 年	323.7	180.7	99.9	604.3	10.7	本研究
	109.0	544.9	11.0	769.9	13.0	[18]
1992 年	337.6	194.7	112.8	645.1	11.4	本研究
	203.9	481.8	117.8	803.5	14.1	[1]

1) 文献中没有乡村人口的排放数据, 用总人口排放数据代替

3.1 畜禽氨排放分析

本研究的 1991 和 1992 年川渝地区畜禽氨量估算结果分别为 180.7 和 194.7 Gg·a⁻¹, 均低于文献[18]中 1991 年的 544.9 Gg·a⁻¹ 和文献[1]中 1992 年的 481.8 Gg·a⁻¹ (表 4)。主要原因是本研究将粪肥回田氨排放归到施肥农田氨排放中, 与 IPCC^[22] 方法一致, 而文献[1, 18]包括畜禽所有阶段的氨排放。此外, 畜禽的氨排放与其粪便管理系统和处理方式密切相关, 如圈养或非放牧, 放牧和粪肥施用等, 其氨排放因子不同(表 1)。文献[1]只给出不同畜禽个体

氨排放因子, 而没有考虑不同粪便管理方式, 这将会过高估计畜禽粪便氨排放估算结果。例如 IV 区牛主要以放牧为主, 圈养和粪肥回田均很少, 如果 IV 区和 II 区均采用相同的畜禽个体氨排放因子, 必将对整个川渝地区畜禽氨排放产生过高估计。文献[18]虽然考虑到不同粪便管理系统存在氨排放的差异, 但畜禽个体粪氨排放因子为不同粪便管理及处理系统中的氨排放因子之和, 对于畜禽总氨排放估算, 其方法与文献[1]相同, 同样会产生过高估计。本研究的 IAP-N 模型中加入了 IPCC^[22] 的粪便管理和处理方

式分配系数,使川渝地区东西部的畜禽氨排放估算更加合理,从而降低了整个地区畜禽氨排放量估算的不确定性。

另外,畜禽品种、体重、性别、生长期、生理状态、饲料组成(含氮量及其形态不同)、饲养方式及环境因子等因素对氨排放均有影响。例如刘东等^[23]研究显示,阶段养殖、非阶段养殖的猪氨排放情况不同,育肥猪、成年母猪和幼猪的氨排放因子变化也有很大。其次,随着社会经济发展,集约化养殖成为了主要的发展方向。2004 年仅四川省出栏 50 头以上商品猪场 41 692 个^[24],由于集约化养殖易与清洁生产,养殖业循环经济结合在一起,其污染物排放可以得到集中处理及有效控制。所以,如果能完整获得各类畜禽养殖方式等完整统计数据及排放因子,其氨排放估算结果的准确性可以得到进一步地提高。

3.2 施肥农田氨排放分析

本研究的 1991 和 1992 年川渝地区农田氮量估算结果分别为 323.7 和 337.6 $\text{Gg} \cdot \text{a}^{-1}$,均高于文献[18]中 1991 年的 109 $\text{Gg} \cdot \text{a}^{-1}$ 和文献[1]中 1992 年的 203.9 $\text{Gg} \cdot \text{a}^{-1}$ 。主要因为文献[1, 18]的农田氨排放均只考虑了化肥氮的贡献,而本研究的农田氨排放估算是建立在农田生态系统氮循环闭合体系上的,其输入氮量除了包括化肥氮外,还包括粪肥回田氮、大气氮沉降、农作物生物固氮、农作物残留氮以及上年氮盈余等。其次,朱兆良等^[25]的田间观测表明,水田的氨排放因子高于旱地,所以本研究将施肥农田氨排放分水田和旱地排放。文献[1]方法中结合观测值及氮肥类型,粗略确定北方施肥农田氨排放因子高于南方,四川地处中国南方,即取氨排放因子低值,所以,其结果必然低估川渝地区施肥农田氨排放。文献[18]的方法中没考虑农田类型,而是只考虑化肥氮类型对农田氨排放影响,并且采用的施肥农田氨排放因子也是低值,因此,文献[18]对施肥农田氨排放估算结果最低。除此之外,风速、温度、光照、降水、农田土壤性质、肥料种类、施肥方式、耕作制度等多种因素影响施肥农田氨挥发^[25~28],但目前我国还没有相关完整的农业活动数据库可以用于估算。

另外,尽管文献[1, 18]中没有估算乡村人口氨排放,而用总人口氨排放来代替,但由于城镇人口粪便管理系统一般都是通过水冲后的集中处理,其氨排放量很低,其在总量上影响不大^[1]。所以,综合农业生态系统各排放源氨排放,本研究得到的结果 1991 和 1992 年分别为 604.3 和 645.1 $\text{Gg} \cdot \text{a}^{-1}$,均低于文献[18]中 1991 年的 769.9 $\text{Gg} \cdot \text{a}^{-1}$ 和文献[1]中

1992 年的 803.5 $\text{Gg} \cdot \text{a}^{-1}$ (表 4)。

4 结论

(1)1990~1994 年、1995~1999 年和 2000~2004 年期间,川渝地区整个农业生态系统氨排放量分别为 626.7、670.5 和 698.8 $\text{Gg} \cdot \text{a}^{-1}$,其年际变化呈增长趋势。其中,施肥农田和粪便管理系统是川渝地区农业生态系统氨排放源的主要源。2000~2004 年整个川渝地区施肥农田、粪便管理系统和秸秆燃烧源的氨排放贡献率分别为 53%、46% 和 1%。

(2)1990~1994 年、1995~1999 年和 2000~2004 年期间川渝地区整个农业生态系统氨排放强度分别为 11、12 和 12 $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 。2000~2004 年,Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ和Ⅳ区的排放强度分别为 20、28、9.1 和 1.6 $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$,其地理分布呈“东高西低”特征。

参考文献:

- [1] 孙庆瑞,王美蓉.我国氨的排放量和时空分布[J].大气科学, 1997, 21(5): 590-598.
- [2] IPCC. IPCC Fourth Assessment Report: Working Group I Report "The Physical Science Basis" [R]. Geneva, Switzerland: The Intergovernmental Panel on Climate Change published, 2007. 544-546.
- [3] Cai G X, Zhu Z L. Evaluation of gaseous nitrogen losses from fertilizers applied to flooded rice fields [J]. Acta Pedologica Sinica, 1995, 32(Supplement 2): 128-135.
- [4] Brathelmie R J, Pryor S C. Implication of ammonia emissions for the aerosol formation and visibility impairment—a case study from the lower Fraser Valley British Columbia [J]. Atmos Environ, 1998, 32(3): 345-352.
- [5] Biswas K F, Badar M, Husain L, et al. Gaseous and aerosol pollutants during fog and clear episodes in South Asian urban atmosphere [J]. Atmos Environ, 2008, 42(33): 7775-7785.
- [6] Wu S Y, Hu J L, Zhang Y, et al. Modeling atmospheric transport and fate of ammonia in North Carolina—Part II: Effect of ammonia emissions on fine particulate matter formation [J]. Atmos Environ, 2008, 42(14): 3437-3451.
- [7] 徐仁扣.我国降水中的 NH_4^+ 及其在土壤酸化中的作用[J].农业环境保护, 1996, 15(8): 139-142.
- [8] 彭应登,杨明珍,申立贤.北京氨源排放及其对二次粒子生成的影响[J].环境科学, 2000, 21(6): 101-103.
- [9] Ana A J. Airborne ammonia and ammonium within the Northern Adriatic area, Croatia [J]. Environ Pollut, 2008, 154(3): 439-447.
- [10] Webb J, Misselbrook T H. A mass-flow model of ammonia emissions from UK livestock production [J]. Atmos Environ, 2004, 38(14): 2163-2176.
- [11] Webb J, Ryan M, Anthony S G, et al. Cost-effective means of reducing ammonia emissions from UK agriculture using the NARSES

model [J]. Atmos Environ, 2006, **40**(37): 7222-7233.

[12] Apsimon H M. Reducing the contribution of ammonia to nitrogen deposition across Europe[J]. Water Air Soil Pollut, 1995, **85**(4): 1891-1896.

[13] Reidy B, Rhim B, Menzi H. A new Swiss inventory of ammonia emissions from agriculture based on a survey on farm and manure management and farm-specific model calculations [J]. Atmos Environ, 2008, **42**(14): 3266-3276.

[14] Zheng X H, Fu C B, Xu X K, *et al.* The Asian Nitrogen Cycle Case Study [J]. AMBIO, 2002, **31** (2): 79-87.

[15] Zheng X H, Liu C Y, Han S H. Description and Application of a Model for Simulating Regional Nitrogen Cycling and Calculating Nitrogen Flux [J]. Adv Atmos Sci, 2008, **25** (2):181-201.

[16] Goebes M D, Strader R, Davidson C. An ammonia emission inventory for fertilizer application in the United States [J]. Atmos Environ, 2003, **37** (18): 2539-2550.

[17] Zheng X H, Han S H, Huang Y, *et al.* Re-quantifying the Emission Factors Based on Field Measurements and Estimating the Direct N₂O Emission from Chinese Croplands[J]. Global Biogeochem Cycles, 2004, **18**: dio: 10.1029/2003Glb002167.

[18] 王文兴, 卢筱凤, 庞燕波, 等. 中国氨的排放强度地理分布[J]. 环境科学学报, 1997, **17**(1): 2-5.

[19] 王振刚, 宋振东. 湖北省人为源氨排放的历史分布 [J]. 环境科学与技术, 2005, **28**(1): 70-71.

[20] 四川省统计局. 四川统计年鉴(1991~2005 年) [M]. 北京: 中国统计出版社.

[21] Asman W A H. Ammonia Emission in Europe: updated emission and emission variation [R]. Bilthoven, The Netherlands: National Institute of Public Health and Environmental Protection, 1992.

[22] IPCC, OECD, IEA. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories[R]. Paris: The Organ Eco Coop Dev, 1996.

[23] 刘东, 王方浩, 马林, 等. 中国猪粪尿 NH₃ 排放因子的估算 [J]. 农业工程学报, 2008, **24**(4): 218-224.

[24] 白林. 四川省养殖业清洁生产系统 LCA 及猪粪资源化利用关键技术研究 [D]. 四川雅安: 四川农业大学, 2007.

[25] 朱兆良, 文启孝. 中国土壤氮素 [M]. 南京: 江苏科技出版社, 1992. 171-249.

[26] 宋勇生, 范晓辉. 稻田氨挥发研究进展 [J]. 生态环境, 2003, **12**(2): 240-244.

[27] 苏方, 黄彬香, 丁新泉, 等. 不同氮肥形态的氨挥发损失比较 [J]. 土壤, 2006, **38**(6): 682-686.

[28] 邓美华, 尹斌, 张绍林, 等. 不同施氮量和施氮方式对稻田氨挥发损失的影响 [J]. 土壤, 2006, **38**(3): 263-269.