

# 中国动物源 CH<sub>4</sub> 排放空间分布和时间变化研究

林余<sup>1</sup>, 张稳<sup>2\*</sup>, 黄耀<sup>1,2</sup>

(1. 南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095; 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)

**摘要:** 将 IPCC 国家温室气体清单指南(2006)用于估算动物源 CH<sub>4</sub> 排放的方法 2 和 GIS 空间化数据库技术结合, 以 2004 年全国各县级行政单位的畜牧统计数据 and 1 km × 1 km 土地利用栅格数据为主要数据源, 系统地估算了中国大陆当年动物源 CH<sub>4</sub> 排放量(包括消化道 CH<sub>4</sub> 排放和粪便管理系统 CH<sub>4</sub> 排放两部分), 并分析了其空间分布和季节变化特征. 估算结果表明, 2004 年中国大陆动物源 CH<sub>4</sub> 排放量为 12.79 × 10<sup>6</sup> t, 其中动物消化道排放 11.64 × 10<sup>6</sup> t, 不确定性范围为 ±35.10%, 动物粪便排放 1.16 × 10<sup>6</sup> t, 不确定性范围为 ±14.58%. 排放量较大的地区集中在黄河流域, 主要是黄河下游和华北平原, 另外西南地区也是排放量较大的地区. 中国动物源 CH<sub>4</sub> 排放总量和消化道 CH<sub>4</sub> 排放的时间变化特征不明显, 而动物粪便管理系统 CH<sub>4</sub> 排放时间变化呈现出: 夏季最大, 春季和秋季次之, 冬季最小.

**关键词:** 甲烷排放; 牲畜; 空间分布; 时间变化; 中国

中图分类号: X16 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)08-2212-09

## Estimating Spatiotemporal Dynamics of Methane Emissions from Livestock in China

LIN Yu<sup>1</sup>, ZHANG Wen<sup>2</sup>, HUANG Yao<sup>1,2</sup>

(1. College of Resources and Environmental Science, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 2. State Key Laboratory of Atmospheric Boundary Layer Physics and Atmospheric Chemistry, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029, China)

**Abstract:** Combining Tier 2 method presented in the guidelines of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2006) with GIS techniques, a primary estimation of methane emission from livestock in 2004 (including emission from enteric fermentation and manure management system) was made with county-level livestock statistics and 1 km × 1 km raster data. The results indicated that the methane emission from livestock was 12.79 × 10<sup>6</sup> tons totally in China, and 11.64 × 10<sup>6</sup> tons from enteric fermentation and 1.16 × 10<sup>6</sup> tons from manure management. The uncertainties of the methane emission from enteric fermentation and manure management were ±35.10% and ±14.58% respectively. The high methane emission was at Yellow River basin, especially in the lower reaches of the Yellow River and the North China Plain. The Southwestern China also can be found with high emission. In accordance with the seasonal temperature changes, the temporal variation of manure management emission was estimated the highest in summer and the lowest in winter.

**Key words:** methane emission; livestock; spatial distribution; temporal dynamics; China

大气中温室气体浓度升高导致的全球暖化已成为世界经济可持续发展的障碍, 是国际社会所面临的严峻挑战. 甲烷(CH<sub>4</sub>)是主要的温室气体之一, 也是一种大气中含量较多的有机气体. IPCC 第 4 次评估报告给出单位质量 CH<sub>4</sub> 的全球增温潜势(global warming potential, GWP)是 CO<sub>2</sub> 的 25 倍(100 a 时间尺度)<sup>[1]</sup>. 《联合国气候变化框架公约》要求包括中国在内的所有缔约方提供温室气体各种排放源和吸收汇的国家清单<sup>[2]</sup>. 在全球尺度上, 农业活动贡献了 40% 的各类源的甲烷排放总量<sup>[3]</sup>, 而畜牧业又是农业甲烷排放的主体, 且已成为人类活动甲烷排放的最大来源, 对于温室气体排放贡献显著<sup>[4,5]</sup>. 1994 年中国农业源 CH<sub>4</sub> 排放量 1.72 × 10<sup>7</sup> t/a, 占全

国甲烷总排放量的 50.10%, 其中动物消化道发酵排放量为 1.02 × 10<sup>7</sup> t/a, 占农业源排放总量的 59.20%<sup>[6]</sup>. 中国饲养的牲畜数量多, 各种牲畜饲养量占全球饲养量的比例分别是: 牛 8.41%、山羊 23.20%、绵羊 15.46%、猪 50.67%<sup>[7]</sup>, 这些牲畜都是 CH<sub>4</sub> 排放量较大的源. 目前对于大气温室气体浓度的空间和时间变化特征主要是通过卫星遥感数据获得, 而地面源估算的温室气体排放清单结果缺乏足够的时空特征与之对应, 因此开展地面源排放的

收稿日期: 2010-08-12; 修订日期: 2010-11-02

基金项目: 国家重点基础研究发展规划(973)项目(2010CB950603)

作者简介: 林余(1983~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为环境过程与系统模型, E-mail: linyuinly@hotmail.com

\* 通讯联系人, E-mail: zhw@mail.iap.ac.cn

时间和空间变化研究是实现地面源与卫星观测对比分析的前提. 此外, 有研究显示亚洲地区 60% ~ 80% 的温室气体是印度和中国排放的<sup>[8]</sup>, 所以探明中国畜牧业 CH<sub>4</sub> 排放量还有重大的外交战略意义.

畜牧业甲烷排放主要包括两部分: 牲畜消化道发酵所排放的 CH<sub>4</sub> 和粪便管理系统所排放的 CH<sub>4</sub>, 其中消化道发酵 CH<sub>4</sub> 排放指的是反刍动物反刍过程中的甲烷排放. 对于牲畜消化道 CH<sub>4</sub> 排放量的观测试验测定是确定相关排放因子的主要手段. 当前的方法主要有三类: 呼吸代谢箱法<sup>[9]</sup>、示踪物测定法<sup>[10,11]</sup>和间接测定法<sup>[12]</sup>, 其中 SF<sub>6</sub> 示踪技术是最适合用于观测牲畜消化道 CH<sub>4</sub> 排放的方法<sup>[13]</sup>. 粪便管理 CH<sub>4</sub> 排放的观测方法主要有微气象物质平衡法和浮动室法<sup>[14]</sup>. 利用这些在较小的空间尺度上进行的观测试验可以获得相关动物的排放因子及其和影响因素之间的关系, 以此外推到较大的空间尺度, 可以获得全国或全球牲畜 CH<sub>4</sub> 排放清单. 还有的研究者根据测定大气中 CH<sub>4</sub> 的含量结合一定的模式来外推目的区域 CH<sub>4</sub> 的排放量, 如 Gimson 等<sup>[15]</sup> 利用采样结果结合中尺度气象模式 (区域大气模型系统, RAMS) 和拉格朗日粒子扩散模型 (LPD) 中的以受体为导向的模式来估算新西兰地区畜牧业排放的甲烷, Wratt 等<sup>[16]</sup> 也有类似的研究. 目前对于中国畜牧业 CH<sub>4</sub> 的排放量估算大多基于 IPCC 国家温室气体清单指南中的方法, 文献 [8, 17 ~ 22] 都进行了类似的研究. 相关的研究多集中于提高甲烷清单编制的可靠性和减小不确定性, 对动物源 CH<sub>4</sub> 排放的空间分布和时间变化研究开展的不多.

虽然以上研究提供了中国动物源 CH<sub>4</sub> 排放清单, 但是研究的分辨率一般在省或国家级, 不能精细地反映中国动物源 CH<sub>4</sub> 排放的空间分布特征, 且没有考虑排放的季节变化. 本研究基于文献 [23] 方法 2 的模式与 GIS 技术结合, 根据中国地区特征 (如温度、饲养方式、粪便管理方式等) 及相关动物亚类的特点得出的中国区县级排放因子, 经过 GIS 等空间化处理, 得到中国畜牧业 CH<sub>4</sub> 排放量的 1 km × 1 km 栅格数据. 然后汇总计算出牲畜消化道 CH<sub>4</sub> 排放量 (奶牛、水牛、黄牛、山羊、绵羊)、粪便管理系统 CH<sub>4</sub> 排放量 (奶牛、水牛、黄牛、山羊、绵羊、猪) 及年度排放总量. 同时得出中国动物源 CH<sub>4</sub> 排放的空间分布和时间变化. 本研究将 IPCC 估算中国动物源 CH<sub>4</sub> 排放的时间分辨率提高到季节, 空间分辨率提高到区县.

## 1 数据与方法

### 1.1 数据

活动水平数据主要来自中国农业科学院 2004 年分县牲畜存栏数统计数据、FAO 中国各省牲畜出栏存栏统计数据、中国初始国家信息通报农业活动温室气体排放清单<sup>[6]</sup> 中的各省牲畜亚类数据. 行政区划数据是活动水平数据栅格化的空间索引. 本研究采用全国县级行政区划空间数据库, 比例尺为 1:100 000, 数据以 2000 年国家行政区划现状为基础编制.

逐日气温数据来源于国家气象局 674 个地面气象观测站点, 由逐日气温数据可以获得月平均温度、季平均温度和年平均温度, 这些气象数据是计算粪便管理系统 CH<sub>4</sub> 月排放因子、季排放因子和年排放因子的重要依据. 对气温日值数据的完整性进行检验, 并用时间序列线性内插法对缺测数据进行插补. 温度数据空间化方案采用 Thornton 等<sup>[24]</sup> 所给出的利用高斯滤波算子作为距离权重方程, 并依据海拔进行订正的平均温度栅格化方法. 数字地面高程数据 (DEM) 用于气温数据插值算法的高度订正, 来源于中国 1:250 000 比例尺地形图的等高线, 经地面高程模型计算建立的 1 km × 1 km 栅格化中国地面高程数据.

土地利用类型数据是活动水平数据空间化的依据, 来源于中国科学院自然资源与环境数据中心, 系利用 2005 年 TM 遥感影像解译分类形成, 共分为 6 大类 (耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地), 25 个二级类. 本研究使用的数据是高覆盖度草地、中覆盖度草地和农村居民点用地类型.

### 1.2 方法

#### 1.2.1 动物源 CH<sub>4</sub> 排放量估算

文献 [23] 算法二是利用各动物亚类的排放因子乘以活动水平数据获得该动物亚类的排放量:

$$E = \left( \sum_i E_{fi} + \sum_i E_{mi} \right) \times 10^{-6} \\ = \left( \sum_i EF_{fi} + \sum_i EF_{mi} \right) \times LP_i \times 10^{-6} \quad (1)$$

式中,  $E$  为动物源 CH<sub>4</sub> 排放总量 (以 CH<sub>4</sub> 计, 10<sup>3</sup> t/单位时间);  $E_{fi}$  为动物亚类  $i$  消化道 CH<sub>4</sub> 排放量 (以 CH<sub>4</sub> 计, kg/单位时间);  $E_{mi}$  为动物亚类  $i$  粪便管理系统 CH<sub>4</sub> 排放量 (以 CH<sub>4</sub> 计, kg/单位时间);  $EF_{fi}$  为动物亚类  $i$  消化道 CH<sub>4</sub> 的排放因子 [以 CH<sub>4</sub> 计, kg/(头·单位时间)];  $EF_{mi}$  为动物亚类  $i$  粪便管理系统 CH<sub>4</sub> 的排放因子 [以 CH<sub>4</sub> 计, kg/(头·单位时间)];

$LP_i$  为牲畜亚类  $i$  的活动水平(头).

### 1.2.2 排放因子的确定

本研究采用以文献[23]为基础的排放因子算法,对其进行了一定程度的改进,已满足对于时间变化特征的估算.其中,消化道  $CH_4$  排放因子  $EF_f$  是通过以下算法来实现的:

$$EF_f = \frac{GE \times \left( \frac{Y_m}{100} \right) \times \text{Days}}{55.65} \quad (2)$$

式中,GE 为总能量摄入[以  $CH_4$  计, MJ/(头·d)];  $Y_m$  为甲烷转化因子,饲料中总能转化为  $CH_4$  的百分比;Days 是计算时间段的天数(d); $CH_4$  的能量含量为 55.65 MJ/kg.其中 GE 可以由牲畜的维持净能、活动净能、泌乳净能、劳役净能、妊娠净能、生长净能、产毛净能、日粮中可供维持净能与消耗的可消化能的比例、日粮中可供生长净能与消耗的可消化能的比例与可消化能占总能的百分比计算得出. GE 的计算依据文献[23],所需参数来源于文献[6]中的相关参数.计算所得农牧区各牲畜亚类消化道  $CH_4$  的排放因子见表 1,农牧区划分根据文献[25].

表 1 各牲畜亚类消化道  $CH_4$  排放因子/kg·(头·a)<sup>-1</sup>

Table 1  $CH_4$  emission factors from livestock enteric fermentation/kg·(head·a)<sup>-1</sup>

动物品种	动物亚类	农区排放因子	牧区排放因子
奶牛	繁殖母畜	86.20	68.94
	当年生子畜	39.50	36.86
	其它	61.20	56.14
黄牛	繁殖母畜	72.89	55.22
	当年生子畜	38.01	34.76
	其它	77.25	73.68
水牛	繁殖母畜	79.34	0.00
	当年生子畜	41.96	0.00
	其它	60.99	0.00
绵羊	繁殖母畜	11.05	7.17
	其它	6.97	4.24
山羊	繁殖母畜	9.57	5.57
	其它	5.96	3.84

粪便管理系统  $CH_4$  排放因子  $EF_m$  可以用如下的算法算得:

$$EF_m = (VS_{(T)} \times \text{Days}) \times \left[ B_{o(T)} \times 0.67 \text{kg/m}^3 \times \sum_{S,k} \frac{MCF_{(S,k)}}{100} \times MS_{(T,S,k)} \right] \quad (3)$$

式中,  $VS_{(T)}$  为牲畜类别 T 的日挥发固体排泄物[以干物质计, kg/(家畜·日)]; Days 为所计算的时间段的天数(d);  $B_{o(T)}$  为牲畜类型 T 所产粪便的最大甲烷产生能力(以  $CH_4$ /排泄物计,  $\text{m}^3/\text{kg}$ ); 0.67 为

$\text{m}^3 \text{CH}_4$  换算成  $\text{kg} \text{CH}_4$  的换算系数;  $MCF_{(S,k)}$  为气候区 k 每种粪便管理系统 S 的甲烷转化因子(%);  $MS_{(T,S,k)}$  为使用气候区 k 粪便管理系统 S 管理牲畜类别 T 粪便的比例,无量纲.以上各参数中,  $MCF_{(S,k)}$  由研究区域的平均温度所决定,其它因子(粪便管理方式数据)均采用文献[23]中报道的亚洲地区特定值.

### 1.2.3 活动水平数据空间化方法

要分析动物源  $CH_4$  排放的时空变化特征,必须先获得动物在目标区域中的分布.根据我国目前各类统计数据的实际情况,以及现阶段我国畜牧业实践中公畜数量很少的状况(一般采用人工受精),本研究将动物源  $CH_4$  排放清单的活动水平划分为如下亚类:奶牛(繁殖母畜、当年生子畜、其它)、黄牛(繁殖母畜、当年生子畜、其它)、水牛(繁殖母畜、当年生子畜、其它)、绵羊(繁殖母畜、其它)、山羊(繁殖母畜、其它)、猪(繁殖母畜、其它).由于无法获得县级各种牲畜亚类的详细数据,故本研究以中国农业科学院 2004 年分县牲畜存栏统计数据为基础,以各省牲畜存栏出栏数据和牲畜亚类数据作为比例,获得 2004 年分县各牲畜亚类存栏或出栏数作为活动水平数据,并将省级范围内的动物数量加和,与统计资料对比,以保证研究中使用的活动水平数据的可靠性.

我国对牲畜数量的统计包括年末存栏数和年中出栏数两部分,这两部分牲畜在目标时间段内可能都有排放,因此不可能明确得到 1a 内实际存在的动物数.假设目标年中出生的动物排放量与在目标年中出栏的上年该类动物保持一致,故可以采用以下方式处理:对于饲养周期 > 1a 的动物,每年生产的家畜数量等于年末存栏数;饲养周期 < 1a 的动物,每年生产的家畜数量等于年中出栏数.活动水平可以用以下公式计算:

$$APP = \frac{\text{Days\_alive} \times \text{NAPA}}{365} \quad (4)$$

式中,APP 为活动水平数据,即年均饲养量(头/a); Days\_alive 为该牲畜亚类饲养周期(d,本研究所计算的亚类中除了猪其它的饲养周期为 150 d,其它亚类均大于 365 d);NAPA 为每年生产的家畜数量(头/a);365 为 1 a 的天数(d).

活动水平数据空间化按以下步骤进行:首先,利用土地利用类型空间数据计算出各县高覆盖度草地、中覆盖度草地和农村居民点的面积.假设牛羊在这三类土地利用类型中、猪在农村居民点中是均匀

分布的. 由活动水平数据和适宜牲畜生存的土地面积可以得出牲畜亚类  $i$  在行政区  $j$  中的密度  $\rho_{ij}$ :

$$\rho_{ij} = \frac{LP_{ij}}{S_{ij}} \quad (5)$$

式中,  $LP_{ij}$  为牲畜亚类  $i$  在行政区  $j$  中的数量(头);  $S_{ij}$  为行政区  $j$  中适合动物亚类  $i$  生存的土地利用类型面积 ( $\text{hm}^2$ ). 则单个栅格  $y$  中牲畜亚类  $i$  的数量  $LP_{iy}$  为:

$$LP_{iy} = \rho_{ij} \times S_{iy} \quad (6)$$

式中,  $S_y$  为栅格  $y$  中适合动物亚类  $i$  生存的土地利用类型面积 ( $\text{hm}^2$ ).

#### 1.2.4 不确定性评价的方法

不确定性的量化是一个完整排放清单的重要组成部分之一, 量化并不仅仅用于说明清单评估的准确性, 也是为了帮助确定未来改进清单准确性的优先方向, 并指导有关方法学选择的决策<sup>[26]</sup>. 通过分析可以获得各个因素的不确定性, 为了获得整个排放清单的不确定性, 就需要将各个不同因素的不确定性合并起来. 本研究利用误差传递方程量化了 CH<sub>4</sub> 排放估算的不确定性. 由于动物源各因素的不确定性互不关联, 可通过加法合并获得, 故采用以下算法对不确定性进行合并:

$$U_{\text{total}} = \frac{\sqrt{(U_1 \times x_1)^2 + (U_2 \times x_2)^2 + \dots + (U_n \times x_n)^2}}{x_1 + x_2 + \dots + x_n} \quad (7)$$

式中,  $U_{\text{total}}$  是清单估算的总不确定性, 即所有量的总和不确定性的百分比(%);  $x_n$  和  $U_n$  分别表示各因子不确定性的定量(无量纲)和其相关的百分比不确定性(%).

## 2 结果与分析

### 2.1 年排放量的估算

2004 年中国动物源 CH<sub>4</sub> 排放量为  $12.79 \times 10^6$  t/a, 占全球动物源排放总量的 13.80%, 全球所有源 CH<sub>4</sub> 排放量的总和 ( $535 \times 10^6$  t/a) 的 2.4%<sup>[27]</sup>. 其中 90.6% ( $11.64 \times 10^6$  t/a) 为牲畜消化道排放, 9.4% ( $1.16 \times 10^6$  t/a) 为牲畜粪便排放. 与之前所认为的消化道排放占 85%~90%, 其余为粪便排放的研究结果相一致<sup>[28]</sup>. 全球范围动物消化道 CH<sub>4</sub> 年排放量为  $80 \times 10^6$  t/a, 动物粪便 CH<sub>4</sub> 年排放量为  $14 \times 10^6$  t/a<sup>[20]</sup>, 分别占全球排放总量的 14.6% 和 8.3%.

表 2 列出了各牲畜亚类年排放量. 中国动物源

CH<sub>4</sub> 主要是由黄牛、水牛和山羊排放的, 三者排放量占了中国 2004 年牲畜排放总量的近 75%, 排放量分别为总量的 53.0%、11.5% 和 11.4%. 动物反刍过程中消化道 CH<sub>4</sub> 排放主要是黄牛, 其排放量占总消化道排放总量的 64.0%. 动物粪便管理系统中猪是主要的排放源, 其占粪便管理系统排放总量的比例为 73.1%, 其中亚类猪其它贡献了 63.9% 的排放量.

表 2 各牲畜亚类年排放量  $\times 10^3/\text{t}\cdot\text{a}^{-1}$

Table 2 Annual CH<sub>4</sub> emissions from different livestock

in China $\times 10^3/\text{t}\cdot\text{a}^{-1}$				
动物种类	动物类型	消化道排放	粪便排放	总和
奶牛	繁殖母畜	566.53	75.06	641.60
	当年生子畜	120.21	32.82	153.02
	其它	226.77	40.12	266.89
水牛	繁殖母畜	678.05	15.47	693.53
	当年生子畜	123.13	5.33	128.46
	其它	627.09	18.55	645.64
黄牛	繁殖母畜	3013.28	33.21	3046.50
	当年生子畜	829.77	17.11	846.88
	其它	2863.05	28.75	2891.79
山羊	繁殖母畜	882.44	13.84	896.29
	其它	555.08	14.30	569.38
绵羊	繁殖母畜	717.87	8.49	726.37
	其它	431.90	8.22	440.12
猪	繁殖母畜	0.00	106.66	106.66
	其它	0.00	738.91	738.91

### 2.2 动物源 CH<sub>4</sub> 排放的空间分布特征

我国幅员辽阔, 各区域间的气候、饲养条件、饲养方式差异较大, 这就导致了由动物源排放的 CH<sub>4</sub>

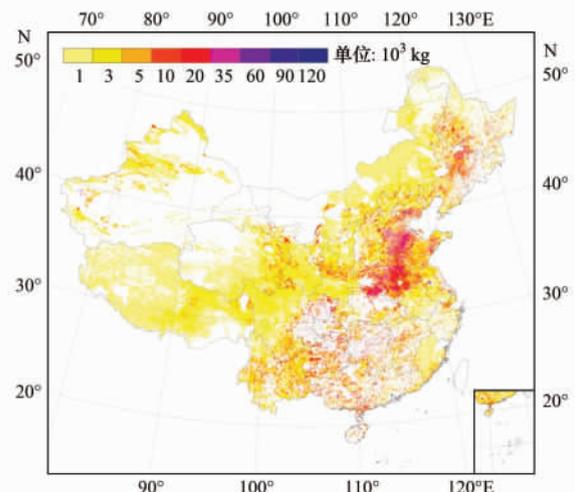


图 1 2004 年中国动物源 CH<sub>4</sub> 排放空间分布

Fig. 1 Spatial distribution of methane emission from Chinese livestock farming in 2004

量具有较大的空间差异性. 图 1 是 2004 年中国动物源  $\text{CH}_4$  排放总量的空间分布, 高排放集中的区域为华北平原和河南、以及安徽北部, 吉林和黑龙江西南部也是集中的高排放区. 零星分布的高排放源主要在西南地区, 特别是四川、云南、贵州和广西. 图 2 是各省汇总的消化道和粪便管理系统  $\text{CH}_4$  排放总量, 其中动物总体重是利用动物数量统计资料和来自气候变化初始国家信息通报<sup>[6]</sup>中各动物亚类的平均体重计算获得. 河南、山东、四川、河北和云南五省的排放占全国动物源排放总量均超过了 5%, 分别为

9.8% ( $1\,259.78 \times 10^3 \text{ t}$ )、7.6% ( $980.49 \times 10^3 \text{ t}$ )、7.4% ( $945.71 \times 10^3 \text{ t}$ )、6.4% ( $822.08 \times 10^3 \text{ t}$ )、5.4% ( $696.60 \times 10^3 \text{ t}$ ). 我国各省动物源  $\text{CH}_4$  排放量与该省牲畜总体重呈现出一定程度的正相关(图 2), 而与动物数量的直接关系不显著, 其原因是反刍动物中体形较大的牛类排放因子远远大于体重较小的羊类, 单纯的动物数量不能完全代表其排放能力. 而从动物总体重的角度考虑其与排放量的关系, 一定程度上考虑了排放因子的大小差异, 会表现出与排放量具有较好的一致性(图 2).

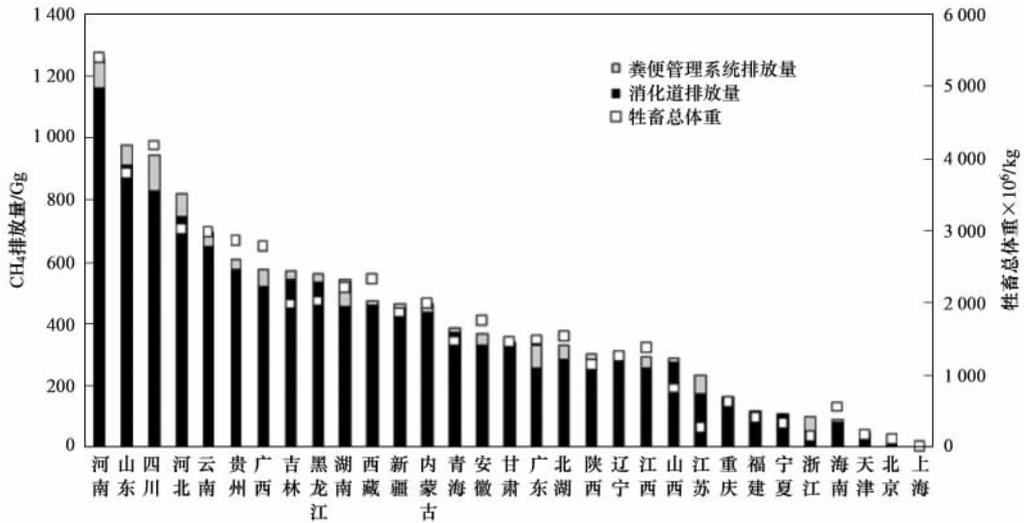


图 2 省级区域  $\text{CH}_4$  排放总量(消化道排放和粪便管理系统排放)与牲畜体重

Fig. 2  $\text{CH}_4$  emissions from enteric fermentation and livestock manure management systems on a province scale and weight of livestock

消化道  $\text{CH}_4$  排放量的空间分布与总量的分布相似, 排放量较大的主要是河南( $1\,164.72 \times 10^3 \text{ t}$ )、山东( $916.52 \times 10^3 \text{ t}$ )、四川( $832.44 \times 10^3 \text{ t}$ )、河北( $750.01 \times 10^3 \text{ t}$ )、云南( $650.28 \times 10^3 \text{ t}$ ). 而粪便系统  $\text{CH}_4$  排放则主要和活动水平以及温度有关. 排放较多的 6 个省份分别是四川( $113.28 \times 10^3 \text{ t}$ )、河南( $95.06 \times 10^3 \text{ t}$ )、湖南( $87.78 \times 10^3 \text{ t}$ )、广东( $77.06 \times 10^3 \text{ t}$ )、河北( $72.06 \times 10^3 \text{ t}$ )和山东( $63.97 \times 10^3 \text{ t}$ ), 分别占全国排放总量的 9.8%、8.2%、7.6%、6.6%、6.2% 和 5.5%. 河南、河北、山东作为主要的牲畜养殖地区, 其粪便排放量大主要是由于畜牧活动水平数据大的缘故, 而四川、湖南、广东除了活动水平数据较大外, 较高的平均气温驱动的排放因子较大也是原因之一.

### 2.3 动物源 $\text{CH}_4$ 排放的时间变化特征

中国动物源  $\text{CH}_4$  排放总量和消化道  $\text{CH}_4$  排放量的时间变化特征不十分明显, 而动物粪便管理系

统  $\text{CH}_4$  排放时间变化特征较明显. 不论哪个季节, 牲畜为了生存都会进食, 反刍过程产生的  $\text{CH}_4$  受温度等因素的直接影响较小, 因此文献[23]算法 2 也没有将温度作为影响因子. 由于本研究中大部分动物数量在自然年中没有考虑季节波动, 所以消化道排放量没有表现出明显的季节变化. 表 3 给出了各牲畜亚类四季  $\text{CH}_4$  消化道排放量、粪便管理系统排放量和排放总量, 从中可以看出各反刍动物各亚类都表现出排放总量: 夏季 > 春季 > 秋季 > 冬季, 季节间差别不大. 而消化道  $\text{CH}_4$  排放量的季节变化为春夏略大于秋冬, 季节间差别小.

动物粪便管理系统  $\text{CH}_4$  排放的时间变化具有较明显的规律性, 春夏秋冬四季的排放区域分布如图 3. 粪便管理系统  $\text{CH}_4$  四季排放量分别是: 夏季明显大于春季, 春季略大于秋季, 冬季最小. 各动物亚类粪便排放也表现出类似的规律: 夏季最大, 春秋次之, 冬季最小.

表 3 牲畜亚类 CH<sub>4</sub> 消化道、粪便管理系统排放量和排放总量的季节变化<sup>1)</sup> × 10<sup>3</sup>/t·a<sup>-1</sup>Table 3 Total CH<sub>4</sub> emissions, emissions from enteric fermentation and manure management systems in four seasons × 10<sup>3</sup>/t·a<sup>-1</sup>

动物亚类	消化道发酵排放量				粪便管理系统排放量				年排放量			
	春	夏	秋	冬	春	夏	秋	冬	春	夏	秋	冬
奶牛母畜	142.41	142.41	140.86	140.86	19.50	36.32	18.97	15.92	161.91	178.73	159.83	156.78
奶牛子畜	30.22	30.22	29.89	29.89	8.57	16.23	8.29	7.09	38.78	46.44	38.18	36.98
奶牛其它	57.00	57.00	56.38	56.38	10.43	18.15	10.10	8.80	67.43	75.15	66.48	65.18
黄牛母畜	757.44	757.44	749.20	749.20	8.69	10.73	8.45	7.07	766.13	768.16	757.66	756.27
黄牛子畜	208.58	208.58	206.31	206.31	4.49	5.59	4.37	3.63	213.07	214.17	210.68	209.94
黄牛其它	719.67	719.67	711.85	711.85	7.50	9.09	7.27	6.17	727.17	728.76	719.12	718.02
水牛母畜	170.44	170.44	168.59	168.59	3.94	4.59	3.88	3.17	174.38	175.03	172.47	171.76
水牛子畜	30.95	30.95	30.61	30.61	1.36	1.58	1.34	1.09	32.31	32.53	31.95	31.71
水牛其它	157.63	157.63	155.92	155.92	4.72	5.47	4.65	3.79	162.35	163.10	160.56	159.70
绵羊母畜	180.45	180.45	178.49	178.49	2.26	2.96	2.13	2.05	182.71	183.41	180.62	180.53
绵羊其它	108.56	108.56	107.38	107.38	2.20	2.84	2.08	1.95	110.76	111.40	109.46	109.34
山羊母畜	221.82	221.82	219.41	219.41	3.61	4.68	3.51	2.71	225.43	226.49	222.92	222.12
山羊其它	139.53	139.53	138.01	138.01	3.73	4.78	3.63	2.73	143.26	144.30	141.64	140.74
猪母畜	0.00	0.00	0.00	0.00	27.89	55.58	27.86	16.27	27.89	55.58	27.86	16.27
猪其它	0.00	0.00	0.00	0.00	191.75	390.66	193.83	112.26	191.75	390.66	193.83	112.26
总量	2 924.69	2 924.69	2 892.90	2 892.90	300.64	569.25	300.36	194.70	3 225.33	3 493.94	3 193.26	3 087.60

1) 由于本研究估算的是 2004 年的排放量,目标时间没有跨年,所以定义 2004 年 3、4、5 月为春季,6、7、8 月为夏季,9、10、11 月为秋季,1、2、12 月为冬季

### 3 讨论

#### 3.1 与国内外中国动物源 CH<sub>4</sub> 排放估算的比较

目前,国内外对中国动物源 CH<sub>4</sub> 排放清单估算的可查文献还不多,表 4 列出了可查到的 1990 年后国内外的研究结果,这些研究都系统地估算了国家或省级尺度上中国动物源 CH<sub>4</sub> 排放,这里只列出与 2004 年比较接近的年份的估算量.本研究主要关注中国动物源 CH<sub>4</sub> 排放的空间分布和时间变化特征.

表 4 与已有的中国动物源 CH<sub>4</sub> 排放估算的比较 × 10<sup>6</sup>/tTable 4 Comparison of estimated CH<sub>4</sub> emissions from livestockin China with existing studies × 10<sup>6</sup>/t

年份	消化道排放	粪便管理系统排放	总和	文献	包括的动物类型 <sup>1)</sup>
1990	6.61	2.03	9.08	[17]	A
1994	10.18	0.87	11.05	[6]	A
1995	7.70	1.00	8.70	[30]	B
1990	5.79	1.25	7.04	[18]	A
2000	8.60	1.80	10.40	[8,20]	B
2000	8.59	1.82	10.41	[31]	B
2003	10.13	1.06	11.19	[21]	A
2004	11.19	1.92	13.11	[22]	A
1991	7.80	1.00	8.80	[19]	C
2010	10.30	3.60	13.90	[19]	C
2004	11.64	1.16	12.79	本研究	

1) A 牛、羊、猪、骆驼、马、驴、骡、家禽; B 牛、羊、猪、骆驼、马、驴、骡; C 牛、羊、猪、家禽

的估算结果.这主要是由于估算的年份不同,估算 20 世纪 90 年代的排放使用的是 20 世纪 90 年代的活动水平数据,到 2004 年,动物养殖数量有所增加,估算的排放也必然增加.对于动物粪便管理系统 CH<sub>4</sub> 的排放,估算的最大值是 Peter 等<sup>[19]</sup>的 3.60 × 10<sup>6</sup> t(2010 年),是本研究估算结果的 3.10 倍,这与其研究中使用以 1991 年为基准时段进行估算的计算模式有关.这种估算的活动水平数据和排放因子都是模型的预测结果,特别是活动水平数据会有较大的不确定性.最小值是国家信息通报的 0.87 × 10<sup>6</sup> t,这与 1994 年活动水平数据较低有关系,根据统计资料,中国动物粪便管理系统 CH<sub>4</sub> 排放的主要来源猪的年中出栏数由 1994 年的 42 103.2 万头增长到 2004 年的 57 278.5 万头<sup>[29]</sup>,增长了 36.04%.

在 Kazuyo 等<sup>[20]</sup>和 Fu 等<sup>[22]</sup>的研究中,动物消化道排放量高的地区集中在黄河流域,主要是肉牛养殖较多的黄河下游和华北平原.本研究发现除了上述地区,以四川为代表的西南地区也有着比较大的排放总量,这些地区强排放源不像华北地区那样密集分布,有的呈点状分散分布,但是总的排放量都较大,这和西南地区快速发展的养殖业有关.此结果与 Frankenberg 等<sup>[32]</sup>通过 SCIAMACHY 红外遥感观测得出中国西南排放量较大一致.粪便管理系统 CH<sub>4</sub> 排放比较高的地区主要在河南、河北、山东和黑龙江等猪养殖量较大的地区<sup>[8,20,22]</sup>以及年平均温度比较高的四川、广东、湖南等南部地区.

在牲畜消化道 CH<sub>4</sub> 排放估算放牧,本研究和 Zhou 等<sup>[21]</sup>、Fu 等<sup>[22]</sup>的结果相似,而高于其它研究

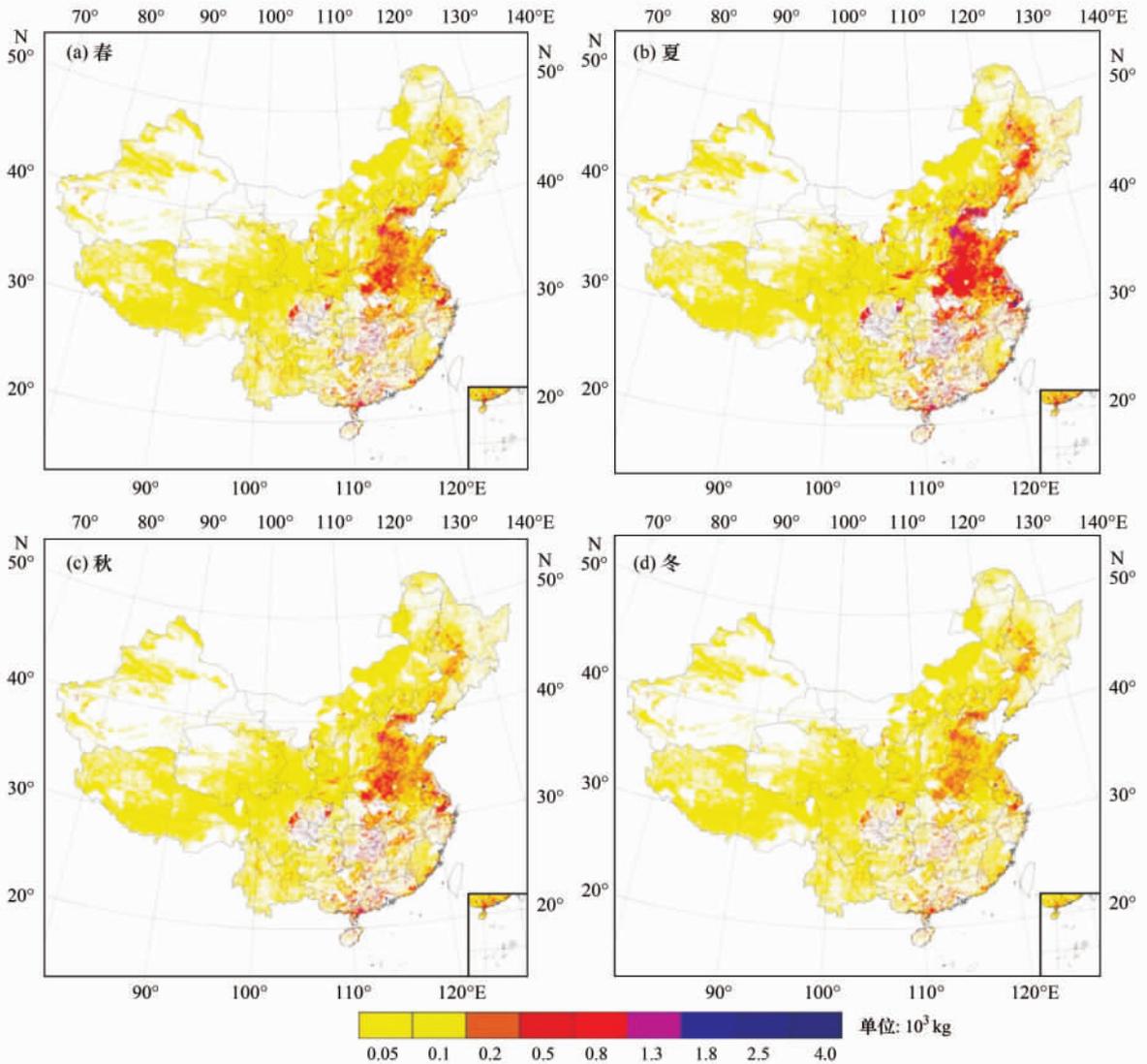


图3 动物粪便管理系统  $\text{CH}_4$  排放季节变化

Fig. 3 Temporal variety characters of  $\text{CH}_4$  emissions from livestock manure management systems

按照文献[23]方法2估算消化道  $\text{CH}_4$  排放因子时,消化道排放的季节变化主要是随着母畜怀孕、分娩和哺乳期,饲料质量的季节变化及季节管理制度的变化而变化<sup>[13]</sup>. 现在的中国农业统计不能准确反映动物数量规模或供肉食动物的生命周期信息(比如肉牛、羊和猪)<sup>[22]</sup>,与饲料质量的季节变化和季节管理制度变化相关的数据也无法获得. 在估算消化道  $\text{CH}_4$  排放量时,计算排放因子所采用的参数都是年平均数值,因而季节性变化不大. 粪便管理系统  $\text{CH}_4$  排放表现出明显的季节特征,但其仅占全年动物源  $\text{CH}_4$  排放总量的11%,所以动物源  $\text{CH}_4$  排放总量并没有表现出明显的季节特征.

### 3.2 误差和不确定性分析

利用基于文献[23]改进算法及GIS技术耦合的方法估算中国动物源  $\text{CH}_4$  排放主要的不确定性来自数据误差、排放因子的不确定性和GIS空间插值及参数空间化误差方面.

统计数据与真实动物数量之间的差别有时会非常大<sup>[22]</sup>. 本研究采用的区县级活动水平数据主要来自中国农业科学院的牲畜年末存栏数. 虽然在本研究中采用省级统计数据对其进行了归一化校对,但这种处理并不能完全消除县级统计数据的不确定性. 且由于采样数据空间分布密度以及空间化技术的局限性,这一过程中不可避免地会引入误差. 温度数据插值误差较小,平均为5.69%<sup>[33]</sup>. 动物数量空间化不确定性评价采用空间化前后动物数量比较获

得,活动水平数据空间化的误差主要来自各行政区的边界数据栅格化和采用的空间化算法. 有关的研究把国家提供的活动水平数据不确定性定为  $\pm 10\%$  [6,22,34],本研究在进行估计结果不确定性讨论时也采用这一数值. 排放因子空间化的误差主要来自各行政区的边界数据栅格化,动物消化道排放因子计算的一些参数来自初始国家信息通报 [6],这些参数是通过对典型县、不同饲养方式和不同年龄结构牲畜的调查获得的,虽然具有一定的代表性,但是推广运用到全国尺度上必然会引入误差. 动物粪便管理的排放因子是根据文献 [23] 并利用栅格平均气温数据计算的,粪便管理系统使用率、粪便最大甲烷生产能力和日挥发固体排泄物等参数采用文献 [23] 中给出的亚洲平均值,还不能针对每个区县或者栅格设定不同的参数值. 通过计算,2004 年中国牲畜消化道 CH<sub>4</sub> 排放的不确定性为  $\pm 35.10\%$ ,粪便管理系统 CH<sub>4</sub> 排放的不确定性为  $\pm 14.58\%$ .

#### 4 结论

(1) 2004 年中国大陆动物源 CH<sub>4</sub> 排放量为  $12.79 \times 10^6$  t, 其中动物消化道排放占 90.6% ( $11.64 \times 10^6$  t), 动物粪便管理系统排放占 9.4% ( $1.16 \times 10^6$  t). CH<sub>4</sub> 排放量贡献较大的动物种类是黄牛、水牛和山羊,他们分别贡献了中国动物源 CH<sub>4</sub> 排放总量的 53.0%、11.5% 和 11.4%,三者排放量之和超过了总量的 75%. 排放量较大的地区集中在黄河流域,主要是肉牛养殖较多的黄河下游和华北平原,此外以四川为代表的西南地区也有着较多的排放. 中国动物源 CH<sub>4</sub> 排放总量和消化道 CH<sub>4</sub> 排放的时间变化特征不明显,而动物粪便管理系统 CH<sub>4</sub> 排放时间变化特征较明显,呈现出:夏季最大,春季和秋季次之,冬季最小.

(2) 与现有的研究比较,本研究估算的排放量与其它研究差别不大,与那些研究时间在 2000 年以后的研究结果比较接近. 与这些研究相比,本研究提供了一个高分辨率的 CH<sub>4</sub> 排放清单,展示了中国动物源 CH<sub>4</sub> 排放清单的更多细节,分析了时间和空间变化. 然而,估算过程中仍有较大的不确定性. 动物消化道和粪便管理系统 CH<sub>4</sub> 排放的不确定性范围分别为  $\pm 35.10\%$  和  $\pm 14.58\%$ .

致谢:感谢中国农业科学院提供 2004 年分县牲畜年末存栏数,中国科学院资源环境科学数据中心提供土地利用类型空间数据,中国气象局气象信息中心提供气象数据.

#### 参考文献:

- [1] IPCC. IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007: Working Group I Report: The Physical Scientific Basis [M]. UK: Cambridge university press, 2007. 211-212.
- [2] 黄耀. 中国温室气体排放、减排措施和对策 [J]. 第四纪研究, 2006, 26(5): 722-732.
- [3] Achim W, Søren O P. Mitigation of greenhouse gas emissions from livestock production [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2006, 112(2-3): 105-106.
- [4] Lassey K R, Walker C F, McMillan A M S, et al. On the performance of SF<sub>6</sub> permeation tubes used in determining methane emission from grazing livestock [J]. Chemosphere-Global Change Science, 2001, 3(4): 367-376.
- [5] Stern D I, Kaufman R K. Estimates of global anthropogenic methane emission 1860-1993 [J]. Chemosphere, 1996, 33(1): 159-176.
- [6] 中华人民共和国国家发展和改革委员会. 中华人民共和国气候变化初始国家信息通报 [M]. 北京: 中国计划出版社, 2004. 13-22.
- [7] FAO. Number of Livestock (2007) [EB/OL]. <http://www.fao.org/economic/ess/publications-studies/statistical-yearbook/fao-statistical-yearbook-2007-2008/a-resources/en/>.
- [8] Kazuyo Y, Toshimasa O, Hajime A. Regional-specific emission inventory for NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O, and CH<sub>4</sub> via animal farming in South, Southeast, and East Asia [J]. Atmospheric Environment, 2004, 38(40): 7111-7121.
- [9] Lockyer D R, Champion R A. Methane production by sheep in relation to temporal changes in grazing behavior [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2001, 86(3): 237-246.
- [10] Pinares P C S, Hour P D, Jouany J P, et al. Effects of stocking rate on methane and carbon dioxide emissions from grazing cattle [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2000, 121(1-2): 30-46.
- [11] Machmüller A, Clark H. First results of a meta-analysis of the methane emission data of New Zealand ruminants [A]. Proceedings of the 2nd International Conference on Greenhouse Gases and Animal Agriculture [C]. Elsevier B. V., 2005.
- [12] 樊霞, 董红敏, 韩鲁佳. 反刍动物甲烷排放预测模型研究现状 [J]. 农业工程学报, 2004, 4(20): 250-254.
- [13] Lassey K R. Livestock methane emission: From the individual grazing animal through national inventories to the global methane cycle [J]. Agricultural and Forest Meteorology, 2007, 142(2-4): 120-132.
- [14] Kyu-Hyun P, Claudia W R, Robert J G. Comparing methane fluxes from stored liquid manure using micrometeorological mass balance and floating chamber methods [J]. Agricultural and Forest Meteorology, 2010, 150(2): 175-181.
- [15] Gimson N R, Uliasz M. The determination of agricultural methane emissions in New Zealand using inverse modeling techniques [J]. Atmospheric Environment, 2003, 37(28): 3903-3912.
- [16] Wratt D S, Gimson N R, Brailsford G W, et al. Estimating

- regional methane emissions from agriculture using aircraft measurements of concentration profiles [ J ]. *Atmospheric Environment*, 2001, **35**(3):497-508.
- [ 17 ] 张耀明,周毅,沈跃,等. 中国农业排放源甲烷排放量的估算 [ J ]. *农村生态环境*, 1993, (S1): 3-12.
- [ 18 ] Dong H M, Lin E D, Li Y E, *et al.* An estimation of methane emission from agriculture activities in China [ J ]. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 1996, **25**(4):292-296.
- [ 19 ] Peter H V, Hugo A C, Denier V G G. Spatial and temporal dynamics of methane emission from agricultural sources in China [ J ]. *Global Change Biology*, 2001, **7**(1):31-47.
- [ 20 ] Kazuyo Y, Toshimasa O, Hajime A. A country-specific, high-resolution emission inventory for methane from livestock in Asia in 2000 [ J ]. *Atmospheric Environment*, 2003, **37**(31):4393-4406.
- [ 21 ] Zhou J B, Jiang M M, Chen G Q. Estimation of methane and nitrous oxide emission from livestock and poultry in China during 1949-2003 [ J ]. *Energy Policy*, 2007, **35**(7):3759-3767.
- [ 22 ] Fu C, Yu G. Estimation and spatiotemporal analysis of methane emissions from agriculture in China [ J ]. *Environmental Management*, 2010, **46**(4):618-632.
- [ 23 ] IPCC. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories [ M ]. Tokyo: Global Environmental Strategies for IPCC, 2006. 10. 48-10. 49.
- [ 24 ] Thornton P E, Running S W, White M A. Generating surfaces of daily meteorological variables over large regions of complex terrain [ J ]. *Journal of Hydrology*, 1997, **190**(3-4):214-251.
- [ 25 ] 中国畜牧业综合区划研究组. 中国畜牧业综合区划 [ M ]. 北京: 农业出版社, 1984. 17-26.
- [ 26 ] IPCC. IPCC Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories [ M ]. Tokyo: IGES, 2000. 6. 5-6. 6.
- [ 27 ] 王明星, 张仁健, 郑循华. 温室气体的源与汇 [ J ]. *气候与环境研究*, 2000, **5**(1):75-79.
- [ 28 ] Hindrichsen I K, Wettstein H R, Machmüller A, *et al.* Effect of the carbohydrate composition of feed concentrates on methane emission from dairy cows and their slurry [ J ]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2005, **107**(1-3):329-350.
- [ 29 ] 中华人民共和国农业部. 新中国农业 60 年统计资料 [ M ]. 北京: 中国农业出版社, 2009. 548-549.
- [ 30 ] EDGAR3. 2. The Emission Database for Global Atmospheric Research (EDGAR) 3. 2 [ EB/OL ]. <http://arch.rivm.nl/env/int/coredata/edgar>.
- [ 31 ] Atmospheric Composition Research Program, Frontier Research Center for Global Change. Regional Emission inventory in Asia Version 1. 11 [ EB/OL ]. <http://www.jamstec.go.jp/frsgc/research/d4/regional/2000/CH400.html>. 2007-07-25.
- [ 32 ] Frankenberg C, Meirink J F, Wee M, *et al.* Assessing methane emissions from global space-Borne observations [ J ]. *Science*, 2005, **308**(5724):1010-1014.
- [ 33 ] 张稳. 基于模型和 GIS 技术的中国稻田甲烷排放估算 [ D ]. 南京: 南京农业大学, 2004.
- [ 34 ] Kelliher F M, Dymond J R, Arnold G C, *et al.* Estimating the uncertainty of methane emissions from New Zealand's ruminant animals [ J ]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2007, **143**(1-2):146-150.