

中国畜禽粪便的能源潜力与氮磷耕地负荷及总量控制

朱建春^{1,2}, 张增强³, 樊志民^{2*}, 李荣华^{4*}

(1.西北农林科技大学农村社会研究中心, 陕西杨凌712100; 2.西北农林科技大学人文学院, 陕西杨凌712100; 3.西北农林科技大学资源环境学院, 陕西杨凌712100; 4.农业部西北植物营养与农业环境重点实验室, 陕西杨凌712100)

摘要:通过估算1978—2011年间中国畜禽养殖业畜禽粪便产生量及其氮、磷和COD含量的变化,分析了中国畜禽粪便的来源结构、氮磷耕地负荷及产沼气潜力。结果表明:中国畜禽粪便主要来源于牛、猪、羊和家禽。1978—2011年,中国畜禽粪便的产生量和COD含量分别增加了1.35倍和0.91倍,至2011年分别达25.45亿t和2.33亿t。2011年中国畜禽粪便产沼气潜力为757.04亿m³,折合0.54亿t标准煤,其中河南、四川、河北、山东和内蒙古5个地区的产沼气潜力相对较高。中国畜禽粪便氮、磷产生量均呈上升趋势,从1978年到2011年分别增加了1.39倍和1.66倍,至2011年分别达到1419.76万t和247.98万t。2011年,中国大部分地区或省份畜禽实际养殖量已经超过50%环境容量,氮、磷污染风险较高的地区主要分布于山东、北京、湖南、湖北、广东、广西、辽宁、天津、河北、福建、河南和海南等东部沿海经济发达省份,这些地区应严格控制畜禽养殖数量,而内蒙古、江西、四川、山西、西藏、陕西、青海、宁夏、甘肃和新疆等地区还有适当扩大养殖规模的空间。

关键词:畜禽粪便;产沼气潜力;氮磷耕地负荷;总量控制

中图分类号:X713 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2014)03-0435-11 doi:10.11654/jaes.2014.03.005

Biogas Potential, Cropland Load and Total Amount Control of Animal Manure in China

ZHU Jian-chun^{1,2}, ZHANG Zeng-qiang³, FAN Zhi-min^{2*}, LI Rong-hua^{4*}

(1.Research Center for Rural Society, Northwest A & F University, Yangling 712100, China; 2.College of Humanities, Northwest A & F University, Yangling 712100, China; 3.College of Resources and Environment, Northwest A & F University, Yangling 712100, China; 4.Key Laboratory of Plant Nutrition and the Agri-Environment in Northwest China, Ministry of Agriculture, Yangling 712100, China)

Abstract: Animal manure may contaminate the environment, but can still contribute to soil fertility and tilth and biogas production. This paper estimated discharge coefficient, N, P and COD loads, and biogas generation capacity of the manures from animal husbandry industry in China from 1978 to 2011, using the data collected from the Statistical Yearbook of China and China Animal Husbandry Yearbook. The results showed that the production amount of animal manure was mainly from cattle, pig, sheep and poultry breeding. The animal manure production and derived COD had increased by 1.35 and 0.91 times from 1978 to 2011, reaching 2.545 billion tons and 0.233 billion tons in 2011, respectively. Biogas production in 2011 was 75.704 billion m³, amounting to 54 million tons of standard coal. The biogas generation in Henan, Sichuan, Hebei, Shandong and Inner Mongolia was much higher than that in other provinces. Amounts of nitrogen and phosphorous from animal manure were 14.20 million and 2.48 million tons in 2011, increasing by 1.39 and 1.66 times from 1978 to 2011 respectively. The number of animals from poultry breeding industry in most regions or provinces had surpassed 50% of the holding capacity of the environment. Areas with higher contamination risks from the release of nitrogen and phosphorous were mainly in economically developed coastal regions such as Shandong, Beijing, Hunan, Hubei, Guangdong, Guangxi, Liaoning, Tianjin, Hebei, Fujian, Henan and Hainan. The result suggests that the breeding of livestock and poultry in these areas should be controlled, but in other areas such as Inner Mongolia, Jiangxi, Sichuan, Shanxi, Tibet, Shaanxi, Qinghai, Ningxia, Gansu and Xinjiang, the breeding scale still has room to develop. This study provided valuable information for how to improve the resource utilization of livestock manures and reduce the agricultural non-point source pollution in China.

Keywords: animal manure; biogas utilization potential; nitrogen and phosphorous cropland load; total amount control

收稿日期:2013-07-06

基金项目:国家自然科学基金项目(41201280);陕西省自然科学基金面上资助项目(2013JM3011);西北农林科技大学人文社科专项项目(2012RWZX11)

作者简介:朱建春(1977—),女,陕西商南人,博士,讲师,从事农业与农村社会发展、环境社会学研究。E-mail:zhuje2010@nwsuaf.edu.cn

*通信作者:樊志民 E-mail:fzhmlyl@nwsuaf.edu.cn;李荣华 E-mail:rh.lee@nwsuaf.edu.cn

中国是世界上最大的畜禽养殖国,畜禽养殖量较大,因此每年有大量的畜禽粪便产生^[1]。研究表明,畜禽粪便是水生生态系统中氮磷和病原微生物污染的主要来源^[2-3]。随着畜禽养殖业的快速发展,大量排放的畜禽粪便会扩大农业面源污染的影响范围^[4-6],加剧水体的富营养化程度^[5-7],这已经被中国国家环保总局在1999—2000年间对全国规模化养殖业的污染情况进行的调查所证实^[8]。

目前,发达国家和发展中国家在畜禽粪便方面的研究主要集中于对畜禽粪便产生量的估算^[9]、畜禽粪便的环境危害^[10]和资源化利用^[11]等方面。就中国而言,畜禽粪便产生量、污染负荷等研究无疑是畜禽粪便污染治理和资源化利用的基础和前提^[12],中国目前已有许多学者分别从不同地域^[13]、畜禽粪便总量^[14]、氮磷含量及其分布^[15-16]、畜禽粪便氮磷耕地负荷^[14]、畜禽粪便的猪粪当量折合量^[17]、畜禽粪便年流失至水体的总氮、总磷、BOD、COD量^[18]等角度对这一问题进行了深入研究。但目前仍缺乏畜禽粪便量的各年份连续估算数据,在已有很多报道中,存在只计算几种主要畜禽的粪便量、估算方法不一致、所采用的产排污系数不一致等问题,造成各研究对畜禽粪便产生量估算的结果存在较大差异。为此,农业部科技教育司与第一次全国污染源普查领导小组办公室于2009年公布了《第一次全国污染普查畜禽养殖业产排污系数手册》^[19],提供了西北、东北、华北、华东、中南和西南地区畜禽的粪尿排污系数、氮磷含量系数和COD产生量系数,为更精确地摸清中国畜禽粪便资源及其污染现状提供了重要参数。在此基础上,本研究估算了中国1978—2011年间畜禽粪便的产生量及其氮、磷、钾和COD含量,以分析其纵向发展趋势,并以2011年为横剖面,分析中国目前畜禽粪便的来源结构及其氮磷耕地负荷,并分析中国畜禽养殖业的COD排放量及产沼气资源潜力,以期能够为中国各级政府治理环境污染、调整养殖业布局、合理安排生产和促进畜禽粪便资源化利用提供决策依据。

1 材料与方法

1.1 数据来源

本研究中1978—1996年数据来自于《中国统计年鉴2010》,1997—2012年数据源于《中国畜牧业年鉴》公布的全国31个省、自治区和直辖市(由于资料限制没有考虑香港、澳门和中国台湾3个地区)的统计资料,数据截止时间为2011年底,该数据主要信息包括

全国牛、马、驴、骡、猪、羊、家禽和兔等畜禽的存栏数和出栏数,各省份或地区猪、肉牛、奶牛、役用牛、马、驴、骡、羊、家禽和兔等畜禽的年末存栏数和出栏数。

1.2 畜禽粪便的产生量、氮磷及COD含量的计算

目前,在计算畜禽粪便每年的产生量时,主要有3种方法:一种是国家环保总局的计算公式,为存栏量×日排泄系数(单个动物每日排出粪便的数量)×饲养周期^[8],由此所得数据应该是畜禽一个饲养周期的粪便量,而不是一年的粪便量,故计算所得的粪便量偏小^[17];而另一种计算方法是用(畜禽出栏量+年末存栏量)×日排泄系数×饲养周期来计算每年粪便量^[20],该公式中年末存栏畜禽还未经历一个饲养周期,所以用此方法计算的粪便量偏大^[17];张绪美等^[17]将猪、牛、羊和家禽的存栏量看作是当年中一个相对稳定的饲养量,在未考虑饲养周期的前提下,采用畜禽粪便量=存栏量×排泄系数×365(d)来计算,该方法虽然克服了前两种方法的弊端,但忽视了畜禽饲养周期的巨大差异。

通过文献的比较分析与专家咨询,本研究采用公式(1)来计算每年粪便量:

$$\text{畜禽粪便量} = (\text{畜禽出栏量或年末存栏量}) \times \text{日排泄系数} \times \text{饲养周期} \quad (1)$$

虽然目前统计数据中畜禽的养殖数量包括存栏量和出栏量数据,但究竟是选择存栏量还是出栏量参与计算,应该根据畜禽的主要养殖用途来确定,肉用的畜禽应该选择其出栏量参与计算,役用、蛋奶用和繁殖用途的畜禽应采用其存栏量进行计算。根据国家环保总局^[8]公布的畜禽饲养期数据,结合专家咨询的结果,确定各类畜禽饲养周期及其出栏存栏量的取舍:猪199d,取出栏量;奶牛、肉牛、役用牛、羊、马、驴、骡、蛋鸡365d,取年末存栏量;肉鸡、其他禽类210d,取出栏量;兔90d,取出栏量。

本研究筛选的畜禽粪尿排泄系数、COD及氮磷钾产量或含量系数见表1。

1.3 畜禽粪便的能源潜力计算

粪便中COD可产沼气资源量采用公式(2)计算:

$$E = Q \times W \times G \quad (2)$$

式(2)中:E为畜禽粪便产沼气潜力,亿m³;Q为COD产生量,亿t;W为COD去除率,W=80%^[21];G为产沼气系数,0.538 m³·kg⁻¹(以COD计)^[21]。

1.4 畜禽粪便氮、磷环境负荷与污染评估

为便于对畜禽粪便耕地污染的控制,国家环保部生态司^[8]建议,由于农户对猪粪的农田施用量较容

表1 畜禽粪便排泄系数和氮磷及 COD 含量

Table 1 Discharge coefficients and N,P and COD contents of animal manure in China

畜禽种类	地区	粪尿量/ kg·d ⁻¹	总氮量/ g·d ⁻¹	总磷量/ g·d ⁻¹	COD量/ g·d ⁻¹	畜禽种类	地区	粪尿量/ kg·d ⁻¹	总氮量/ g·d ⁻¹	总磷量/ g·d ⁻¹	COD量/ g·d ⁻¹	
猪	华北	3.40	29.00	5.21	401.19	奶牛	华东	46.84	214.51	38.47	5 731.7	
	东北	4.10	47.25	5.13	343.95		中南	50.99	353.41	62.46	6 793.31	
	华东	2.97	20.76	2.63	280.81		西南	46.84	214.51	38.47	5 731.7	
	中南	3.74	36.51	4.84	302.24		西北	31.39	185.89	17.92	3 600.16	
	西南	3.57	16.85	3.88	317.33		蛋鸡	华北	0.17	1.42	0.42	27.35
	西北	3.54	31.73	4.22	334.55		东北	0.10	1.12	0.23	21.69	
役用牛	华北	23.02	121.68	14.31	2 975.22		华东	0.15	1.06	0.51	18.50	
	东北	22.90	110.95	24.06	3 166.11		中南	0.12	1.16	0.23	20.50	
	华东	21.90	107.77	12.48	2 832.72		西南	0.12	1.16	0.23	20.50	
	中南	27.63	139.76	25.99	3 324.53		西北	0.10	1.12	0.23	21.69	
	西南	21.90	107.77	12.48	2 832.72	肉禽	华北	0.12	1.27	0.30	0.12	
	西北	17.00	108.03	9.54	2 013.97		东北	0.18	1.85	0.48	0.18	
肉牛	华北	22.10	72.74	13.69	2 761.42		华东	0.22	1.02	0.50	0.22	
	东北	22.67	150.81	17.06	3 086.39		中南	0.06	0.71	0.06	0.06	
	华东	23.71	153.47	19.85	3 114.00		西南	0.06	0.71	0.06	0.06	
	中南	23.02	65.93	10.52	2 411.40		西北	0.18	1.85	0.48	0.18	
	西南	20.42	104.10	10.17	2 235.21	马	全国(缺分 地区的 数据)	5.9	12.4	1.60	37.00	
	西北	20.42	104.10	10.17	2 235.21		驴、骡	5.0	12.4	1.60	37.00	
奶牛	华北	46.05	274.23	38.27	6 535.35		羊	0.87	2.15	0.46	0.46	
	东北	48.49	257.7	54.55	6 185.11		兔	0.15	1.16	0.24	—	

注:表中系数来自文献[21]对[19]中系数的修订,具体修订方式为:猪产排污系数=1/3 保育期产排污系数+2/3 育肥期产排污系数;奶牛产排污系数以产奶阶段产排污系数计;役用牛产排污系数以育成牛阶段产排污系数计;肉牛产排污系数以育肥牛阶段产排污系数计;蛋鸡产排污系数以产蛋期阶段产排污系数计,肉禽产排污系数以肉鸡的产排污系数计算;兔、羊、马、驴骡的产排污系数来自文献[8]和[21]。表中分区是根据文献[21]和[20]的分区进行的,其中东北地区包括辽宁、吉林和黑龙江,华北地区包括北京、天津、河北、山西和内蒙古,华东地区包括上海、江苏、浙江、安徽、福建、江西和山东,中南地区包括河南、湖北、湖南、广东、广西、海南和深圳,西南地区包括四川、贵州、云南和西藏,西北地区包括陕西、甘肃、宁夏、青海和新疆。

易掌握,故宜将畜禽粪便换算成猪粪当量,计算其耕地负荷($t \cdot hm^{-2}$),再将畜禽粪便猪粪当量的耕地负荷除以农田有机肥理论最大适宜施肥量(一般为 $30 t \cdot hm^{-2}$)^[8],其比值即为区域畜禽粪便负荷量承受程度的警报值 R ,当 R 值分别为<0.4、0.4~0.7、0.7~1.0、1.0~1.5、1.5~2.5 和>2.5 时,说明畜禽粪便对环境的影响程度分别为“无”、“稍有”、“有”、“较严重”、“严重”和“很严重”^[8]。 R 值越大,说明环境对畜禽粪便负荷量承受能力越低,畜禽粪便对环境造成的污染威胁性越大。

猪粪当量采用公式(3)进行计算:

$$\text{猪粪单位量} = \text{当年各类畜禽粪尿排泄量(t)} \times \text{换算系数} \times 1000 \quad (3)$$

由于目前畜禽粪便的主要处理方式是作为有机肥还田,因此,计算畜禽粪便氮、磷的环境负荷时,以农田耕地面积作为实际负载面积,其中新疆、青海、西藏、四川和内蒙古五省份的农田耕地面积包括草场面

积。各省市耕地面积和牧草地面积采用《中国统计年鉴 2012》数据,截止时间为 2008 年底。

畜禽粪便氮、磷及 COD 的环境负荷采用公式(4)计算:

$$\text{畜禽粪便氮磷的环境负荷} = \text{畜禽粪便氮磷含量} \div \text{耕地面积} \quad (4)$$

运用单位耕地面积上畜禽粪便氮磷污染负荷量这一量化指标可以间接衡量当地畜禽养殖导致的污染状况^[17]。将不同畜禽粪便总氮(磷)排放量折算为猪当量,以耕地的氮磷承载力计算畜禽养殖环境容量,公式为:

$$T_{NP} = A \times C_{NP} \quad (5)$$

$$PN = T_{NP} / r \quad (6)$$

$$RN = \sum_{i=1}^n TN(P)_i / r \quad (7)$$

式中: T_{NP} 为耕地和牧草地总氮(磷)环境容量,万 t; A

为耕地和牧草地总面积,万 hm^2 ; C_{NP} 为粪肥年施氮(磷)限量标准, $C_N=170 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, $C_P=35 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ^[21]; PN 为畜禽养殖环境容量,亿头猪当量; r 为单位猪年粪便总氮(磷)排放量,万 t; RN 为畜禽养殖实际数量,亿头猪当量; $TN(P)_i$ 为第 i 种畜禽粪便年总氮(磷)排放量,万 t。

为了直观显示全国畜禽粪便污染负荷量的空间分布特征,利用美国环境系统研究所(简称 ESRI)开发的 ARCVIEW 3.0 版本软件的空间分析功能将全国 2011 年的畜禽粪便污染负荷量绘制成图。

2 结果与分析

2.1 中国 1978—2011 年畜禽粪便产生量、来源结构与耕地负荷

中国 1978—2011 年畜禽粪便产生量猪粪当量变

化如图 1 所示。由图 1a 可见,1978—1994 年中国主要畜禽粪便量增长迅速,至 1994 年约为 21.49 亿 t,1995 年下降为 18.78 亿 t,此后又呈上升趋势,至 1999 年上升至 24.04 亿 t,此后稳中有升,至 2011 年达到 25.45 亿 t。中国畜禽粪便的主要组成来源是牛、猪、羊和家禽,其各年的粪便产生量占当年全国畜禽粪便总产生量的比例分别介于 58%~81%、10%~22%、3.6%~5.3% 和 1%~15% 之间,其各年份粪便量占当年总粪便量比重之和均介于 0.87~0.96 之间。而马、驴、骡、兔等畜禽的各年粪便产生量占当年全国畜禽粪便总产生量的比重均低于 1.5%,且其各年份比重之和仅介于 1.4%~4.2% 之间,对畜禽粪便产生量的贡献不明显(图 1b)。总体而言,猪和家禽粪便的比重呈上升趋势,而牛和羊的粪便量所占比重呈下降趋势。可见,中国畜禽粪便的主要来源是以食用为主的畜禽,说明近年来随着

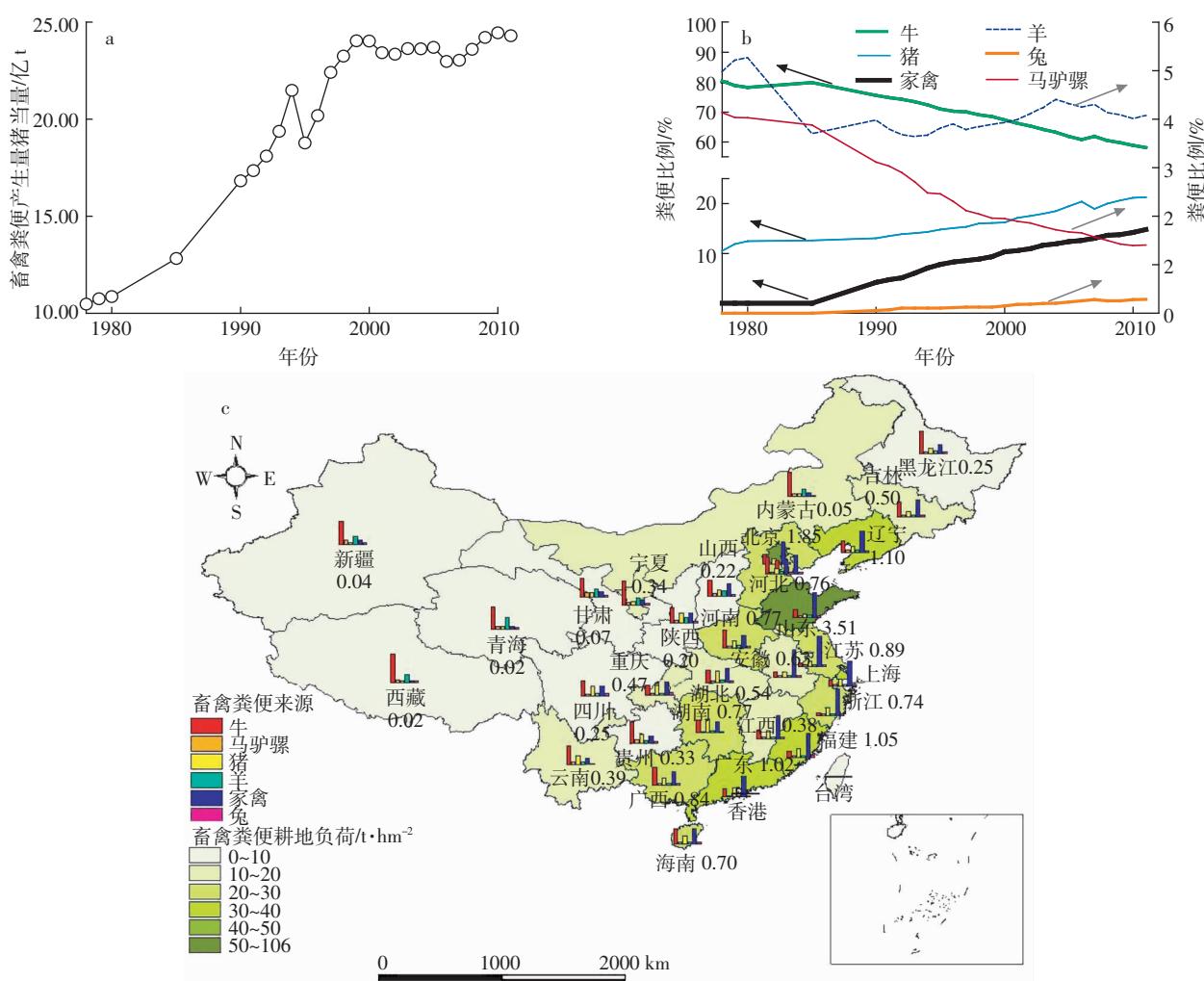


图 1 1978—2011 中国畜禽粪便产生量(a)、畜禽粪便来源组成(b)及 2011 年各地区畜禽粪便的耕地负荷(c)

Figure 1 Amounts(a) and source composition(b) of livestock manure in China during 1978 to 2011, and cropland load of manures in 2011(c)

人民生活水平的提高,对肉蛋奶类食品消费量的提高,间接导致了畜禽粪便总量的增加。

中国2011年各地区畜禽粪便的猪粪当量耕地负荷及来源组成比例见图1c。图1c显示,耕地负荷及其畜禽耕地负荷预警值较大的地区集中于东部沿海经济发达省份。畜禽粪便对当地环境“有很严重影响”的地区是山东(猪粪当量耕地负荷为 $105.32\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$,预警值R为3.51),“有严重影响”的地区为北京(55.40,1.85),“有较严重影响”的地区包括辽宁(33.08,1.10)、福建(31.54,1.05)、上海(30.87,1.03)、广东(30.74,1.02)和福建(31.54,1.05),“有影响”的地区包括江苏(26.55,0.89)、广西(25.34,0.84)、河南(23.14,0.77)、湖南(23.00,0.77)、河北(22.71,0.76)、浙江(22.27,0.74)、海南(21.13,0.70),“稍有影响”的地区包括安徽(18.99,0.63)、湖北(16.07,0.54)、吉林(15.00,0.50)、重庆(13.95,0.47),其他省份的畜禽粪便对当地环境“没有影响”,其粪便的猪粪当量耕地负荷均小于 $12\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$,且预警值R均小于0.4。就全国范围来看,经济较发达的省份和地区,畜禽粪便产生量较大且耕地面积相对较小,因此畜禽粪便耕地负荷较高,对当地环境威胁也较大。西部省份虽然因为耕地面积较大导致畜禽粪便耕地负荷相对较小,目前对环境的威胁不大,但是畜禽粪便的绝对数量较大,因此预防工作不容忽视。此外,中国不同地区各类畜禽粪便比重状况不同,其中粪便比重较大者即为威胁当地环境的主要畜禽种类^[17]。各地区粪便产生量贡献较大的畜禽种类,西北地区主要是牛(40.22%~65.44%)、羊(10.20%~29.10%),其中陕西还包括猪(22.82%);东北地区主要以家禽(23.21%~55.96%)、牛(27.16%~60.44%)和猪(10.91%~12.01%)为主;华北地区也以家禽(7.39%~59.81%)、牛(25.84%~66.60%)和猪(11.44%~15.62%)为主;西南地区主要是牛(23.70%~58.08%)、猪(22.10%~33.18%)和家禽(16.08%~35.97%),其中西藏以牛(77.61%)、羊(18.35%)为主;中南地区主要是牛(19.66%~46.93%)、猪(16.32%~35.71%)和家禽(28.67%~56.51%);华东地区以家禽(62.23%~87.71%)、猪(6.30%~20.61%)和牛(4.16%~20.54%)为主。

2.2 中国1978—2011年畜禽粪便COD的产生量、耕地负荷及产沼气潜力

由图2a可见,中国畜禽粪便的COD产生量,从1978年的1.22亿t上升到1994年的2.32亿t,1995年又下降至2.0亿t,随后呈上升趋势,至1999年上

升为2.51亿t,之后又开始持续下降,至2011年下降至2.33亿t。中国畜禽COD产生量的变化主要来源于牛,各年份牛粪便COD占全年所有畜禽粪便总COD含量的比例均高于95%,这是因为牛粪便COD含量系数较高且养殖数量较多。中国牛存栏量,从1978年的7 072.40万头上升到1994年的12 231.80万头,1995年又下降至10 420.10万头,随后呈上升趋势,至1999年上升为12 698.34万头,之后又开始持续下降,至2011年下降至10 360.46万头,这一趋势与畜禽粪便COD产生量的发展趋势基本吻合。

图2b显示出中国2011年COD耕地负荷大于 $2500\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$,即负荷较严重的地区为山东($5 230.07\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$)和北京($3 797.62\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$),COD耕地负荷介于 $2000\sim2500\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 之间的包括天津、河北、辽宁、福建、河南、湖南、广东和广西,介于 $1600\sim2000\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 之间的有上海、湖北和海南。

图2c显示了2011年各省份畜禽粪便产沼气潜力。2011年中国产沼气潜力为757.04亿m³,折合0.54亿t标准煤。各省份产沼气潜力的平均值为27.96亿m³,产沼气潜力较高的省份畜禽粪便COD产生量较多,包括河南80.08亿m³(1 860.60万t),四川70.11亿m³(1 628.94万t)、河北58.68亿m³(1 363.47万t)、山东63.64亿m³(1 478.59万t)和内蒙古51.13亿m³(1 188.07万t)。产沼气潜力相对较少的省份包括海南6.01亿m³(139.75万t)、宁夏6.23亿m³(144.86万t)、天津4.20亿m³(97.57万t)、北京3.79亿m³(87.99万t)和上海1.98亿m³(46.12万t),这些省份可产沼气的相对数量较低,但绝对数量较高。

2.3 中国1978—2011年畜禽粪便氮磷的产生量、来源结构与耕地负荷

中国1978—2011年畜禽粪便氮磷的产生量见图2a,氮磷的来源变化见图3。图2a显示,1978—2011年中国畜禽粪便氮、磷产生总量均呈缓慢上升趋势,且总体上升幅度氮大于磷。畜禽粪便总氮量从1978年的593.31万t上升至1994年的1 237.03万t,随后又开始上升,至1999年上升为1 389.54万t,此后继续上升且稳定在1 380.00万t以上,至2011年升至1 419.76万t。畜禽粪便总磷量从1978年的93.09万t上升至1994年的205.69万t,1995年下降至180.55万t,之后又缓慢上升,至1999年达234.82万t,之后仍旧缓慢上升且稳定在235.50万t~249.10万t之间,至2011年达到247.98万t。

中国1978—2011年畜禽粪便氮、磷也主要来源

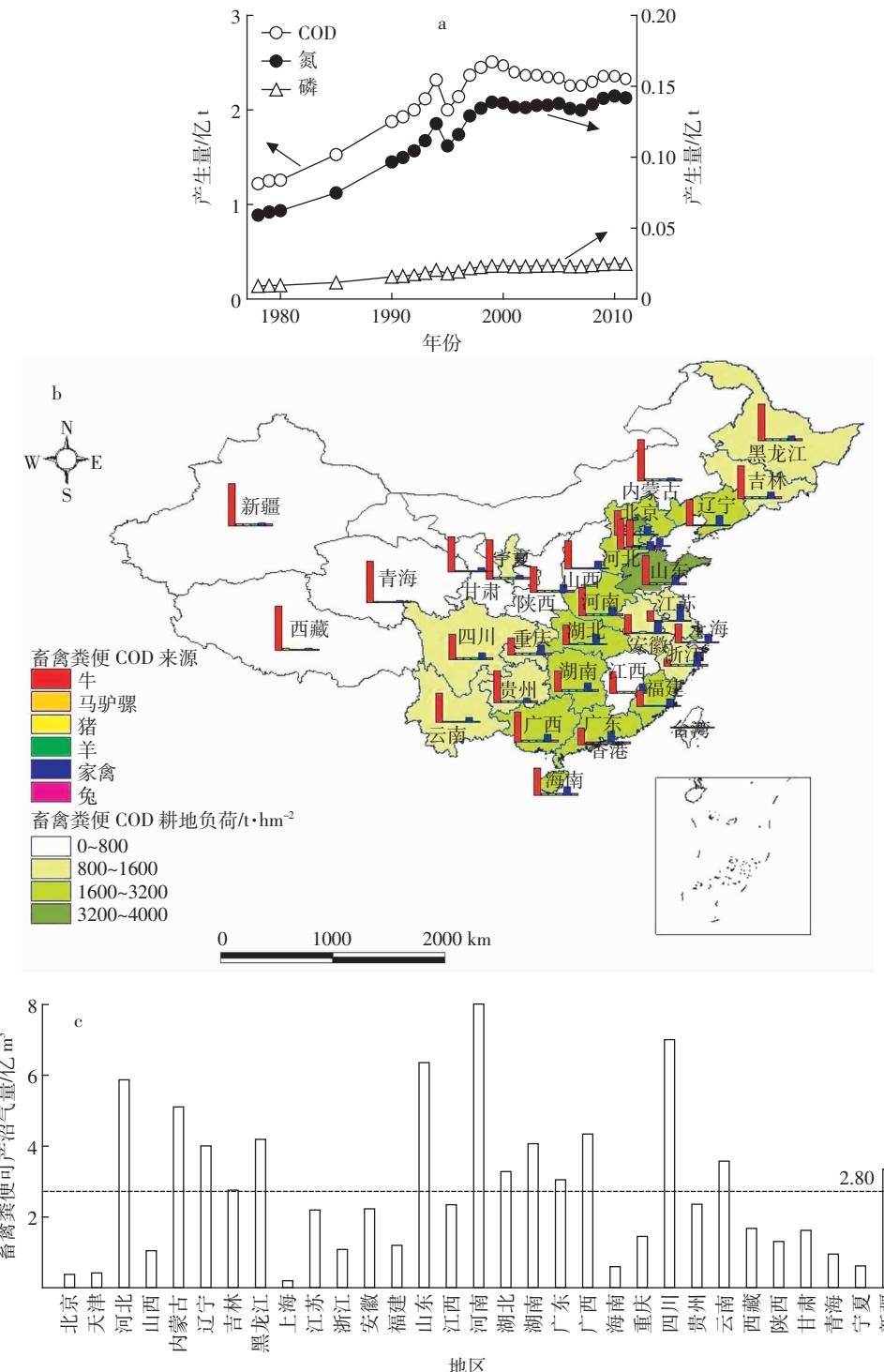


图2 1978—2011中国畜禽粪便COD产生量(a)、2011年各地区畜禽粪便的COD耕地负荷(b)及2011年畜禽粪便的产沼气潜力(c)

Figure 2 1978—2011 COD production(a), 2011 COD cropland load(b), 2011 potential biogas of livestock manure(c) in China

于以食用为主的畜禽。由图3a、b可见,中国畜禽粪便氮、磷的来源组成以牛、猪和家禽为主。牛粪的氮贡献率从1978年的79.63%下降到2011年的48.75%;而猪粪便的氮贡献率从1978年的16.40%升至2011年的28.15%,家禽粪便的氮贡献率1978年小

于0.01%,2011年升至20.69%。牛、猪、家禽粪便的含磷量贡献率,牛从1978年的80.65%下降到2011年的44.35%;猪和家禽粪便的含磷量贡献率随时间不断上升,猪粪便的含磷量贡献率从1978年的4.87%升至2011年的22.93%,家禽粪便的含磷量贡献率1978年

小于0.01%,2011年升至30.02%。

图3c显示,各地区氮、磷耕地负荷的平均值分别为 $79.30 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $13.98 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,低于欧盟的限量标准(单位面积农地总氮、磷负荷为 $170 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $35 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)^[11,18],但个别地区已经超出或逼近这一限量标准。各地区畜禽粪便氮耕地负荷,超出欧盟限量标准的是山东($257.92 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)和北京($204.87 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$),逼近欧盟限量标准的有湖南($161.67 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)和广东($160.89 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$),介于 $100\sim150 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 之间的有辽宁($149.33 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)、天津($113.61 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)、河北($101.82 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)、福建($103.39 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)、河南($121.82 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)和海南($108.75 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)。各地区畜禽粪便磷耕地负荷,超出欧盟限量标准的还是山东($56.39 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)和北京($39.04 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$),逼近欧盟限量标准的地区包括天津($21.15 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)、辽宁($21.83 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)、湖南($24.16 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)、广东($24.55 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)、广西($21.31 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)、福建($19.62 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)和河南($19.59 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)。总体而言,西部省份因为耕地面积较大,故畜禽粪便氮磷负荷较小,东部沿海经济发达

省份,畜禽养殖量较大且耕地面积较小,故畜禽粪便氮磷耕地负荷较大。

2.4 中国畜禽粪便的总量控制

利用耕地和牧草地面积及对氮磷的承载力和单位猪的总氮磷排放量,将其他畜禽折算成猪当量,得出2011年中国31个省市畜禽养殖的环境容量与实际养殖总量。假定氮磷养分全部来自畜禽粪便和假定氮磷养分的50%来自畜禽粪便,估算出各地区畜禽养殖环境容量见表2。由于种植业保持高产的需要,50%比例与实际管理需求更为接近,对各地区控制畜禽养殖总量及合理调整养殖布局更具有参考价值^[21]。以实际畜禽养殖总量与50%环境容量比值作为风险指数,对各省氮磷污染风险进行评估,结果见表2。表2可见,以总氮、磷为衡量标准,中国2011年实际畜禽养殖总量分别为36.99亿头猪当量和43.49亿头猪当量,总量尚未超过中国畜禽养殖环境容量(分别为123.88亿头猪当量和50.94亿头猪当量),但北京、天津、河北、辽宁、上海、福建、山东、江西、河南、湖北、湖南、广东、广西和海南等省份地区的实际养殖量已超

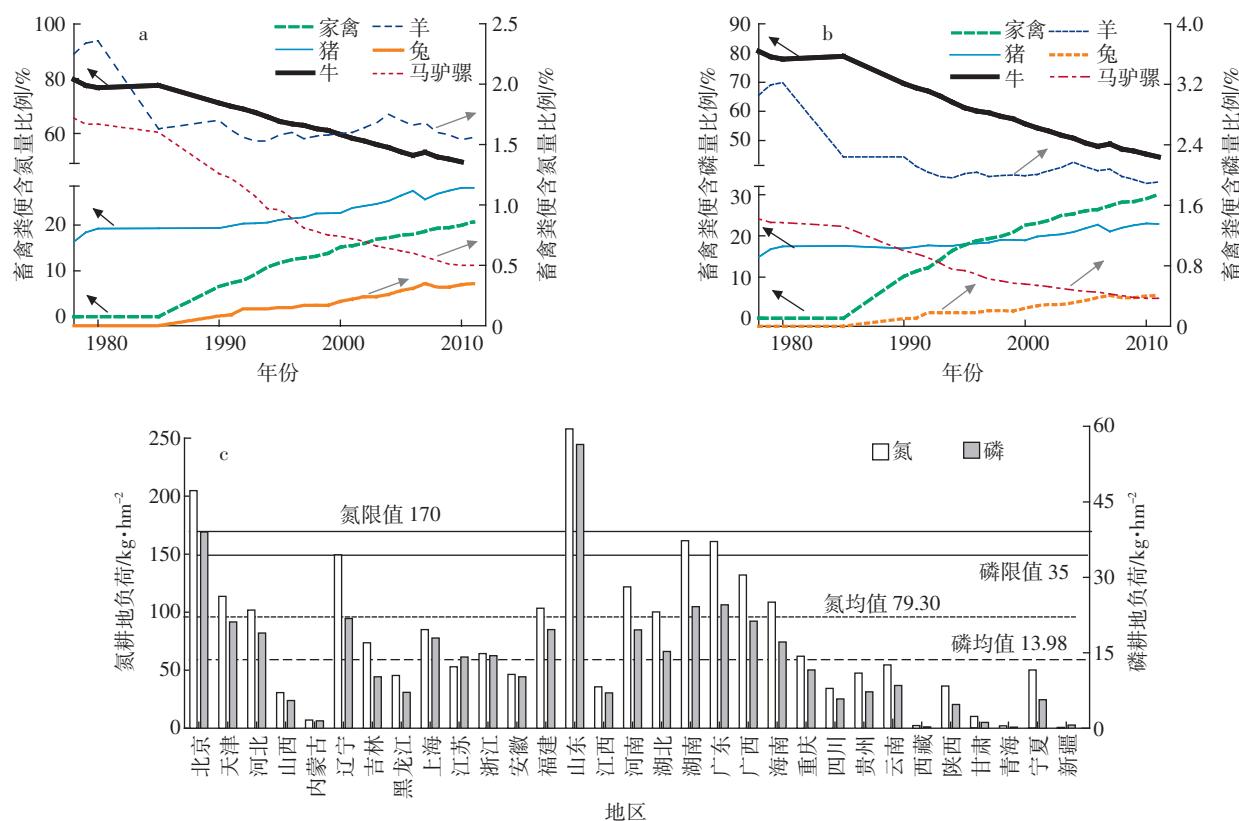


图3 中国1978—2011年主要畜禽粪便氮磷产生量及来源比重

Figure 3 Nitrogen and phosphorous and the source proportions of animal manure in China during 1978 to 2011

表 2 2011 年各地区畜禽养殖的环境容量、实际养殖总量及污染风险指数

Table 2 Environment capacity, actual livestock inventories and pollution risk index of livestock and poultry in China in 2011

地区	承载力(猪粪当量/万 t)		养殖容量(亿头猪当量)		环境容量(亿头猪当量)		实际养殖量(亿头猪当量)		污染风险指数	
	以 N 计	以 P 计	以 N 计	以 P 计	以 N 计	以 P 计	以 N 计	以 P 计	以 N 计	以 P 计
北京	3.94	0.81	0.14	0.16	0.07	0.08	0.16	0.17	2.41	2.23
天津	7.50	1.54	0.26	0.30	0.13	0.15	0.17	0.18	1.34	1.21
河北	107.39	22.11	3.70	4.24	1.85	2.12	2.23	2.31	1.21	1.09
山西	68.95	14.20	2.38	2.72	1.19	1.36	0.43	0.43	0.37	0.32
内蒙古	1 236.86	254.65	42.65	48.88	21.33	24.44	1.81	2.07	0.08	0.08
辽宁	69.45	14.30	1.47	2.74	0.73	1.37	1.31	1.76	1.78	1.28
吉林	94.09	19.37	1.99	3.72	1.00	1.86	0.87	1.11	0.87	0.60
黑龙江	201.11	41.41	4.26	7.95	2.13	3.97	1.14	1.66	0.54	0.42
上海	4.15	0.85	0.20	0.32	0.10	0.16	0.10	0.17	1.00	1.03
江苏	80.98	16.67	3.90	6.34	1.95	3.17	1.22	2.57	0.62	0.81
浙江	32.65	6.72	1.57	2.56	0.79	1.28	0.60	1.06	0.76	0.83
安徽	97.41	20.06	4.69	7.63	2.35	3.81	1.28	2.24	0.55	0.59
福建	22.61	4.66	1.09	1.77	0.54	0.89	0.66	0.99	1.22	1.12
山东	48.06	9.89	2.32	3.76	1.16	1.88	1.30	2.02	1.12	1.07
江西	127.76	26.30	6.15	10.00	3.08	5.00	3.52	6.07	1.14	1.21
河南	134.75	27.74	3.69	5.73	1.85	2.87	2.65	3.21	1.44	1.12
湖北	79.29	16.32	2.17	3.37	1.09	1.69	1.28	1.47	1.18	0.87
湖南	64.42	13.26	1.76	2.74	0.88	1.37	1.68	1.89	1.90	1.38
广东	48.12	9.91	1.32	2.05	0.66	1.02	1.25	1.44	1.89	1.40
广西	71.70	14.76	1.96	3.05	0.98	1.52	1.53	1.86	1.56	1.22
海南	12.37	2.55	0.34	0.53	0.17	0.26	0.22	0.26	1.28	0.98
重庆	39.54	8.14	2.35	2.10	1.17	1.05	0.86	0.70	0.73	0.66
四川	334.19	68.80	19.83	17.73	9.92	8.87	4.06	2.98	0.41	0.34
贵州	76.25	15.70	4.53	4.05	2.26	2.02	1.29	0.85	0.57	0.42
云南	103.23	21.25	6.13	5.48	3.06	2.74	2.01	1.36	0.66	0.50
西藏	1101.64	226.81	65.38	58.46	32.69	29.23	0.92	0.52	0.03	0.02
陕西	68.86	14.18	2.17	3.36	1.09	1.68	0.47	0.46	0.43	0.27
甘肃	293.62	60.45	9.25	14.32	4.63	7.16	0.56	0.51	0.12	0.07
青海	695.12	143.11	21.91	33.91	10.95	16.96	0.29	0.26	0.03	0.02
宁夏	18.82	3.87	0.59	0.92	0.30	0.46	0.18	0.15	0.60	0.33
新疆	875.95	180.34	27.61	42.74	13.80	21.37	0.95	0.79	0.07	0.04

过环境容量,具有较高的氮、磷污染风险,这些地区主要分布于东部沿海经济发达省份地区。

3 讨论

3.1 关于畜禽粪便量及其产排污量的估算

已有研究对于中国各年份畜禽粪便量及其各类污染物排放量的估算,存在一定的偏差,具体表现为:

第一,对中国的畜禽粪便量进行估算,不同学者运用不同的估算方法,导致各年份的研究结果可比性较差。例如,一些学者在研究中指出中国2002年粪便量为33亿t^[15]和27.5亿t^[18],2003年31.90亿t^[14],2009

年21.83亿t^[12]和39.92亿t^[17],2010年22.35亿t^[21],而本研究发现中国的畜禽粪便量2002年为23.35亿t,2003年24.45亿t,2009年24.22亿t,2010年24.45亿t。本研究结果和耿维等^[21]、林源等^[12]的研究结果基本吻合,而低于其他学者的估算数据。虽然这些研究结果均证明了中国养殖业的畜禽粪便产生量巨大,但要准确系统地获得可比性较强的估算结果,亟需对畜禽粪便的估算方法进行科学地统一。

第二,估算所基于的统计数据存在一定的偏差。例如中国统计年鉴的统计数据和中国畜牧业年鉴的统计数据就存在一定偏差,有的统计数据没有对各种

畜禽进行详细的分类统计,也没有给出每一种畜禽的具体饲养时间和饲养量,导致统计数据的准确性受限。此外,中国公布的各地区耕地面积与草场面积数据是截止到2008年底的,但随着中国现代化步伐的加快,在农村城镇化和土地流转等政策的引导下,中国实际耕地面积呈缩减趋势。例如,截止2010年底,中国全年转为建设用地的农用地和耕地分别净减少17.14万hm²和1.93万hm²^[22],截止2011年底,全国耕地面积净减少3.27万hm²,全国耕地保有量为1.2165亿hm²^[23]。因此,实际畜禽粪便及其氮、磷与COD的耕地负荷比估算结果要高。这说明中国畜禽养殖业的环境污染问题比估算的结果更严重,应该及时加以治理。

第三,畜禽产排污系数不一致造成的偏差。较早的研究一般对各省采用统一系数进行估算,估算数字较大,本研究按照各地区采用不同的系数进行计算,结果则较小,同时本研究也因考虑了不同省份和地区的地形地貌、植被条件、土壤类型、养殖密度、气候条件等因素的差异,造成本研究结果和其他学者的研究结果存在一定差异。例如,有研究表明中国畜禽粪便总磷量2002年为318.4万t^[15]、2003年1394.60万t^[14],总氮量2002年1598.8万t^[15]、2003年378.50万t^[14]、2004年1293.1万t^[3];而本研究结果表明中国畜禽粪便总磷量2002年230.68万t、2003年234.44万t,总氮量2002年1350.52万t,2003年1366.12万t,2004年1367.88万t。本研究结果与林源等^[12]、耿维等^[21]的研究结果类似。另外,必须指出的是,虽然畜禽排泄量的差异能够较为真实地反映中国畜禽粪便的产生量及其氮、磷和COD含量,但仍存在分地区系数与各地的统计数据不配套的现象,例如《第一次全国污染源普查畜禽养殖业源产排污系数手册》^[19]按照畜禽的不同生长阶段给出了主要畜禽的产污系数,但是中国畜牧业年鉴和中国统计年鉴中畜禽的存栏或出栏量统计数据并未按照畜禽的不同生长阶段进行细分,马驴骡和兔等畜禽的分地区系数尚未给出,影响了估算的准确性。

3.2 关于中国畜禽养殖的环境影响及总量控制问题

对中国的主要畜禽粪便组成及畜禽粪便氮磷的来源进行分析可以看出,中国2011年的畜禽粪便组成比重以猪、牛、羊和家禽粪便为主,这一结果和其他学者^[24]的研究结果相印证。中国畜禽粪便氮磷钾的来源组成也与中国畜禽粪便的来源组成相一致,牛粪的氮磷贡献率呈下降趋势,而猪、家禽粪便的氮磷贡献率呈上升趋势,这一特点也与中国的畜禽养殖结构基

本吻合^[2,21]。

就全国范围来看,中国经济较发达的省份和地区,畜禽粪便产生量较大,这主要是由于这些地区的畜牧养殖业较发达或者农业水平较高。例如,张绪美等^[17]指出1997—2004年间河北、山东、河南和四川等地区的粪便总量较高;林源等^[12]指出2009年河南、山东、四川和内蒙古的粪便负荷较高;耿维等^[21]发现2010年山东、河南、四川、内蒙古、河北和辽宁的粪便量较高;本研究发现,2011年粪便产量较高地区为山东、河南、河北、内蒙古、辽宁、四川(均超过1.1亿t),粪便负荷较高地区为山东、北京、辽宁、福建、上海和广东。这些研究结果也与国家统计数据中这几个省份各种畜禽的养殖数量都有较大程度的吻合。说明中国这些地区在2011年间,畜禽养殖依然保持着较大的规模,因而畜禽粪便量也较大。而甘肃、陕西、山西、宁夏和浙江等省的粪便总量相对较小,这一特点也与当地畜禽养殖量大小相应。

中国部分省份地区的耕地畜禽粪便氮磷负荷较高,有潜在的氮磷污染风险,这值得各级政府在农业污染环境治理、调整工农业布局和合理安排生产中加以考虑^[18]。2002年氮含量较高省份为河南、山东两省^[15],中国大部分省区的单位面积畜禽粪便的氮素承载量已经超出了欧盟标准170 kg·hm⁻²^[12,18],其中北京高达253 kg·hm⁻²^[15]。2004年中国猪粪尿氮素承载量主要集中在四川、湖南、河南等省^[3,17]。2010年北京、辽宁、山东、河南、湖南、广东6省市耕地氮负荷超标,约20个省份地区超过该地区的50%环境容量^[21]。2011年山东和北京的氮磷耕地负荷均超过欧盟限量标准,湖南、湖北、广东、广西、辽宁、天津、河北、福建、河南、海南等地区的氮耕地负荷逼近欧盟限量标准,2011年北京和上海氮耕地负荷分别为204.63 kg·hm⁻²和85.00 kg·hm⁻²。2002年中国畜禽粪尿的磷主要来源于山东、河南、四川、河北、广东、湖南等省^[15],天津、辽宁、山东、湖南、广东、广西等地区逼近欧盟限量标准,虽然北京和上海粪尿磷资源总量不多,但磷耕地负荷却很高^[15]。本研究结果中,天津、辽宁、福建、河南、湖南、广东、广西等地磷耕地负荷逼近欧盟限量标准。2011年北京和上海磷耕地负荷为39.01 kg·hm⁻²和17.97 kg·hm⁻²。2011年中国氮、磷污染风险最大的地区包括山东、北京、辽宁、湖南、广东、广西,污染风险较大的地区为天津、河北、上海、福建、河南、湖北和海南,这些地区应该加紧对畜禽粪便的资源化利用,同时严格控制畜禽养殖数量。吉林、黑龙江、江苏、浙江、

安徽、重庆、贵州、云南、宁夏等省份的氮、磷污染风险值均大于或逼近0.5,基本上超出了50%环境容量,因此需要在控制畜禽养殖量的同时,对畜禽粪便污染进行环境治理。内蒙古、江西、四川、山西、西藏、陕西、青海、宁夏、甘肃和新疆等地区的氮、磷污染风险均小于0.5,也就是还未超过50%环境容量,这些地区还可以适当地增加养殖数量,同时要加大对畜禽粪便的资源化利用步伐,以免步东部沿海地区“先养殖,后治理”之后尘。

虽然中国畜禽粪便的肥料化、饲料化等利用方式较多^[25],但不可忽视的是,已有许多学者^[26-29]在研究中指出,中国畜禽粪便中含有大量的Cu、Zn、Pb、Cd、As等重金属,若持续将畜禽粪便做有机肥还田,则有增加土壤重金属污染的风险^[30]。而畜禽粪便的能源化利用不失为一种有效途径^[25],比如中国山东、河北、河南、内蒙古等地区的年沼气生产潜力较大^[18,21],可以考虑在气候环境条件和农户社会经济条件适宜的前提下,重点发展沼气产业。

4 结论

(1)1978—2011年,中国畜禽粪便的产生量增加了1.35倍,至2011年达25.45亿t。中国畜禽粪便主要来源于牛、猪、羊和家禽粪便,其中牛粪便的氮磷贡献比例较高但呈下降趋势,猪和家禽的氮磷贡献率远远低于牛但却呈上升趋势。1978—2011年,中国畜禽粪便的氮、磷产生量和COD产生量均呈上升趋势,从1978年到2011年分别增加了1.39、1.66倍和0.91倍,至2011年分别达到1419.76万、247.98万t和2.33亿t。

(2)1978—2011年,由于中国的牛绝对养殖数量较大,因而各年份牛粪便的COD贡献率均超过90%,这使得中国畜禽粪便产沼气潜力也较大。2011年,中国畜禽粪便产沼气潜力为757.04亿m³,折合0.54亿标准煤,其中河南、四川、河北、山东和内蒙古5个地区的产沼气潜力相对较高。

(3)2011年中国大部分地区畜禽实际养殖量均超过了环境容量,氮、磷污染风险较高的地区主要为山东、北京、湖南、湖北、广东、广西、辽宁、天津、河北、福建、河南、海南等东部沿海经济发达省份,这些省份地区应该严格控制甚至缩小畜禽养殖规模,内蒙古、江西、四川、山西、西藏、陕西、青海、宁夏、甘肃和新疆等地区虽然还有适当扩大养殖规模的空间,但应注重提高畜禽粪便资源化利用率以减小潜在的

环境污染。

致谢:感谢西北农林科技大学外语系殷延军副教授在英文方面的指导。

参考文献:

- [1] Devendra C. Perspectives on animal production systems in Asia[J]. *Livestock Science*, 2007, 106(1):1-18.
- [2] Mallin M A, Cahoon L B. Industrialized animal production: A major source of nutrient and microbial pollution to aquatic ecosystems[J]. *Population and Environment*, 2003, 24(5):369-385.
- [3] 刘东, 马林, 王方浩, 等. 中国猪粪尿N产生量及其分布的研究[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(4):1591-1595.
LIU Dong, MA Lin, WANG Fang-hao, et al. Research on quantity and distribution of China pig manure N[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(4):1591-1595.
- [4] 董红敏, 朱志平, 黄宏坤, 等. 畜禽养殖业产污系数和排污系数计算方法[J]. 农业工程学报, 2011, 27(1):303-308.
DONG Hong-min, ZHU Zhi-ping, HUANG Hong-kun, et al. Pollutant generation coefficient and discharge coefficient in animal production[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2011, 27(1):303-308.
- [5] Carpenter S R. Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication [C]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2008, 105(32):11039-11040.
- [6] Paer W H, Huisman J. Blooms like it hot[J]. *Science*, 2008, 320(4):57-58.
- [7] Wang H, Liang X, Jiang P, et al. TN:TP ratio and planktivorous fish do not affect nutrient-chlorophyll relationships in shallow lakes[J]. *Freshwater Biology*, 2008, 53(5):935-944.
- [8] 国家环境保护总局自然生态保护司. 全国规模化畜禽养殖业污染情况调查及防治对策[M]. 北京:中国环境科学出版社, 2002:14-103.
Department of Nature Environmental Conservation, Ministry of Environment Protection of the People's Republic of China. The pollution investigation and prevention countermeasures on national large-scale live-stock and poultry breeding[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002:14-103.
- [9] Mishima S I, Kimura S D, Eguchi S, et al. Estimation of the amounts of livestock manure, rice straw, and rice straw compost applied to crops in Japan: A bottom-up analysis based on national survey data and comparison with the results from a top-down approach[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2012, 58(1):83-90.
- [10] Zervas G, Tsiplakou E. An assessment of GHG emissions from small ruminants in comparison with GHG emissions from large ruminants and monogastric livestock[J]. *Atmospheric Environment*, 2012, 49:13-23.
- [11] Arthur R, Baidoo M F. Harnessing methane generated from livestock manure in Ghana, Nigeria, Mali and Burkina Faso[J]. *Biomass & Bioenergy*, 2011, 35(11):4648-4656.
- [12] 林源, 马骥, 秦富. 中国畜禽粪便资源结构分布及发展展望[J]. 中国农学通报, 2012, 28(32):1-5.

- LIN Yuan, MA Ji, QIN Fu. The structure distribution and prospect of China manure resource[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2012, 28(32):1-5.
- [13] 李飞,董锁成.西部地区畜禽养殖污染负荷与资源化路径研究[J].资源科学,2011,33(11):2204-2211.
- LI Fei, DONG Suo-cheng. Pollution from livestock and poultry and its resource strategy in west China[J]. *Resources Science*, 2011, 33(11): 2204-2211.
- [14] 王方浩,马文奇,窦争霞,等.中国畜禽粪便产生量估算及环境效应[J].中国环境科学,2006,26(5):614-617.
- WANG Fang-hao, MA Wen-qi, DOU Zheng-xia, et al. The estimation of the production amount of animal manure and its environmental effect in China[J]. *China Environmental Science*, 2006, 26(5):614-617.
- [15] 许俊香,刘晓利,王方浩,等.中国畜禽粪尿磷素养分资源分布以及利用状况[J].河北农业大学学报,2005,28(4):5-9.
- XU Jun-xiang, LIU Xiao-li, WANG Fang-hao, et al. Phosphorus balance and environmental effect of animal production in China[J]. *Journal of Agricultural University of Hebei*, 2005, 28(4):5-9.
- [16] 李书田,刘荣乐,陕红.我国主要畜禽粪便养分含量及变化分析[J].农业环境科学学报,2009,28(1):179-184.
- LI Shu-tian, LIU Rong-le, SHAN Hong. Nutrient contents in main animal manures in China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(1):179-184.
- [17] 张绪美,董元华,王辉,等.中国畜禽养殖结构及其粪便N污染负荷特征分析[J].环境科学,2007,28(6):1311-1318.
- ZHANG Xu-mei, DONG Yuan-hua, WANG Hui, et al. Structure of livestock and variation of fecal nitrogen pollution load in China[J]. *Environmental Science*, 2007, 28(6):1311-1318.
- [18] 高定,陈同斌,刘斌,等.我国畜禽养殖业粪便污染风险与控制策略[J].地理研究,2006,25(2):311-319.
- GAO Ding, CHEN Tong-bin, LIU Bin, et al. Releases of pollutants from poultry manure in China and recommended strategies for the pollution prevention[J]. *Geographical Research*, 2006, 25(2):311-319.
- [19] 中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所,环境保护部南京环境科学研究所.第一次全国污染源普查畜禽养殖业源产排污系数手册[Z].2009.
- [20] 刘培芳,陈振楼,许世远,等.长江三角洲城郊畜禽粪便的污染负荷及其防治对策[J].长江流域资源与环境,2002,11(5):456-460.
- LIU Pei-fang, CHEN Zhen-lou, XU Shi-yuan, et al. Waste loading and treatment strategies on the excreta of domestic animals in the Yangtze Delta[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2002, 11 (5):456-460.
- [21] 耿维,胡林,崔建宇,等.中国区域畜禽粪便能源潜力及总量控制研究[J].农业工程学报,2013,29(1):171-179.
- GENG Wei, HU Lin, CUI Jian-yu, et al. Biogas energy potential for livestock manure and gross control of animal feeding in region level of China[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2013, 29(1):171-179.
- [22] 中华人民共和国国土资源部.2011中国国土资源公报[EB/OL].
http://www.mlr.gov.cn/xwdt/jrxw/201205/t20120510_1095413.htm
- [23] 中华人民共和国国土资源部.2011年度全国土地变更调查数据发布[EB/OL]
http://www.mlr.gov.cn/xwdt/jrxw/201212/t20121213_1165052.htm
- [24] 田宜水.中国规模化养殖场畜禽粪便资源沼气生产潜力评价[J].农业工程学报,2012,28(8):230-234.
- TIAN Yi-shui. Potential assessment on biogas production by using livestock manure of large-scale farm in China[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2012, 28(8):230-234.
- [25] 李文哲,徐名汉,李晶宇.畜禽养殖废弃物资源化利用技术发展分析[J].农业机械学报,2013,44(5):135-142.
- LI Wen-zhe, XU Ming-han, LI Jing-yu. Prospect of resource utilization of animal wastes[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2013, 44(5):135-142.
- [26] JIANG X J, DONG R F, ZHAO R M. Meat products and soil pollution caused by livestock and poultry feed additive in Liaoning, China[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2011, 23(Suppl):S135-S137.
- [27] LI Y X, XIONG X, LIN C Y, et al. Cadmium in animal production and its potential hazard on Beijing and Fuxin farmlands[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 177(1-3):475-480.
- [28] ZHANG F S, LI Y X, YANG M, et al. Content of heavy metals in animal feeds and manures from farms of different scales in Northeast China[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2012, 9(8):2658-2668.
- [29] 单英杰,章明奎.不同来源畜禽粪的养分和污染物组成[J].中国生态农业学报,2012,20(1):80-86.
- SHAN Ying-jie, ZHANG Ming-kui. Contents of nutrient elements and pollutants in different sources of animal manures[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2012, 20(1):80-86.
- [30] LUO L, MA Y B, ZHANG S Z, et al. An inventory of trace element inputs to agricultural soils in China[J]. *Journal of Environmental Management*, 2009, 90(8):2524-2530.