

北京地区 2003 ~ 2007 年人类活动氮累积状况研究

韩玉国¹, 李叙勇^{1*}, 南哲¹, 李波²

(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. 北京市水文总站, 北京 100089)

摘要: 人类活动引起的生态系统的氮输入和累积对区域环境特别是水环境有着潜在的重要影响. 引入人类活动净氮累积的概念(net anthropogenic nitrogen accumulation, NANA), 将 NANA 定义为人类活动氮的输入和输出之差, 它是通过大气沉降、肥料应用、人类食物和动物饲料、氮固定和河流的累积这五项来计算的. 研究发现, 北京市 NANA 值从 2003 年的 12 557 kg·(km²·a)⁻¹ 下降到 2007 年的 11 606 kg·(km²·a)⁻¹, 其年累积量是其他国家有关研究区域的 2~6 倍左右, 且 NANA 的分布情况与人口分布及土地利用类型分布密切相关, NANA 的变化主要与人口密度和肥料施用量相关. 对整个北京地区而言, 大气沉降氮是 NANA 最主要的来源, 占总 NANA 的 51%, 其次为氮肥的施用 37.4% 和净人类食物和动物饲料的氮累积 16.6%. 人口密度和肥料应用量是影响 NANA 变化的主要因素, 累积下来的氮元素主要分布在土壤、河流水系、动植物体内和大气中, 通过对氮元素的来源和扩散途径的控制可以有效抑制氮元素对环境的影响.

关键词: 人类活动; 氮累积; 大气沉降; 氮肥应用; 食物产品; 氮固定

中图分类号: X171 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)06-1537-09

Net Anthropogenic Nitrogen Accumulation in the Beijing Metropolitan Region in 2003 to 2007

HAN Yu-guo¹, LI Xu-yong¹, NAN Zhe¹, LI Bo²

(1. State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 2. Beijing Hydrologic Center, Beijing 100089, China)

Abstract: Nitrogen input and accumulation caused by human activities potentially influences the regional environment, especially the water environment. This paper introduces the concept of "net anthropogenic nitrogen accumulation", NANA and defines it as the difference between N input and N output caused by human activities, which are estimated from the accumulation in atmospheric N deposition, N fertilizer use, N accumulation of human food and animal feed, N fixation and riverine N accumulation. It is found in the study that NANA in Beijing has a downward trend from 12 557 kg·(km²·a)⁻¹ in 2003 to 11 606 kg·(km²·a)⁻¹ in 2007, but still 2-5 times that of other countries. The distribution of NANA is closely associated with the population distribution and land use type. The change of NANA is mainly related to the population density and the amount of applied fertilizer. As to the whole Beijing area, atmospheric N deposition is the largest source of N, accounting for 51% of NANA, which is followed by fertilizer use of 37.4% and human food and animal feed of 16.6%. The population density and the amount of applied fertilizer are main factors affecting NANA. The accumulated N is mainly distributed in soil, water system, body of animal and plant as well as the atmosphere. The effect of N on the environment can be effectively prevented by controlling the sources and proliferation of N.

Key words: anthropogenic; nitrogen accumulation; atmospheric deposition; nitrogen fertilizer use; food production; nitrogen fixation

氮是地球上生物生长的重要要素之一. 越来越多的研究证明, 人类活动对地圈与生物圈的氮循环影响巨大, 为此带来了诸如温室效应的加剧^[1~3]、水体富营养化等诸多环境问题^[4~6], 而这些环境问题产生的关键在于氮元素或含氮化合物直接或间接的对某一领(区)域的介入. 对此国内外学者进行了大量研究, 1996 年 Jordan^[7] 首次提出了净人类活动氮输入(net anthropogenic nitrogen input, NANI)的概念, 指出 NANI 是流域生态系统中肥料、固氮作物与大气沉降输入的氮总量与食物和饲料中输出的氮量的差值^[8]; McIsaac 等^[9] 研究表明, NANI 对流域氮通量的影响更为敏感, NANI 微小的变化可能会导致河流中氮含量的较大改变, 因此, 生态系统净输入

的考虑对研究养分污染具有更直接的意义. 然而, 对于一个特定的区域, 与氮元素相关的环境问题, 仅仅考虑输入或输出还远远不够, 真正累积在这个区域的氮元素及其相关的化合物才是造成该区域环境问题的关键. 为此, 本研究引入氮累积的概念(net anthropogenic nitrogen accumulation, NANA), 认为人类活动氮的输入和输出之差就是净积累, NANA 是研究区域氮元素污染问题的基础, 也是研究氮元素

收稿日期: 2010-07-05; 修订日期: 2010-08-19

基金项目: 国家自然科学基金项目(40971271); 国家重点基础研究发展规划(973)项目(2009CB421104); 城市与区域生态国家重点实验室自主项目(SKLU2008-1-05)

作者简介: 韩玉国(1979~), 男, 博士后, 主要研究方向为水土保持与面源污染, E-mail: kuguoguo@gmail.com

* 通讯联系人, E-mail: xyli@rcees.ac.cn

相关环境问题的关键。

北京是世界上人口高度密集的城市之一,人口的快速增长和城市化的迅速发展带来了诸多环境问题^[10],研究以北京为代表的人口高密地区的氮累积状况具有很重要的意义,它不仅可以从侧面解答北京氮元素污染的相关问题,同时也为从源头防治氮元素污染提供了一定的理论基础.为此,本研究主要进行如下两方面的分析:①北京市 NANA 的空间分布和时间动态;②NANA 的组成及影响因素。

1 材料与方法

1.1 研究区域

北京市中心位于北纬 39°56′ 东经 116°20′,共包括 16 个行政区和 2 个郊区县,其中 39% 的区域是平原,61% 的区域为山区.本研究以北京市的行政区界为基础,将北京的城八区(东城区、西城区、崇文区、宣武区、朝阳区、丰台区、海淀区和景山区)划分为一个一级研究单元,即城区研究单元;其它的 8 个行政区(怀柔区、昌平区、顺义区、平谷区、门头沟区、通州区、房山区和大兴区)和 2 个

郊区县(延庆县和密云县),以各自的行政区边界为界定义为一级研究单元,因此共计 11 个一级研究单元.在城区研究单元内,以城区内 8 个区的行政边界为界,定义为次级研究单元;其它 10 个一级研究单元内,均以对应研究单元内的乡镇边界为界,定义为次级研究单元,因此总共有 164 个次级研究单元,具体研究区域的划分和区域土地人口特性分别见图 1 和表 1.



图 1 北京地区研究单元分布

Fig. 1 Research units of Beijing metropolitan region

表 1 北京地区的土地和人口特征¹⁾

Table 1 Land and population characteristics of Beijing metropolitan region

单元	面积/km ²	人口×10 ⁴ /人	土地利用/%				
			农业用地	森林用地	草地	发展用地	其他用地
城区	1 368.30	1 012.30	19.17	13.74	2.03	59.50	5.56
延庆	1 993.80	28.60	20.05	62.99	7.12	6.43	3.41
怀柔	2 122.60	31.60	12.48	60.82	18.47	5.46	2.79
密云	2 229.50	44.90	19.09	49.30	14.90	6.64	10.07
昌平	1 343.50	89.60	19.41	47.83	3.69	24.75	4.33
顺义	1 019.90	73.60	48.67	8.31	6.21	27.94	8.88
平谷	950.10	42.40	37.42	34.56	11.14	12.10	4.78
门头沟	1 450.70	27.00	3.94	70.05	18.21	6.28	1.52
通州	906.30	96.50	53.39	5.67	1.04	28.29	11.62
房山	1 989.50	88.70	20.69	36.62	21.87	16.70	4.12
大兴	1 036.30	97.80	57.16	5.39	3.23	27.35	6.87

1) 按照一级研究单元表示;2008 年的人口数据;2007 年的土地利用数据

1.2 NANA 的计算方法

研究中以每个研究单元为基础,计算氮的净输入与输出,见图 2.其中包括大气沉降氮,肥料使用氮,人类食品和动物饲料氮,农业及森林生物固氮,河流的氮的累积.污水处理因为不是新的氮输入的来源,而只是氮的重新分配或回收,因此在本研究中不予考虑。

1.2.1 大气沉降氮

大气沉降氮对自然生态系统具有重要的意义,本研究中考虑大气的干沉降和湿沉降作为大气沉降

的总输入.文献[11,12]等通过对北京 1998~2004 年间的研究表明,北京市大气氮沉降年变化不大,其研究结果通过计算得出北京市城区大气沉降值为 5 730 kg·(km²·a)⁻¹,北京市其它区域,即郊区和远郊区的大气沉降数值为 5 940 kg·(km²·a)⁻¹,为此本研究中,对于不同年份的大气沉降的数据采用恒定值.因为农业施肥存在挥发而成为大气氮沉降,因此为了避免氮累积的重复计算,本研究的计算中将此部分氮元素在氮肥施用的计算部分去除掉。

1.2.2 氮肥的施用

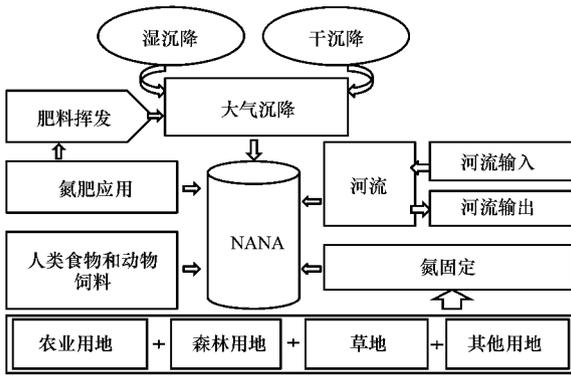


图2 NANA的组成和来源

Fig. 2 Compositions and sources of NANA

在目前的农业生产管理方式中,主要是通过施用大量的肥料来提高作物产量,为此农业氮肥的施用就是氮累积的另一个重要来源. 每种含氮肥料,在去除挥发量后,根据施用量,通过含量和分子量折纯成氮的质量,具体为:尿素含 46%,硝酸铵含 35%,尿素和硝酸铵含 17%,无水氨含 82.3%,其他混合肥含 12.8%.

同时去除掉进入大气沉降中的部分氮,根据 Battye 等^[13]的研究,氮的挥发而成为大气沉降的量按照质量比为:15.0%的尿素、2.0%硝酸铵、2.5%的尿素和硝酸铵的混合肥、2%的其他混合肥来计算,各个研究单元中应用肥料的数据来源于北京市各个郊区县区的统计局,数据为乡镇一级的北京市 2003 ~ 2007 年的肥料统计数据,通过质量与挥发百分数计算并扣除这部分内容.

1.2.3 净人类食物和动物饲料的氮累积

人类和动物的生存需要大量的食物或饲料,因此净人类食物和动物饲料的氮也是 NANA 的重要组成部分. 人类食物和动物饲料与农产品是密不可分的,计算中采用 Jordan 等^[7]的方法来估算这一项,其算法为:净人类食物和动物饲料的氮累积 = 人类食物和动物饲料的氮 - (供人类食用的动物产品的氮 + 作物产量的氮).

(1) 食物和饲料消费

设氮在人体内不积累(人体内只存在氮的新旧更替),也就是人类摄入的氮完全被排泄出来. 根据武淑华^[14]的研究,我国人均年消耗食物的含氮量为 4.39 kg,动物消耗的食物含氮量是每个个体排泄物和其本身质量增加两项含氮量之和. 动物本身的质量增加的氮的百分数来源于 Van Horn^[15]的研究成果,具体见表 2.

表2 单个动物或人的 N 消费和消耗

类型	消耗的氮产品量/kg·a ⁻¹	排泄的百分数/%	消费量氮产品总量/kg·a ⁻¹	动物产品/kg·a ⁻¹
猪	11.51	69	16.68	5.17
马和牛	48.79	89	54.82	6.03
鸡	0.37	65	0.57	0.20
鸭	0.41	65	0.63	0.22
羊	5.75	84	6.85	1.10
人	4.39	100	4.39	0

(2) 作物产量

研究中选择了大白菜和 20 种主要农作物的氮含量作为作物氮来源的计算依据(表 3)^[16]. 由于不同蔬菜含氮量略有不同,采用大白菜代表所有的蔬菜,而其他 20 种农作物基本涵盖了北京市的所有农产品,用不同作物的含氮量与其产量相乘就是其最后的含氮量,其作物产量的数据来源于北京市各个区县统计局和农村工作委员会.

表3 主要农作物产品的氮含量

Table 3 N content of agricultural crop production

作物类型	氮含量/g·kg ⁻¹	作物类型	氮含量/g·kg ⁻¹
玉米	14.08	葡萄	16.64
小麦	17.92	桃子	19.36
大豆	56.16	梨	3.2
水稻	11.84	柿子	6.72
谷子	14.4	杏	0.32
高粱	0.8	核桃	23.84
花生	0.8	杏仁	39.52
马铃薯	0.48	枣	5.12
板栗	0.64	山楂	6.88
苹果	1.44	蔬菜	2.72

(3) 动物产品

动物产品包括肉类、牛奶、鸡蛋等. 通过动物摄入的饲料的氮减去动物排泄物的含氮量作为动物产品的含氮量的值,见表 2. 根据 Van Horn^[15]的研究成果,假定因为变质或者其他原因引起的不能食用的食物为总产量的 10% 计算.

1.2.4 氮固定

空气中含有大量的氮,农作物和树木等绿色植物通过生物固氮作用将其固定在植物体内. 文献[17,18]对不同土地利用类型的固氮量进行了研究,认为豆类植物固氮量约为 14000 kg·(km²·a)⁻¹,其他类型的农业用地固氮量约为 500 kg·(km²·a)⁻¹,森林用地固氮量约为 1000 kg·(km²·a)⁻¹,草地固氮量约为 1500 kg·(km²·a)⁻¹,其他类型的土地利用类型固氮量约为 100 kg·(km²·a)⁻¹. 本研究固氮量的计算就以不

同研究单元内土地利用类型与其固氮量相乘来计算氮固定的输入量。

1.2.5 河流的氮累积

北京市有大清河、永定河、北运河、蓟运河和潮白河五大水系^[19,20]。河流氮积累的量以河流进出口的水流量与其氮浓度相乘的差值来计算,即“河流的氮累积 = 进口处河水的浓度 × 流量 - 出口处河水

的浓度 × 流量”。由于水质的监测系统的限制,只有 3 a 的监测数据,即 2006 ~ 2008 年可用。本研究得到的水质和水量的数据来源于北京市水务局^[21~23](表 4)。通过用河流氮累积公式的计算,得到了不同流域河流氮累积的数值,见表 4。河流氮的累积量年变化不大,所以本研究取其平均值,作为河流氮的年累积量。

表 4 河流的氮累积¹⁾
Table 4 Riverine N accumulation

年份	氮	大清河	永定河	北运河	蓟运河	潮白河	氮年总量
2006	输入 × 10 ⁵ /kg	1.84	11.23	0	0.04	11.28	
	输出 × 10 ⁵ /kg	0.17	0	138.99	8.81	0	
	累积 × 10 ⁵ /kg	+1.67	+11.23	-138.99	-8.77	+11.28	-123.58
2007	输入 × 10 ⁵ /kg	1.51	10.92	0	0.04	8.94	
	输出 × 10 ⁵ /kg	0.55	0	178.15	10.68	0	
	累积 × 10 ⁵ /kg	+0.96	+10.92	-178.15	-10.64	+8.94	-167.98
2008	输入 × 10 ⁵ /kg	2.08	10.26	0	0.25	13.07	
	输出 × 10 ⁵ /kg	4.20	0	178.29	7.12	0	
	累积 × 10 ⁵ /kg	-2.12	+10.26	-178.29	-6.87	+13.07	-163.94
	面积/km ⁻²	2 219	3 168	4 423	1 377	5 613	16 800
	平均/kg·(km ² ·a) ⁻¹	+8	+341	-3 734	-636	+198	-904

1) 北京市流域边界与乡镇边界不重叠,因此,可以通过每个流域单位面积的氮量计算,通过每个村庄所属流域的对应值进行分配;“+”表示氮输入,“-”表示氮输出

1.3 数据的来源与分析

1.3.1 数据的来源

本研究计算使用的统计数据来源于北京市统计局及各个区县统计局 2003 ~ 2007 年这 5 a 的数据。土地覆盖数据是来自于北京市国土资源局和人对卫星图像的研究结果,河流水质水量的数据来源于北京市水务局。

1.3.2 计算与分析方法

本研究计算以 164 个次研究单元为基础进行分别计算,河流净氮累积按不同的研究单元所在的流域进行加权平均来计算。总 NANA 通过大气沉降氮、氮肥的施用、净人类食物和动物饲料的氮累积、氮固定和河流的氮累积这 5 项相加得出。主要使用了 Excel 2007 和 SPSS 进行了统计数据的分析与计算,使用了 ArcInfo 9.2 (ESRI Inc.) 地理信息系统进行了数据的空间分析与矢量化。

2 结果与分析

2.1 NANA 的分布

2.1.1 NANA 的空间分布

从图 3 2003 ~ 2007 年的 NANA 分布来看,北京市氮累积量较高的地区是城区中心的东城、西城、崇

文、宣武。如果用一根顺时针 45° 的斜线将北京市分为两部分,可以看出,北京市的东南部氮累积明显高于西北部。从一级研究单元分析,每个研究单元内氮累积也不均一,以西北部的延庆县为例,NANA 从中心内的一个区域向四周逐步递减,其中心区域正是区政府所在地,是此县内人口最密集的地区;在其他区内,NANA 较大的区域也集中在区政府和人口集中的卫星城市。从图 3 中的不同年份 NANA 的分布图与土地利用分布图对比,可以发现二者具有很强的相似性。北京市西北部主要是为森林所覆盖,那里 NANA 的值相对较小;东南部主要为农业用地和发展土地,所以其 NANA 的值相对较大,这是因为农业氮肥的应用是 NANA 的一个重要来源,且发展用地主要是人口相对密集的区域,其人类食物和动物饲料的氮输入较大,所以其 NANA 也比较大。为此,NANA 的分布情况与人口分布及土地利用类型分布密切相关是北京地区 NANA 累积的一个重要特点。

2.1.2 2003 ~ 2007 年中 NANA 的时间变化

对于整个北京地区而言,2003 ~ 2007 年其 NANA 的平均值呈现下降趋势,从 2003 年的 12 557 kg·(km²·a)⁻¹ 下降到 2007 年的 11 606 kg·(km²·a)⁻¹,见图 3 和表 5。从 11 个研究单元看,NANA 增加的区域

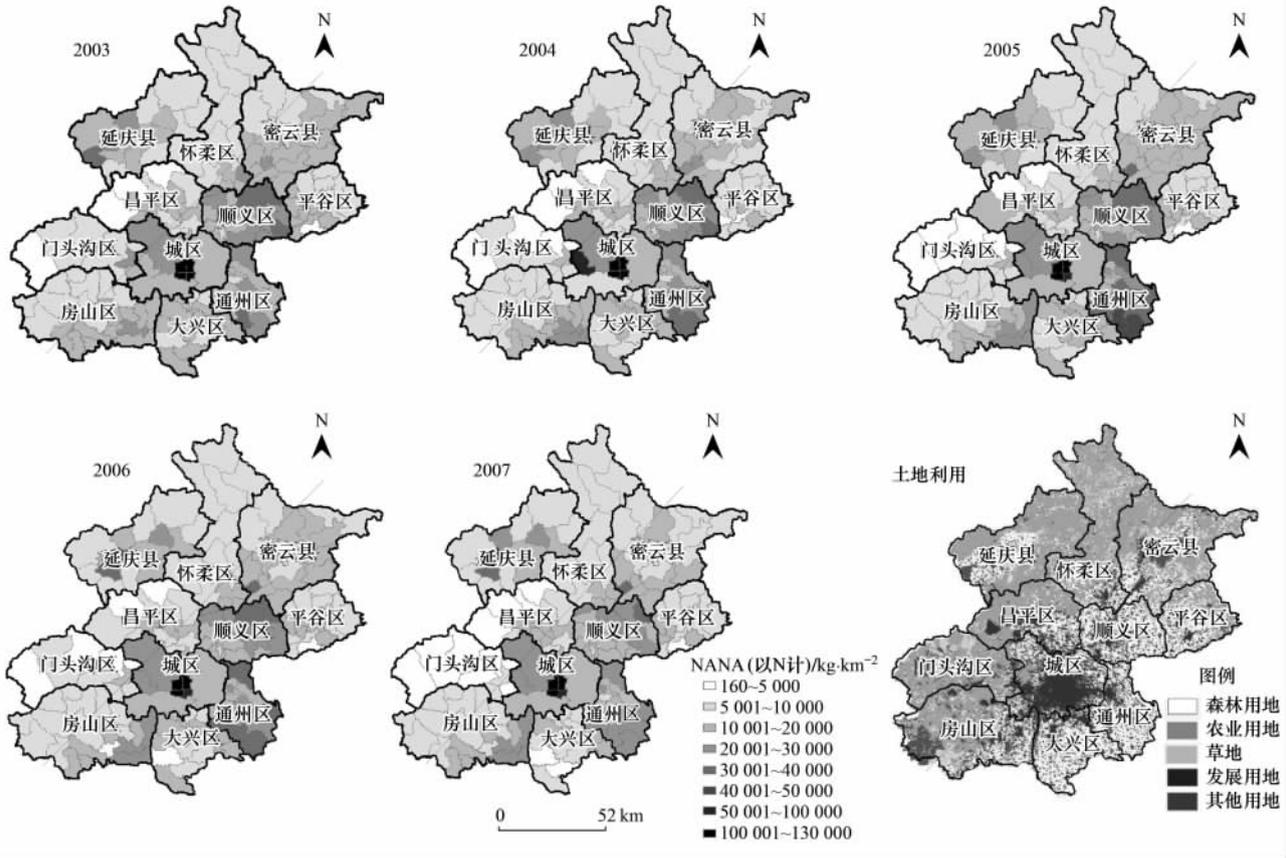


图3 北京市过去5 a 的 NANA 的变化和 2007 年土地利用分布示意

Fig. 3 NANA over the past 5 years and land use in 2007

表5 不同年份的 NANA

Table 5 NANA in different year

一级研究单元	NANA/ kg·(km ² ·a) ⁻¹						平均	2007 年与 2003 年之差
	2003 年	2004 年	2005 年	2006 年	2007 年			
城区	24 671	24 849	24 991	25 413	25 787	25 142	1 115	
延庆	12 495	12 542	12 102	11 723	12 510	12 275	15	
怀柔	8 260	7 605	7 533	7 445	7 650	7 699	-610	
密云	10 408	10 366	11 254	10 348	9 817	10 439	-591	
昌平	7 657	6 902	9 188	8 120	7 078	7 789	-579	
顺义	24 080	23 244	21 756	22 363	20 256	22 340	-3 824	
平谷	10 115	8 286	8 435	7 938	7 757	8 506	-2 358	
门头沟	6 735	5 094	4 605	4 708	4 019	5 032	-2 716	
通州	20 623	22 388	23 205	26 993	21 140	22 870	518	
房山	10 741	11 516	11 405	10 693	10 632	10 997	-109	
大兴	11 873	11 947	10 680	10 015	8 031	10 509	-3 842	
平均	12 557	12 323	12 309	12 269	11 606	12 213	-951	

主要有城区、延庆和通州,其他研究区域均呈现下降趋势。NANA 下降较大的依次为大兴、顺义和门头沟,分别降低3 842、3 824和2 716 kg·(km²·a)⁻¹。

2.2 NANA 的组成分析

研究以 2007 年的数据为例,对 NANA 的组成进行分析,见表 6。对于整个北京地区的平均值来说,大

气沉降氮是 NANA 最主要的来源,占总 NANA 量的 51%,其次依次为氮肥的施用、净人类食物和动物饲料的氮累积、河流的氮累积和氮固定带来的氮累积。对于城区研究单元,肥料施用比例仅为 0.004,而净人类食物和动物饲料的氮累积才是这个单元 NANA 的最主要来源,占总城区 NANA 组成的 91.9%;顺义、

通州和大兴 3 个研究单元由于其农业用地较多,因而农业施用的氮是它们 NANA 的最主要来源,其次是大

气沉降;除此而外的其他 7 个研究区域均为大气沉降为最主要来源,含氮肥料应用为第二来源.

表 6 2007 年 NANA 的组成分析
Table 6 Composition of NANA in 2007

一级研究单元	大气沉降 氮 N $/\text{kg}\cdot(\text{km}^2\cdot\text{a})^{-1}$	与当年 NANA 比 值/%	氮肥的施用 $/\text{kg}\cdot(\text{km}^2\cdot\text{a})^{-1}$	与当年 NANA 比 值/%	净人类食物和 动物饲料的 氮累积 $/\text{kg}\cdot(\text{km}^2\cdot\text{a})^{-1}$	与当年 NANA 比 值/%	氮固定 $/\text{kg}\cdot(\text{km}^2\cdot\text{a})^{-1}$	与当年 NANA 比 值/%	河流的 氮累积 $/\text{kg}\cdot(\text{km}^2\cdot\text{a})^{-1}$	与当年 NANA 比 值/%
城区	5 730	22.2			23 698	91.9	103	0.4	-3 739	-14.5
延庆	5 940	47.5	5 042	40.3	651	5.2	538	4.3	338	2.7
怀柔	5 940	77.6	1 087	14.2	15	0.2	413	5.4	199	2.6
密云	5 940	60.5	2 111	21.5	1 129	11.5	442	4.5	196	2.0
昌平	5 940	83.9	2 343	33.1	2 180	30.8	354	5.0	-3737	-52.8
顺义	5 940	29.3	13 916	68.7	-122	-0.6	324	1.6	203	1.0
平谷	5 940	76.6	2 250	29.0	-272	-3.5	473	6.1	-636	-8.2
门头沟	5 940	147.8	518	12.9	-3 195	-79.5	414	10.3	342	8.5
通州	5 940	28.1	19 428	91.9	-867	-4.1	381	1.8	-3742	-17.7
房山	5 940	55.8	4 433	41.7	-85	-0.8	340	3.2	11	0.1
大兴	5 940	74.0	7 059	87.9	-1 574	-19.6	337	4.2	-3734	-46.5
平均	5 919	51.0	4 341	37.4	1 927	16.6	383	3.3	-963	-8.3

3 讨论

3.1 NANA 的组成的变化及原因讨论

为了分析 2003 ~ 2007 年间 NANA 的组成变化,对 2003 年和 2007 年的 NANA 的组成进行了对比分析(图 4). 对于整个北京地区的平均值来说,虽然其组成各个部分所占比例变化不大,但年际间 NANA 值的却有明显的降低. 从 NANA 的计算方法可知,本研究中大气沉降氮和河流的氮累积使用的是常值;氮固定主要与土地类型有关,且 5 a 内因土地利用类型变化而引起的此项值变化在 0.001% ~ 0.02% 左右,因此本项对于总 NANA 的变化影响很小;对于净人类食物和动物饲料的氮累积,随着北京市的发展,过去 5 a 北京市各个区县人口均呈现明显上升趋势,就整个北京地区来说人口增加了 7.1%,因此这项会导致 NANA 的增加;然而,在过

去 5 a 北京地区平均 NANA 的值呈现降低的趋势(表 5),其降低的主要原因必然是氮肥施用量这项的降低导致的,而氮肥施用量的降低,说明北京市农业生产正趋于生态化,生态农业思想正深入人心,这一点在 NANA 的组成和其变化分析中也可看出. 对于城区研究单元而言,由于其农业施用肥料对 NANA 的贡献较小,城市人口的剧增才是导致其 NANA 增加的主要原因. 对于 11 个一级研究单元而言,其组成变化较明显的单项为“净人类食物和动物饲料的氮累积”,因为其与人口数目和当地当年的农业生产密切相关,其变化主要体现在一个区域内粮食的进口与出口状况. 其中“平谷、门头沟、大兴和房山”4 个研究区的 NANA 组成变化相对较大. 对于本研究,因为大气沉降氮和河流的氮累积采用的为常值,所以它们在 NANA 中比例的变化主要是由于 NANA 值的变化所引起的.

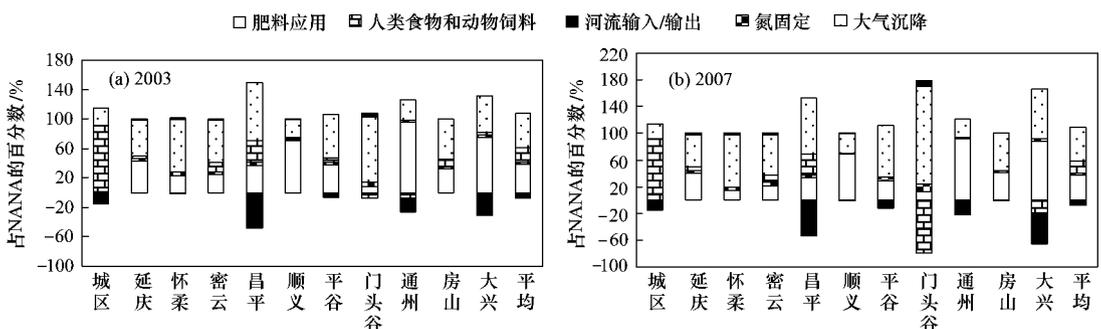


图 4 2003 与 2007 年 NANA 组成分析

Fig. 4 Compositional analysis of NANA in 2003 and 2007

3.2 NANA 的变化及其主要影响因素的分析与讨论

从前面的研究中可知北京地区 NANA 的变化主要是与肥料应用的氮和净人类食物和动物饲料的氮累积这两项的变化有关,对应的肥料施用的氮与总的施用肥料量有关,净人类食物和动物饲料的氮累积主要与人口密度有关.为此,选择了人口密度和肥料施用量 2 个参数作为 NANA 的主要影响因素进行分析,并与 NANA 进行了逐步线性回归分析,见表 7.

表 7 逐步线性回归分析
Table 7 Stepwise linear regression

项目	系数	R^2	F	p
常数	11 087. 189	0. 818	3 692. 807	0. 00
人口密度	4. 010			
常数	6 618. 387	0. 931	5 567. 425	0. 00
人口密度	4. 207			
肥料应用量	8. 735			

经方差分析 $p = 0.000$ 按 $p = 0.05$ 水平认为 y (NANA) 与 x_1 (人口密度) 和 x_2 (肥料应用量) 之间有直线关系. 人口密度是 NANA 最主要的影响因素,其 $R^2 = 0.818$; 其次是肥料应用量. 采用人口密度和肥料应用量 2 个因素对 NANA 进行线性分析,其 R^2 可达 0.931, 此项分析可为 NANA 的预报与趋势分析提供依据.

3.3 与其他国家的累积状况的比较

为了进一步讨论北京市氮累积的状况,通过文献整理,对世界上其他国家和地区的 NANA 进行了分析计算,见表 8. 从表 8 可见,美国、澳大利亚和西欧等国家和地区的 NANA 值在 2 040 ~ 6 820 $\text{kg} \cdot (\text{km}^2 \cdot \text{a})^{-1}$, 而在北京平均值达到了 12 213 $\text{kg} \cdot (\text{km}^2 \cdot \text{a})^{-1}$, 是其他国家和地区的 2 ~ 6 倍左右,在北京市中心 4 个城区的氮累积量较高,然而实际情况是大量的氮在被累积的同时通过排污系统进行了区域的重新分配,只是在本研究中未予考虑,因此出现了这种情况.

表 8 与世界其他国家和地区 NANA 的比较

Table 8 NANA studies conducted in other parts of the world

地点	NANA/ $\text{g} \cdot (\text{km}^2 \cdot \text{a})^{-1}$	文献
波托马克上游,美国	3 170	[24]
佐治亚州,美国	4 850	[25]
斯凯尔特河,法国,荷兰	6 820	[26]
瑞其蒙流域,澳大利亚	2 040	[27]
北京,中国	13 251	本研究

随着农业化肥使用的减少,由于人口增加而引起的氮累积的增长将日益严重. 人口的快速上升,导

致生活环境恶化,因而带来了一系列环境问题. 只有消除各城市之间发展不平衡的问题,才是根本解决超大城市环境污染的最好良方,然而这并非短时间内能够解决.

3.4 氮元素累积的存在形式与可能产生的环境问题及对策

3.4.1 氮元素累积的存在形式及可能产生的环境问题

氮元素是重要的环境污染因子,如此大量的氮元素年复一年地累积势必会造成严重的环境问题. 至于它们的去向,笔者根据前人的研究成果认为累积下来的氮元素的去向主要有以下 4 种.

首先,没有氮元素动物或者植物不可能存活,因此一部分氮元素累积在了动物或者植物的体内,这是氮元素的一个重要累积方式. 还没有被人类吃掉的动物势必会在其逐渐生长过程中累积一部分氮元素在其体内,而对于植物,譬如树叶、秸秆等非食物性干物质中也累积了部分氮元素,此部分氮元素被累积后,相对稳定,对环境的影响相对较小.

其次,氮元素的一部分累积在土壤中. 每年施用在土壤里的氮元素,其被植物吸收的不足 50%, 因此有大量的氮累积在其中,并带来了诸如土壤板结等众多环境问题^[28]. 累积在土壤表面或者土壤中的氮元素不仅恶化了土壤条件,还为氮元素污染水体提供了条件.

第三,氮元素的一部分累积在地下水中. 氮元素累积在土壤中,通过深层渗漏和地表径流进入到水体,累积在水体中. 人类的排泄物通过排污系统将氮元素带入了河流,最终使氮元素累积在地下水和河流中,导致了河流或水体的富营养化,从而导致水体失去了其生态功能,水生动植物大量死亡.

第四,通过反硝化作用进入大气,从而加重了温室效应. 施用在土壤中的肥料是最主要的释放 NO 和 N_2O 的来源,众多研究已经证明了其造成了温室效应的加剧,从而更加恶化了环境^[29].

3.4.2 氮元素累积污染问题对策

(1) 控制氮元素污染的来源

首先,合理进行城市规划,这将可以从人口角度对氮元素污染起到明显的调控作用. 合理的城市规划,包括人口居住、公共交通等众多设施及相关机构的合理分配,其关键在于改变过分集中的集约型工作和生活方式,这一点并非短时间能够解决,需要长期的规划.

其次,科学合理施用化肥,重视有机肥的使用.

根据农田土壤特征、农作物生长状况、农作物对养分的吸收特性,安排施肥量、施肥方式和时间,重视有机肥的投入^[30]。

第三,农业废弃物如畜禽粪便、作物秸秆等,含有丰富的有机质和养分,直接弃入环境或焚烧引起的氮元素污染不可忽视^[31]。应用生物废弃物管理的思想,采取集中管理牲畜,减少农田地表水中的氮素流失。此外,作物残茬覆盖、秸秆还田对控制土壤侵蚀和养分流失,预防氮元素污染的发生都具有重要的现实意义。

(2) 控制氮元素的扩散途径

目前国内外较为有效的方法是通过生态工程控制扩散途径。在氮元素运移途径中通过滞留径流,增加入渗来减少径流等生态工程方法控制氮元素的扩散。许多国家都在试验开发缓冲带来控制氮元素污染,如美国的植被过滤带,英国的缓冲区。尹澄清等通过多年的试验研究^[32],发现多塘法能截留来自村庄和农田 N、P 污染负荷量达 94% 以上。修建沉沙池、渗滤池、集水设施和水处理设施,将工程措施、生物措施和蓄水保土相结合,可有效控制氮污染。

4 结 论

(1) 从 2003 ~ 2007 年,整个北京地区 NANA 的平均值呈现下降趋势,从 2003 年的 $12\ 557\ \text{kg}\cdot(\text{km}^2\cdot\text{a})^{-1}$ 下降到 2007 年的 $11\ 606\ \text{kg}\cdot(\text{km}^2\cdot\text{a})^{-1}$ 。北京市的东南部氮累积明显高于西北部,NANA 较大的区域集中在区政府和人口集中的卫星城市,其分布情况与人口分布及土地利用类型分布密切相关。NANA 的变化主要与人口密度和肥料施用量相关。

(2) 大气沉降氮是整个北京地区 NANA 的最主要来源,占总 NANA 的 51%,其次依次为氮肥的施用、净人类食物和动物饲料的氮累积、河流的氮累积和氮固定。2003 ~ 2007 年间,整个北京地区 NANA 的平均值达到了 $12\ 213\ \text{kg}\cdot(\text{km}^2\cdot\text{a})^{-1}$,是其他国家和地区 的 2 ~ 6 倍左右。NANA 主要分布在土壤、河流水系、动植物体内和大气中,通过对氮元素的来源和扩散途径的控制可以有效抑制氮元素对环境的影响。

参考文献:

- [1] Asadov D A. Strategy of healthcare reforms of world countries from the World Health Organization positionbl [J]. Uzbekiston Tibbiet Zhurnali, 2009, **3**: 47-51.
- [2] Asman W A H, Sutton M A, Schjorring J K. Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition [J]. New Phytologist, 1998, **139**: 27-48.
- [3] 陆书玉. 环境质量评价[M]. 北京: 高等教育出版社, 2001. 54-57.
- [4] Townsend M A, Young D P. Assessment of Nitrate-Nitrogen Distribution in Kansan Groundwater, 1990-1998 [J]. Natural Resources Research, 2000, **2**(9): 125-133.
- [5] Hewett C J M, Quinn P F, Heathwaite A L. A multi-scale framework for strategic management of diffuse pollution [J]. Environmental Modelling & Software, 2009, **24**(1): 74-85.
- [6] Chen L D, Fu B J, Zhang S R. A comparative study on nitrogen concentration dynamic in surface water in Heterogeneous Landscape [J]. Environmental Geology, 2002, **42**(4): 424-432.
- [7] Jordan T E, Weller D E. Human contributions to terrestrial nitrogen flux [J]. Bioscience, 1996, **46**: 655-664.
- [8] Van Breemen N. Where did all the nitrogen go? Fate of nitrogen inputs to large watersheds in the northeastern U. S. A. [J]. Biogeochemistry, 2002, **57**: 267-293.
- [9] McIsaac G F, David M B, Gertner G Z, Goolsby. Nitrate flux in the Mississippi River [J]. Nature, 2001, **414**: 166-167.
- [10] 张长敏. 北京城市建设的地质环境问题 [J]. 北京地质. 2005, **1**: 30-33.
- [11] 刘学军, 巨晓棠. 大气氮素沉降及其对生态系统的影响[A]. 见: 中国土壤学会. 第七次“土壤与环境”学术研讨会论文摘要[C]. 南京: 中国土壤学会, 2001. 37-38.
- [12] Liu X J, Ju X T, Zhang Y, et al. Nitrogen deposition in agroecosystems in the Beijing area [J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2006, **113**(4): 370-377.
- [13] Battye R, Battye W, Overcash C. Development and selection of ammonia emission factors[R]. Final Report prepared by EC/R Incorporated for EPA Atmospheric Research and Exposure Assessment Lab 1994; EPA Contract Number 68-D3-0034.
- [14] 武淑霞. 我国农村畜禽养殖业氮磷排放变化特征及其对农业面源污染的影响[D]. 北京: 中国农业科学院, 2005.
- [15] Van Horn H H. Factors affecting manure quantity, quality, and use [A]. In: Texas Animal Nutrition Council. Proceedings of the Mid-South Ruminant Nutrition Conference [C]. Dallas-Ft: Texas Animal Nutrition Council publication, 1998. 113-125.
- [16] 王光亚. 中国食物成分表[M]. 北京: 人民卫生出版社, 2003. 183.
- [17] Burns R C, Hardy R W F. Nitrogen fixation in bacteria and higher plants [J]. Soil Science, 1975, **122**: 126-135.
- [18] 窦新田. 生物固氮[M]. 北京: 农业出版社, 1989. 22.
- [19] 孙亚杰, 王清旭, 陆兆华. 城市化对北京市景观格局的影响 [J]. 应用生态学报, 2005, **16**(7): 1366-1369.
- [20] Yan P, Ma K M. Expanding process of urban areas at different scales: a case study in Beijing region [J]. Acta Ecologica Sinica, 2007, **27**: 2137-2144.
- [21] 北京市水务局. 北京市水资源公报[R]. 北京: 北京市水务局, 2006. 11.
- [22] 北京市水务局. 北京市水资源公报[R]. 北京: 北京市水务局, 2007. 11.

- [23] 北京市水务局. 北京市水资源公报[R]. 北京:北京市水务局, 2008. 13.
- [24] Jaworski N A, Goffman P M, Keller A A. A watershed nitrogen and phosphorous balance: The upper Potomac river basin [J]. *Estuaries*, 1992, **15**: 83-95.
- [25] Lowrance R R, Leonard R A, Asmussen L E. Nutrient budgets for agricultural watersheds in the southeastern coastal plain [J]. *Ecology*, 1985, **66**: 287-296.
- [26] Billen F, Somville M, Debecker E, *et al.* A nitrogen budget of the Scheldt hydrographical basin [J]. *Netherlands Journal of Sea Research*, 1985, **19**: 223-230.
- [27] Lester J, Mc K, Bradley D E. Nitrogen and phosphorus budgets for the sub-tropical Richmond River catchment, Australia [J]. *Biogeochemistry*, 2000, **50**: 207-239.
- [28] 朱兆良,文启孝. 中国土壤氮素[M]. 南京:江苏科学技术出版社, 1992. 267-287.
- [29] Schlesinger W H. On the fate of anthropogenic nitrogen [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2009, **106**(1): 203-208.
- [30] 韩秀娣. 最佳管理措施在非点源污染防治中的应用[J]. *上海环境科学*. 2000, **19**(3): 102-104.
- [31] 全为民, 严力蛟. 农业面源污染对水体富营养化的影响及其防治措施[J]. *生态学报*, 2002, **22**(3): 291-299.
- [32] 谢红梅,朱波. 农田非点源氮污染研究进展[J]. *生态环境*, 2003, **12**(3): 349-352.