

# 北京平原农区地下水硝态氮污染状况 及其影响因素研究\*

刘宏斌<sup>1,2</sup> 李志宏<sup>1,2</sup> 张云贵<sup>1,2</sup> 张维理<sup>1,2</sup> 林葆<sup>1,2</sup>

(1 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 北京 100081)

(2 农业部植物营养学重点开放实验室, 北京 100081)

**摘 要** 研究了北京市平原农区 4 种埋深地下水的硝态氮污染状况及影响因素。结果表明,北京市平原农区深层地下水硝态氮污染已不容乐观,浅层地下水污染尤为严重。145 眼深度在 120~200 m 的饮用井硝态氮含量最低,平均为  $5.16 \text{ mg L}^{-1}$ ,超标率( $\text{NO}_3^- - \text{N} > 10 \text{ mg L}^{-1}$ )和严重超标率( $\text{NO}_3^- - \text{N} > 20 \text{ mg L}^{-1}$ )分别为 13.8%和 6.9%;336 眼深度在 70~100 m 的农灌井硝态氮平均含量为  $5.98 \text{ mg L}^{-1}$ ,超标率和严重超标率分别为 24.1%和 8.6%;而 41 眼深度在 6~20 m 的手压井硝态氮平均含量达  $14.01 \text{ mg L}^{-1}$ ,超标率和严重超标率分别高达 46.3%和 31.7%;77 眼深度在 3~6 m 的浅层地下水质量最差,硝态氮含量平均为  $47.53 \text{ mg L}^{-1}$ ,超标率和严重超标率分别达 80.5%和 66.2%。远郊地下水质量明显优于近郊,其中饮用水超标率近郊为 38.7%,远郊为 3.0%;农灌水超标率近郊为 52.6%,远郊为 15.3%。地下水硝态氮污染在很大程度上受机井所处周边环境的影响,菜区特别是老菜区的地下水污染程度远远重于其他地区。140 眼粮田农灌井硝态氮平均含量为  $2.45 \text{ mg L}^{-1}$ ,超标率仅为 8.5%;而 189 眼菜田农灌井平均含量为  $8.66 \text{ mg L}^{-1}$ ,超标率高达 36.0%;26 个冬小麦夏玉米轮作粮田浅层地下水平均含量为  $18.02 \text{ mg L}^{-1}$ ,超标率为 55.4%,43 个保护地菜田浅层地下水样本平均含量为  $72.42 \text{ mg L}^{-1}$ ,超标率达 100%。综合本研究结果,北京市平原农区地下水中的硝态氮主要来源于地表淋溶,过量施用氮肥是地下水硝态氮污染的主要原因。

**关键词** 地下水;硝态氮;污染;平原农区;北京

中图分类号 X523 文献标识码 A

硝态氮污染地下水已成为近三十年来国际上普遍关注的问题。硝态氮本身对人体虽无直接危害,但被还原为亚硝态氮后却可诱发高铁血红蛋白症、消化系统癌症等疾病而威胁人体健康。对于以地下水作为主要水源的国家和地区来说,硝态氮污染的威胁更为严峻。据估算,法国、英国和德国分别有 800 000、850 000 和 2 500 000 人受到饮用水硝态氮污染的威胁<sup>[1]</sup>。为此,许多国家<sup>[2~5]</sup>先后于 20 世纪 80 至 90 年代开展了地下水硝态氮污染、影响因素及控制对策方面的研究,为有效控制地下水污染提供了解决途径。Overgaard 综合分析了丹麦 11 000 眼水井和 2 800 个饮用水监测站的硝态氮污染状况,结果表明,饮用水硝态氮含量超标机井所占比例为 8%,地下水硝态氮平均含量在过去的 20~30 a 中增加了 3 倍,而且还在以  $3.3 \text{ mg L}^{-1} \text{ a}^{-1}$  的速度在

增加<sup>[4]</sup>。Spalding 和 Exner 总结了全美 200 000 个监测数据,结果表明,地下水硝态氮含量与所处环境有着密切关系,灌溉、排水良好的集约化农区,地下水硝态氮污染风险较高,浅层地下水更容易受到污染<sup>[6]</sup>。

我国许多地区地下水质量也在不同程度上受到了硝态氮污染的威胁<sup>[7,8]</sup>,且呈现出日趋严重的发展态势。以兰州市马滩地区为例<sup>[8]</sup>,1965 年地下水硝态氮含量平均仅  $3.8 \text{ mg L}^{-1}$ ,1988 年增加到  $69.4 \text{ mg L}^{-1}$ ,年平均增加  $2.85 \text{ mg L}^{-1}$ 。但总的来看,我国在地下水硝态氮污染方面的工作基础尚较薄弱,全国尚无省级行政单元的系统研究,环境部门大多以城区为监测重点,对更易受到面源污染的农村地区缺乏足够重视,在采样布点、数量、监测内容方面也还不完备,对农区地下水硝态氮污染的影响因素及其来源也不明了。

\* 国家重点基础研究发展规划项目(2005CB121101)、国家科技攻关项目(2004BA520A13-8)和北京市自然科学基金项目(6052007)联合资助  
作者简介:刘宏斌(1970~),男,河北秦皇岛人,博士,副研究员,主要从事施肥与环境研究。Tel: 010-68918685; Fax: 010-68976900;

E-mail: hbliu@caas.ac.cn

收稿日期:2005-03-16;收到修改稿日期:2005-08-03

地下水是北京市最主要的饮用水源,担负着全市 70% 的供水任务<sup>(1)</sup>,京郊平原农村地区地下水不仅是城市居民用水的主要来源,也是农村生活用水的直接来源,地下水硝态氮污染将直接危害到全市人民的健康。为此,本研究以北京市平原农村地区为研究区域,在大量调查、取样、分析的基础上,试图摸清北京市平原农区地下水硝态氮污染现状,阐明农田利用类型和地下水埋藏深度对地下水硝态氮污染的影响,明确地下水硝态氮的来源,为在北京市乃至全国其他类似地区有效控制地下水硝态氮污染提供依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域概述

本次调查以北京市平原农村地区为研究区域。平原约占北京市面积的 41.5%,其含水层岩性由砂卵、砾石、砂组成,地下水蕴藏较丰富,水文地质条件主要受河流冲积扇控制。其中,潜水分布在山前冲积洪积扇的顶部及广大平原区的浅层,主要接受大气降雨入渗补给;承压水分布于平原浅水层以下,由潜水侧向径流及垂直越流补给,近年来由于过量开采,地下水位逐年下降,形成大面积漏斗区<sup>[9]</sup>。北京市属暖温带半湿润气候区,年平均降雨量 550~700 mm,年蒸发量 1 800~2 000 mm。平原农区灌水条件好,粮田年灌水量一般为 200~300 mm;菜田灌水量较高,一般在 1 000 mm 以上。

根据北京市农调队的统计数据<sup>(2)</sup>,截至 1999 年末,北京市耕地面积总计为 338 384 hm<sup>2</sup>,其中粮田和菜田面积分别为 240 510 hm<sup>2</sup>和 43 158 hm<sup>2</sup>,分别占全市耕地面积的 71.1%和 12.8%。冬小麦夏玉米 2 季轮作一直是北京市粮田主要种植制度,占全市耕地面积的 48%;春玉米其次,占 16%;水稻仅占 6%;露地菜田占菜田面积的 74.3%,保护地菜田占 26.7%,日光温室和塑料大棚是北京市保护地菜田的主要类型。

在根据统计数据和卫星遥感影像摸清全市平原农村作物总体布局的基础上,选择北京市平原农村地区代表性较强的居民区和粮食、蔬菜种植区为主要调查区域,采用均匀布点、局部加密的原则随机取样。调查区域覆盖京郊 13 个平原区县,近郊重点为

朝阳、海淀,远郊重点为大兴、顺义、通州、昌平等,如图 1 所示。

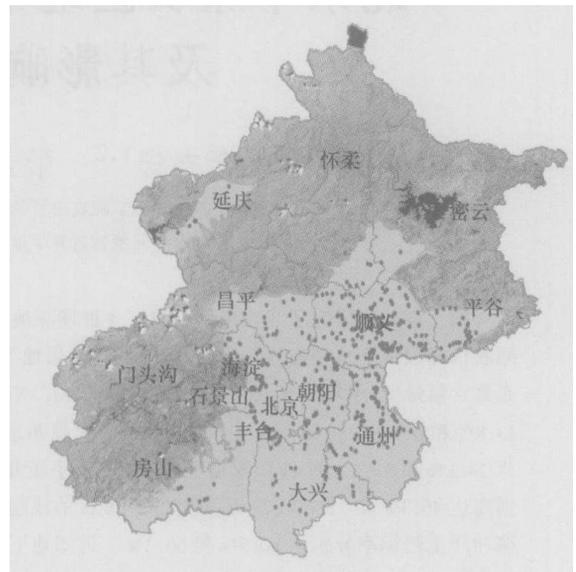


图 1 北京市平原农区地下水采样点位图

Fig. 1 Groundwater sampling sites in the rural region of Beijing Plain

### 1.2 地下水类型的划分

本研究依据地下水利用类型和地下水深度将其划分为饮用水、农灌水、手压水和浅层地下水四类。从 4 种地下水深度来看,饮用水井最深,一般在 120~200 m;农灌水井其次,一般在 70~100 m;手压水井较浅,多在 6~20 m;浅层地下水最浅,仅 3~6 m。对于北京平原农村地区来说,饮用水基本不经化学手段处理而经管道输送后直接或过滤后使用,饮用井大多位于村镇之中;农灌水做农田灌溉用,位于农田之中;手压水井多为 1980 年至 1990 年之间建造,一部分位于菜地,用于灌溉,另一部分位于农户家中,除停电停水外,目前已不作生活用水;浅层地下水是在深层土壤剖面(采样深度为 0~600 cm 或 0~400 cm)采样过程中<sup>[10]</sup>,一些调查点地下水位较浅(300~600 cm),深层土钻可直接触及地下水,土壤采样后,待地下水扩散平衡后,用玻璃瓶采集 20~30 ml 地下水样,记录地下水位深度,浅层地下水采样后立即过滤。

### 1.3 采样与测试方法

调查时间为 1999 年 11 月至 2000 年 10 月。饮用水取自农村居民自来水管,农灌水直接取自田间灌溉水,手压水取自农户家中或田间压水机,浅层地

(1) 北京市水利局. 北京市水资源公报, 1997

(2) 北京市农调队. 北京市农村社会经济统计资料, 1980. 2000

下水直接取自农田。每一个采样井均采用 GPS (Garmin 12) 定位,记录机井位置、深度、周边环境如农田利用方式等信息。所有水样经滤清后均置于冰柜冷冻保存,统一测定。本研究共计各类地下水样 599 个,其中饮用水 145 个,农灌水 336 个,手压水 41 个,浅层地下水 77 个,见图 1 和表 1。地下水硝态氮 ( $\text{NO}_3^-$ -N) 含量采用连续流动分析仪法 (TRACCS-2000 Continuous Flow Analytical, CFA) 测定。

表 1 地下水采样点分布情况

Table 1 Distribution of water sampling sites in the rural region of Beijing Plain

地区 Regions	饮用水 Drinking wells (DW)	农灌水 Irrigation wells (IW)	手压水 Hand-pumping wells (HW)	浅层地下水 Shallow groundwater (SG)
大兴 Daxing	25	54	7	6
顺义 Shunyi	32	94	19	32
通州 Tongzhou	20	53	3	5
昌平 Changping	1	18	—	10
朝阳 Chaoyang	16	28	3	11
海淀 Haidian	19	34	—	5
丰台 Fengtai	9	18	—	—
其他 Others	23	37	9	8
全市 Beijing	145	336	41	77

#### 1.4 地下水硝态氮污染评价标准

本研究采用刘宏斌等<sup>[11]</sup>的分级方法,依硝态氮含量将地下水质量分为 5 个等级:0~2 mg L<sup>-1</sup>为优良;2~5 mg L<sup>-1</sup>为良好;5~10 mg L<sup>-1</sup>为达标,但已处于警戒状态;10~20 mg L<sup>-1</sup>为超标;20 mg L<sup>-1</sup>为严重超标。其中,硝态氮低于 5 mg L<sup>-1</sup>统称为良好。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同深度的地下水硝态氮含量比较

不同深度的地下水硝态氮含量差异十分明显。总的来看,随着地下水埋深的增加,地下水硝态氮含

量急剧降低,超标率和严重超标率明显下降(表 2)。4 种地下水中,饮用水最深(120~200 m),硝态氮含量最低,平均仅为 5.16 mg L<sup>-1</sup>,最高值为 38.15 mg L<sup>-1</sup>,位于丰台区南苑新宫北队;145 个样本中,仅有 20 个超过国际安全允许上限(10 mg L<sup>-1</sup>),超标率为 13.8%,严重超标率为 6.9%。农灌水深度 70~100 m,硝态氮含量略高于饮用水,平均为 5.98 mg L<sup>-1</sup>,最高值为 45.82 mg L<sup>-1</sup>,位于通州区宋庄镇大兴庄村;336 个样本中有 81 个超过 10 mg L<sup>-1</sup>,超标率为 24.1%,严重超标率为 8.6%;手压水深度仅为 6~20 m,硝态氮含量大大高于饮用水和农灌水,平均含量达 14.01 mg L<sup>-1</sup>,最高值达 85.42 mg L<sup>-1</sup>,位于平谷县门楼乡崔家村的一个日光温室内;41 个手压水样本中有 19 个超过 10 mg L<sup>-1</sup>,超标率达 46.3%,严重超标率达 31.7%。而浅层地下水埋深最浅,仅为 3~6 m,硝态氮含量最高,77 个样本平均高达 47.53 mg L<sup>-1</sup>,最高值达 181.9 mg L<sup>-1</sup>,位于昌平区马池口镇北小营村的日光温室内;77 个样本中有 62 个超过 10 mg L<sup>-1</sup>,超标率达 80.5%,严重超标率达 66.2%。

即便在一个相对较小、条件较为一致的区域,也表现出类似特征。以顺义区(几乎完全是平原)为例(表 3),饮用水、农灌水、手压水和浅层地下水 4 种埋深的地下水硝态氮含量平均分别为 2.54、2.06、8.39 和 51.11 mg L<sup>-1</sup>,超标率分别为 0、7.4%、36.9%和 73.7%。这表明,井深对地下水硝态氮污染有着显著影响。

手压井硝态氮含量与井深的关系也进一步证实,井深越浅,硝态氮含量越高,越容易被污染。18 眼菜田手压井中,井深小于 10 m 的 6 眼手压水井硝态氮平均含量为 35.42 mg L<sup>-1</sup>,超标率达 100%,严重超标率为 66.7%;井深超过 10 m 的 12 眼手压井硝态氮含量平均为 12.56 mg L<sup>-1</sup>,超标率为 41.6%,严重超标者占 33.3%。

表 2 北京市平原农区 4 种埋深地下水硝态氮含量

Table 2  $\text{NO}_3^-$ -N content of groundwaters from DW, IW, HW and SG in the rural region of Beijing Plain

地下水类别 Groundwater types	深度 Well depth (m)	样本数 Samples	平均 Mean (mg L <sup>-1</sup> )	标准差 SD	最高值 Max. (mg L <sup>-1</sup> )	硝态氮含量频率分布 Frequency of nitrate content (%)				
						<2 mg L <sup>-1</sup>	2~5 mg L <sup>-1</sup>	5~10 mg L <sup>-1</sup>	10~20 mg L <sup>-1</sup>	20 mg L <sup>-1</sup>
饮用水 DW	120~200	145	5.16	7.78	38.15	50.3	20.7	15.2	6.9	6.9
农灌水 IW	70~100	336	5.98	8.55	45.82	51.5	14.6	9.8	15.5	8.6
手压水 HW	6~20	41	14.01	17.59	85.42	39.0	9.8	2.4	17.1	31.7
浅层地下水 SG	3~6	77	47.53	40.49	181.9	10.4	7.8	1.3	14.3	66.2

表 3 北京市顺义区 4 种地下水硝态氮含量

Table 3 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N content of groundwaters from DW, IW, HW and SG in Shunyi District of Beijing

地下水类别 Groundwater types	深度 Well depth (m)	样本数 Samples	平均 Mean (mg L <sup>-1</sup> )	标准差 SD	最高值 Max. (mg L <sup>-1</sup> )	硝态氮含量频率分布 Frequency of nitrate content (%)				
						<2 mg L <sup>-1</sup>	2~5 mg L <sup>-1</sup>	5~10 mg L <sup>-1</sup>	10~20 mg L <sup>-1</sup>	20 mg L <sup>-1</sup>
饮用水 DW	120~200	32	2.54	3.02	9.98	71.9	12.5	15.6	0	0
农灌水 IW	70~100	94	2.06	3.55	15.40	73.4	12.8	6.4	7.4	0
手压水 HW	6~20	19	8.39	11.08	29.59	52.6	10.5	0	15.8	21.1
浅层地下水 SG	3~6	38	51.11	40.98	155.5	18.4	2.6	5.3	10.5	63.2

## 2.2 深层地下水超标区域的分布特征

远郊深层地下水质量优于近郊(表 4),无论是饮用水还是农灌水均表现出相同规律。101 眼远郊饮用井硝态氮含量平均为 2.92 mg L<sup>-1</sup>,超标率仅 3.0%,而且无一严重超标;而近郊 44 眼饮用水井的硝态氮

含量平均为 10.31 mg L<sup>-1</sup>,超标率达 38.7%,严重超标率达 20.5%。256 眼远郊农灌井硝态氮含量平均为 4.31 mg L<sup>-1</sup>,超标率为 15.3%,严重超标者占 5.5%;而 80 眼近郊农灌水井硝态氮含量平均为 11.33 mg L<sup>-1</sup>,超标率高达 52.6%,严重超标率达 18.8%。

表 4 北京市平原农区深层地下水硝态氮污染的区域状况

Table 4 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N contamination of groundwaters from deep wells for drinking and irrigation in the suburbs and exurbs of Beijing Plain

地下水类别 Groundwater types	区域 Regions	样本数 Samples	平均 Mean (mg L <sup>-1</sup> )	标准差 SD	硝态氮含量频率分布 Frequency of nitrate content (%)				
					<2 mg L <sup>-1</sup>	2~5 mg L <sup>-1</sup>	5~10 mg L <sup>-1</sup>	10~20 mg L <sup>-1</sup>	20 mg L <sup>-1</sup>
饮用水 DW	近郊 Suburb regions	44	10.31	11.51	29.5	20.5	11.4	18.2	20.5
	远郊 Exurb regions	101	2.92	3.68	59.4	20.8	16.8	2.0	1.0
农灌水 IW	近郊 Suburb regions	80	11.33	10.25	30.0	7.5	10.0	33.8	18.8
	远郊 Exurb regions	256	4.31	7.20	58.2	16.8	9.8	9.8	5.5

需要特别注意的是,不论饮用水还是农灌水,也不论远郊还是近郊,深层地下水硝态氮超标区域均主要集中在蔬菜种植区,而且多为历史悠久的老菜区,如海淀区四季青、肖家河、温泉,丰台花乡、南苑,朝阳区十八里店、小红门,通州区宋庄、胡各庄,大兴区西红门、芦城、青云店、长子营,昌平南邵等等,这些地区蔬菜种植历史至少在 20 a 以上,一些地方甚至在 100 a 以上。

## 2.3 农田利用类型对农灌水硝态氮含量的影响

考虑到农灌水超标区域多为菜田这一特点,依据机井周边的农田类型将农灌水划分为菜田农灌水、粮田农灌水和果园农灌水三类,分别统计分析农田利用

类型对地下水硝态氮含量的影响。结果表明(图 2,图 3),粮田农灌水硝态氮含量明显低于菜田。140 眼粮田机井硝态氮含量平均为 2.45 mg L<sup>-1</sup>,仅有 12 眼粮田农灌井超标,超标率为 8.5%,其中有 2 眼严重超标,占 1.7%,且无一超过 30 mg L<sup>-1</sup>,良好率(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N < 5 mg L<sup>-1</sup>)达 84.2%。而 189 个菜田机井硝态氮含量平均为 8.66 mg L<sup>-1</sup>,是粮田的 3.5 倍,有 68 眼超过 10 mg L<sup>-1</sup>,超标率高达 36.0%,严重超标的机井有 27 眼,占 11.7%;而且有 7 眼硝态氮含量超过 30 mg L<sup>-1</sup>,占 3.7%,良好率仅占 52.6%。果园农灌水硝态氮含量介于粮田和菜田之间。

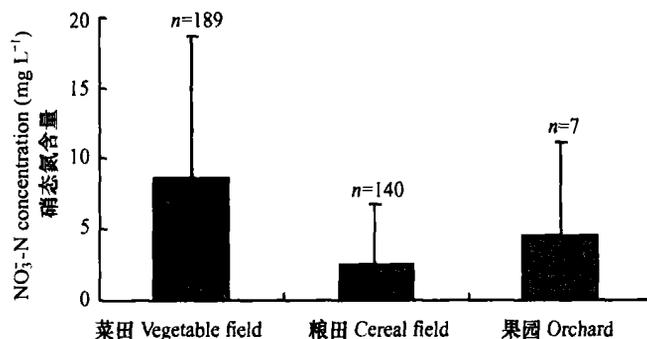


图 2 不同农田利用类型下农灌水硝态氮含量的比较

Fig. 2 Influence of land use on NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N content of groundwater from irrigation wells

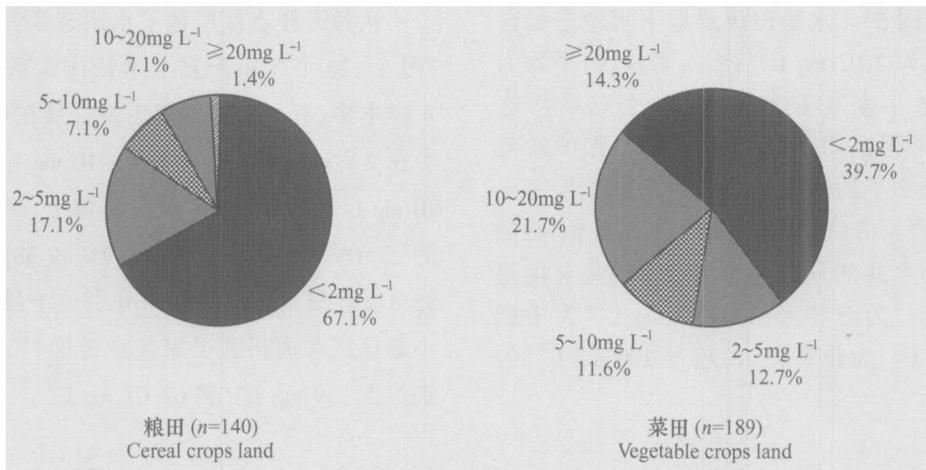


图3 粮田与菜田农灌水硝态氮含量的频率分布比较

Fig. 3 Influence of land use on distribution frequency of  $\text{NO}_3^-$ -N contents of groundwater from irrigation wells

#### 2.4 周围环境对手压水硝态氮含量的影响

41眼手压井中,有23眼位于农户家中,18眼位于菜田中作灌水使用。分析表明,手压水硝态氮含量在很大程度上受其周围环境的影响(图4)。农户家中的手压水硝态氮含量及超标率均明显低于菜田中的手压水井。23眼位于农户家中的手压井的硝态氮含量平均为 $9.19 \text{ mg L}^{-1}$ ,超标率为39.1%,严重超标率为21.7%;而18眼位于菜田中的手压井中的硝态氮含量平均为 $20.18 \text{ mg L}^{-1}$ ,超标率高达61.1%,严重超标率达44.4%。这表明,菜田对地下水的污染能力强于农村生活排污。朝阳区东八间房的3眼手压井彼此相距仅200~400 m,深度均在

14 m左右,但位于菜田中的手压井硝态氮含量高达 $43.9 \text{ mg L}^{-1}$ ,农户家中的仅为 $0.95 \text{ mg L}^{-1}$ 和 $3.64 \text{ mg L}^{-1}$ 。由图4还可看出,菜田手压水井硝态氮含量呈现出两极分布的特点,除超标样点以外,其余38.9%的手压井硝态氮含量均在 $2 \text{ mg L}^{-1}$ 以下。这表明,地下水硝态氮含量很可能受到土体结构的影响。对于一些渗漏条件好、无隔水层的地区,硝态氮很容易向下淋失污染地下水,这些地区可能不适宜种植蔬菜等施肥较多的作物;而对于一些隔水层厚、防护条件好的地区,地下水在短期内不易受到硝态氮污染,这些地区可能更适合种植蔬菜。

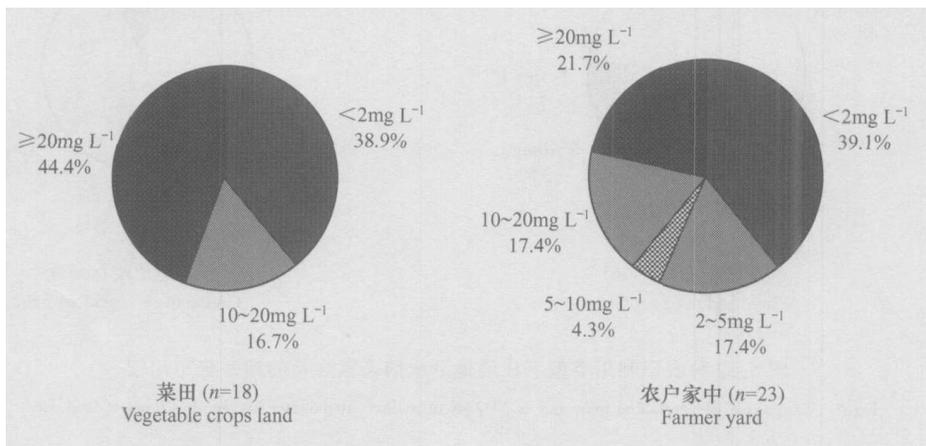


图4 周围环境对手压水硝态氮含量的影响

Fig. 4 Influence of location of hand-pumping wells on  $\text{NO}_3^-$ -N content of groundwater

#### 2.5 农田利用类型对浅层地下水硝态氮含量的影响

本次研究共计采集到77个浅层地下水样品,也

即有77个土壤采样点取土深度达到了地下水。分析表明,农田利用类型是影响浅层地下水硝态氮含

量的主要因素(图5)。水稻田浅层地下水硝态氮含量最低,平均仅为  $2.07 \text{ mg L}^{-1}$ ;春玉米其次,平均为  $4.88 \text{ mg L}^{-1}$ ;冬小麦夏玉米较高,26个点平均达  $18.02 \text{ mg L}^{-1}$ ;果园平均为  $28.26 \text{ mg L}^{-1}$ ;保护地菜田最高,43个样本平均达  $72.42 \text{ mg L}^{-1}$ ,相当于冬小麦夏玉米轮作的4倍,达到了陕西“较高肥水”的标准(根据陕西肥水井的分级标准<sup>[12]</sup>,硝态氮含量超过  $15 \sim 30 \text{ mg L}^{-1}$ 为低肥水,  $30 \sim 50 \text{ mg L}^{-1}$ 为中肥水,  $50 \sim 100 \text{ mg L}^{-1}$ 为较高肥水,超过  $100 \text{ mg L}^{-1}$ 为高肥水)。

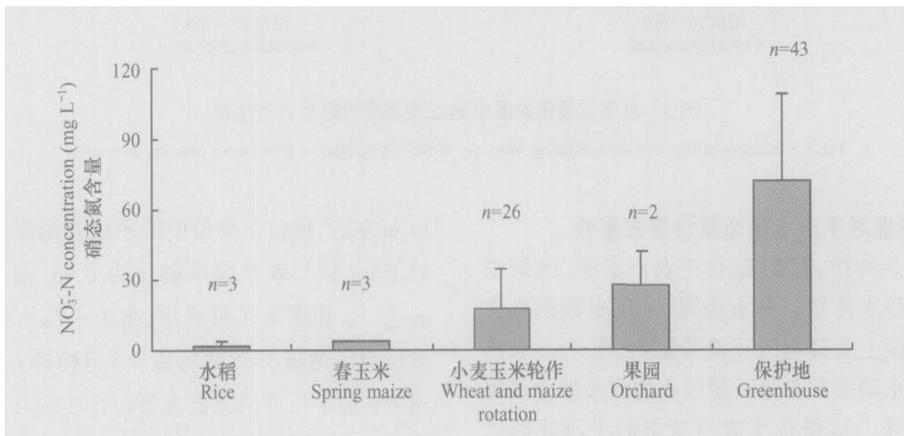


图5 不同农田利用类型下浅层地下水硝态氮含量的比较

Fig. 5 Influence of land use on  $\text{NO}_3^-$ -N contamination of shallow groundwater

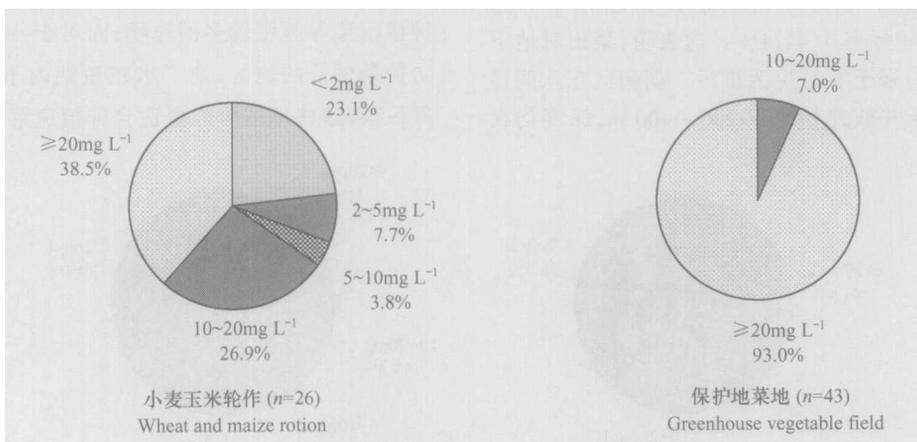


图6 2种农田利用类型下浅层地下水硝态氮含量的频率分布比较

Fig. 6 Comparison of distribution frequency of  $\text{NO}_3^-$ -N in shallow groundwater between two types of land use

43个保护地菜田浅层地下水样本硝态氮含量全部超过  $10 \text{ mg L}^{-1}$ (图6),而且仅有3个样本硝态氮含量在  $10 \sim 20 \text{ mg L}^{-1}$ ,占7.0%;其余40个样本均超过  $20 \text{ mg L}^{-1}$ ,占93.0%。有28个样本超过  $50 \text{ mg L}^{-1}$ ,占保护地菜田浅层地下水样本总数的

从各采样点浅层地下水硝态氮含量的分布来看(图6),26个冬小麦夏玉米轮作体系下的浅层地下水样本中,有6个样本硝态氮含量在  $0 \sim 2 \text{ mg L}^{-1}$ ,2个在  $2 \sim 5 \text{ mg L}^{-1}$ ,1个在  $5 \sim 10 \text{ mg L}^{-1}$ ,7个在  $10 \sim 20 \text{ mg L}^{-1}$ ,10个在  $20 \text{ mg L}^{-1}$ 以上,分别占样本总数的23.1%、7.7%、3.8%、26.9%和38.5%,超标率为55.4%。最高的2个样本分别位于昌平区大东流镇小赴任庄和通州区于家务乡神仙村,硝态氮含量分别为  $51.39 \text{ mg L}^{-1}$ 和  $62.01 \text{ mg L}^{-1}$ 。

65.1%;7个样本超过  $100 \text{ mg L}^{-1}$ ,占16.3%,最高的3个样本分别位于:顺义区北务镇林上村  $155.5 \text{ mg L}^{-1}$ ,平谷县门楼乡崔家村  $142.4 \text{ mg L}^{-1}$ ,昌平区马池口镇北小营村  $181.9 \text{ mg L}^{-1}$ 。

### 3 讨 论

地下水硝态氮污染已成为一个全球性的问题。加拿大安大略省饮用水井硝态氮超标率达 14%<sup>[2]</sup>; 美国北卡州 9 000 眼家庭水井中,硝态氮超标率为 3.2%<sup>[3]</sup>; 丹麦地下水硝态氮超标率为 8%<sup>[4]</sup>, 澳大利亚东北部沿海地区超标率为 3%<sup>[5]</sup>, 日本中部地区超标率达 30%<sup>[13]</sup>。从本研究结果来看,北京市平原农区饮用水和农灌水 2 种深层地下水质量总体尚可,硝态氮超标率分别为 13.8% 和 24.1%, 污染程度已超过欧美发达国家和地区,与日本中部地区较为接近。但与以往结果<sup>[7]</sup>相比,本次调查地下水硝态氮超标率相对较低,主要原因可能在于以往研究中将不同深度的地下水混在一起分析,没有按地下水深度分类研究。

影响地下水硝态氮污染的因素较为复杂,影响机制目前还不十分清楚<sup>[6]</sup>。从本研究结果来看,地下水埋深越浅,硝态氮含量越高,污染越为严重。4 种不同深度的地下水中,饮用水深度最深(120~200 m),硝态氮污染相对最轻,超标率和严重超标率分别仅为 13.8% 和 6.9%; 而浅层地下水深度最浅(3~6 m),硝态氮污染最为严重,超标率和严重超标率分别高达 80.5% 和 66.2%。国外一些研究也得到了类似结果<sup>[6,14]</sup>。地下水硝态氮污染与地下水埋深的负相关关系意味着地下水中的硝态氮主要源于地表淋溶。由于硝态氮在土壤中不易被吸附,很容易随水从上层土壤向下淋溶,因此浅层地下水最先受到污染,深层地下水污染相对滞后,这也警示,不能因为深层地下水如饮用水和农灌水质量尚可而放松警惕。一般认为,地下水硝态氮含量的本底值为 2~3 mg L<sup>-1</sup>,超过这一数值即表明地下水已受到人为因素干扰<sup>[15]</sup>,以此为标准,北京市饮用水和农灌水分别有 49.7% 和 48.5% 受到施肥、畜禽养殖、生活排污等因素的影响,这一比例已相当惊人。

农田利用类型是影响地下水硝态氮污染程度的另一个重要因素。北京市平原农区地下水硝态氮污染主要集中在蔬菜种植区,尤其是种植历史在十几年甚至几十年以上的老菜区,如海淀区的四季青、温泉、东北旺,朝阳区的十八里店、小红门,大兴区的长子营、西红门、黄村,通州区的宋庄、胡各庄等。不论是深层地下水(农灌水和饮用水)还是浅层地下水

(手压水和浅层地下水),蔬菜种植区污染程度均明显高于粮食种植区。菜区农灌水硝态氮平均含量达 8.66 mg L<sup>-1</sup>,相当于粮区的 3.53 倍,菜区农灌水超标率和严重超标率分别达 36.0% 和 14.3%,而粮区分别仅为 8.5% 和 1.4%。保护地菜田浅层地下水硝态氮的平均含量达 72.42 mg L<sup>-1</sup>,相当于冬小麦夏玉米粮田的 4.02 倍,超标率和严重超标率分别达 100% 和 93%,远远超过粮田浅层地下水污染程度(超标率和严重超标率分别为 55.4% 和 38.5%)。国外许多研究也表明,农区特别是土壤排水性好、氮肥用量高、农田所占比例高、水浇地面积大的地区,地下水硝态氮污染风险较高<sup>[16,17]</sup>。美国加州 Tulare 县地下水硝态氮高污染地区主要集中在种植柑橘、坚果、葡萄的粗质土地地区<sup>[18]</sup>,日本中部地区地下水硝态氮污染与菜田的分布密切相关,菜田地下水硝态氮含量显著高于稻田或城市用地,大多数地下水硝态氮超标区域位于菜地<sup>[13]</sup>。

菜区地下水硝态氮污染严重与蔬菜特别是保护地蔬菜种植过程中不合理、过量施用氮肥有着密切关系。北京市保护地菜田全年氮肥用量高达 1 732 kg hm<sup>-2</sup>,相当于蔬菜氮素吸收量的 4.47 倍;而占粮田主导地位的冬小麦夏玉米轮作体系全年氮肥平均用量仅 461 kg hm<sup>-2</sup>,相当于冬小麦夏玉米 2 季作物氮素吸收量的 1.45 倍<sup>(1)</sup>。过量施用氮肥直接导致了硝态氮在土壤剖面中的大量累积,保护地菜田 0~400 cm 土壤硝态氮累积量平均达 1 230 kg hm<sup>-2</sup>,相当于冬小麦夏玉米轮作地块的 2.68 倍<sup>[10]</sup>。在不合理灌水的情况下,土壤剖面中累积的硝态氮将不断向下淋溶,对地下水质量安全带来极大威胁。土壤和地下水中硝态氮的来源不外乎农田施用的氮肥(包括化肥和有机肥)、土壤自然矿化、城市工业与生活排污等几个方面。根据有关资料与实地勘测,北京市农田很少受到工业与城市生活污染。而且位于农户家中的手压井硝态氮含量和超标率远低于菜田手压水井,表明农村生活排污对地下水的污染潜力也弱于菜田。因此,北京市平原农区地下水中的硝态氮应主要来源于农田氮肥投入。

综合本研究结果,当前北京市平原农区深层地下水硝态氮污染程度已接近甚至超过欧美国家,浅层地下水更为严重,过量施用氮肥和过量灌水是地下水硝态氮污染的主要原因。地下水硝态氮污染的自然修复极为缓慢,人为修复代价高昂。据估测,即

(1) 刘宏斌. 施肥对北京市农田土壤硝态氮累积与地下水污染的影响. 中国农业科学院博士学位论文, 2002

使在降低肥料用量的条件下,荷兰、比利时、丹麦、德国等欧洲国家还要经过 25~50 a 的自然修复,其浅层地下水的硝酸盐含量水平才会降到安全范围<sup>[1]</sup>。我国菜田氮素负荷远远超过粮田,更大大超过国外农田,在蔬菜种植日益扩大以及缺乏相关水肥优化配套管理技术的情况下,预期北京乃至全国其他类似地区地下水硝态氮污染将进一步加剧。在充分考虑水文地质环境特征的基础上,调整种植结构,合理安排作物布局,控制氮肥用量,削减农业面源污染将是控制地下水硝态氮污染的有效途径。

**致谢** 本研究得到了北京大兴农业科学研究所张彩月、齐岩、闫加启,顺义农业科学研究所朱新宇、董玉琴,通州农业技术推广站张海平、平谷农业科学研究所刘素凤、房山土肥站朱文、延庆农业技术推广站张东兴、怀柔农业科学研究所王亚平等同志以及中国农业大学植物营养系 赵紫娟、陈新平、王圣瑞、冀红杰等的大力协助,在此深表谢意。

## 参考文献

- [1] Kraus H H. The European Parliament and EC Environment Policy, Working Paper W-2. Luxembourg: European Parliament, 1993. 12
- [2] Goss M J, Barry D A J, Rudolph D L. Contamination in Ontario farmstead domestic wells and its association with agriculture: 1. Results from drinking water wells. *Journal of Contaminant Hydrology*, 1998, 32 (3/4): 267~293
- [3] Jennings G D, Sneed R E, Huffman R H, *et al.* Nitrate and pesticide occurrence in North Carolina Wells. In: Joseph S. ed. International Summer Meeting of the American Society of Agricultural Engineers. Michigan, Frankfort, 1991
- [4] Overgaard K. Trends in nitrate pollution of groundwater in Denmark. *Nordic Hydrology*, 1989, 15 (4/5): 177~184
- [5] Thorburn P J, Biggs J S, Weier K L, *et al.* Nitrate in groundwaters of intensive agricultural areas in coastal Northeastern Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2003, 94: 49~58
- [6] Spalding R F, Exner M E. Occurrence of nitrate in groundwater-A review. *Journal of Environmental Quality*, 1993, 22(3): 392~402
- [7] 张维理, 田哲旭, 张宁, 等. 我国北方农用氮肥造成地下水硝态氮污染的调查. *植物营养与肥料学报*, 1995, 1(2): 80~87. Zhang W L, Tian Z X, Zhang N, *et al.* Investigation of nitrate pollution in ground water due to nitrogen fertilization in agriculture in north China (In Chinese). *Plant Nutrition and Fertilizer Sciences*, 1995, 1(2): 80~87
- [8] 张明泉, 高洪宣, 吴克俭. 兰州马滩水源地 NO<sub>3</sub> 污染环境条件分析. *环境科学*, 1990, 11(5): 79~82. Zhang M Q, Gao H X, Wu K J. Analysis of environmental conditions of Matan nitrate-polluted water resource region in Lanzhou City (In Chinese). *Environmental Science*, 1990, 11(5): 79~82
- [9] 北京市计划委员会, 北京市测绘院编制. 北京市国土资源地图集. 北京: 测绘出版社, 1990. Beijing Municipal Planning Commission, Beijing Geomatics Center. eds. Atlas of Land and Resource of Beijing (In Chinese). Beijing: Topography Press, 1990
- [10] 刘宏斌, 李志宏, 张云贵, 等. 北京市农田土壤硝态氮的分布与累积特征. *中国农业科学*, 2004, 37(5): 692~698. Liu H B, Li Z H, Zhang Y G, *et al.* Characteristics of nitrate distribution and accumulation in soil profiles under main agro-land use types in Beijing (In Chinese). *Scientia Agricultura Sinica*, 2004, 37(5): 692~698
- [11] 刘宏斌, 雷宝坤, 张云贵, 等. 北京市顺义区地下水硝态氮污染的现状与评价. *植物营养与肥料学报*, 2001, 7(4): 385~390. Liu H B, Lei B K, Zhang Y G, *et al.* Investigation and evaluation on nitrate pollution in groundwater of Shunyi District (In Chinese). *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2001, 7(4): 385~390
- [12] 中国科学院西北水保所编著. 肥水. 北京: 科学出版社, 1973. Institute of Water and Soil Conservation, Chinese Academy of Sciences. ed. Fertile Water (In Chinese). Beijing: Science Press, 1973
- [13] Babiker I S, Kato K, Ohta K, *et al.* Assessment of groundwater contamination by nitrate leaching from intensive vegetable cultivation using geographical information system. *Environment International*, 2004, 29(8): 1 009~1 017
- [14] Hudak P F. Regional trends in nitrate content of Texas groundwater. *Journal of Hydrology*, 2000, 228(1/2): 37~47
- [15] Madison R J, Brunett J. Overview of the occurrence of nitrate in groundwater of the U. S. In: U S Geological Survey. ed. National Water Summary, Water Supply Paper 2275. Washington D C, 1984. 93~104
- [16] Nolan B T, Ruddy B C, Hitt K J, *et al.* Risk of nitrate in groundwaters of the United States - A national perspective. *Environmental Science and Technology*, 1997, 31 (8): 2 229~2 236
- [17] Burkart M R, Stoner J D. Nitrate in aquifers beneath agricultural systems. *Water Science and Technology*, 2002, 45 (9): 19~28
- [18] Zhang M, Geng S, Smallwood K S. Assessing groundwater nitrate contamination for resource and landscape management. *Ambio*, 1998, 27 (3): 170~174

## NITRATE CONTAMINATION OF GROUNDWATER AND ITS AFFECTING FACTORS IN RURAL AREAS OF BEIJING PLAIN

Liu Hongbin<sup>1,2</sup> Li Zhihong<sup>1,2</sup> Zhang Yungui<sup>1,2</sup> Zhang Weili<sup>1,2</sup> Lin Bao<sup>1,2</sup>

(1 *Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China*)

(2 *Key Lab of Plant Nutrition, Ministry of Agriculture, Beijing 100081, China*)

**Abstract** Nitrate content of groundwater was surveyed in rural areas of the Beijing Plain from 1999 to 2000. The wells covered in the survey were grouped into four types according to depth and use, i. e. drinking wells (DW) about 120 to 200 m in depth, irrigation wells (IW) about 70 to 100 m in depth, hand-pumping wells (HW) about 6 to 20 m in depth and shallow groundwater (SG) about 3 to 6 m in depth. Findings of the survey show that nitrate content of groundwater is inversely related to depth of the wells. The deeper the well, the lower the nitrate content of the groundwater.  $\text{NO}_3^-$ -N contents of the groundwaters from 145 DWs, 336 IWs, 41 HWs and 77 SGs averaged out at  $5.16 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $5.98 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $14.01 \text{ mg L}^{-1}$  and  $47.53 \text{ mg L}^{-1}$ , respectively, and 13.8%, 24.1%, 46.3% and 80.5% of the four types of waters exceeded  $10 \text{ mg L}^{-1} \text{NO}_3^-$ -N, the international maximum permissible limit for drinking water. Nitrate contamination of groundwater from deep wells was somewhat acceptable, while that of shallow groundwater was terrible. The situation in the suburbs of Beijing, such as Haidian, Fengtai and Chaoyang Districts, was much worse than in the exurbs of Beijing, such as Shunyi, Tongzhou, Changping, Daxing Districts. In the suburbs, 38.7% of the DWs and 52.6% of the IWs had  $\text{NO}_3^-$ -N content above  $10 \text{ mg L}^{-1}$ , but in the exurbs, only 3.0% of DWs and 15.3% of IWs did. Nitrate content of Groundwater from wells was remarkably affected by surrounding conditions of the wells. In wells located in vegetable fields, especially old vegetable fields it was more serious than in cereal fields or farmyard. The mean value of 140 IWs located in cereal fields was  $2.45 \text{ mg L}^{-1}$ , and only 8.5% of the wells exceeded the limit in  $\text{NO}_3^-$ -N content, while that of 189 IWs in vegetable fields was as high as  $8.66 \text{ mg L}^{-1}$ , and 36.0% of the wells did, And also the mean value of 26 SGs located in fields of winter wheat in rotation with summer maize was  $18.02 \text{ mg L}^{-1}$ , and 55.4% of the SGs went above the limit, while that of 43 SGs under greenhouses reached as high as  $72.42 \text{ mg L}^{-1}$ , and 100% did. Nitrate leaching as a result of overfertilization in vegetable production is the major cause of nitrate contamination of groundwater in rural areas of the Beijing Plain.

**Key words** Groundwater; Nitrate; Contamination; Rural areas; Beijing Plain