

两种种植体系下地下水硝态氮含量变化

宋效宗^{1,2}, 赵长星^{3,4}, 李 季^{1,*}, 王小兰¹, 吴 钢⁴, Cheruth Abdul JALEEL⁵

(1. 中国农业大学资源与环境学院, 北京 100193; 2. 山东省农业科学院土壤肥料研究所, 济南 250100;
3. 青岛农业大学植物科技学院, 青岛 266109; 4. 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;
5. Stress Physiology Lab, Department of Botany, Annamalai University, Annamalai Nagar 608 002, Tamil Nadu, India)

摘要:寿光作为全国闻名的保护地蔬菜产区, 过量施肥的现象非常普遍。为了解集约化大棚蔬菜种植区地下水中硝酸盐的含量变化状况, 于 2003 ~ 2005 年对寿光市大田 (小麦-玉米)、大棚 (一年两茬番茄) 两种不同的种植体系下农田灌溉水和农村饮用水水井进行了定点跟踪监测。结果表明: 大田区地下水中硝态氮的含量随着时间的变化波动很小, 农村饮用水中硝态氮含量没有超标现象; 随着时间推移, 大棚区灌溉水井中硝态氮含量年内 (从年初到年末) 呈明显的上升趋势, 年际间则存在有规律的波动并逐年升高; 灌溉水中硝态氮平均含量普遍高于饮用水, 浅层地下水明显高于深层地下水; 无论大棚区还是大田区, 井深不同对地下水的硝态氮含量影响差异很大, 浅井中硝态氮的含量明显高于深井。大棚区农村饮用水硝态氮含量超标现象非常普遍, 对国家饮用水标准 ($20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 超标率最高达 37.50%, 平均为 14.06%; 对 WHO 推荐饮用水上限 ($10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 超标率最高达 56.25%, 平均为 42.19%, 硝态氮最高含量 $45.60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。集约化大棚蔬菜栽培模式已经对农村地下水造成了很大的硝态氮污染, 饮用水中较高的硝酸盐含量已经对当地居民的健康构成了潜在的威胁。

关键词: 种植体系; 硝态氮; 地下水; 饮用水; 灌溉水

文章编号: 1000-0933(2008)11-5513-08 中图分类号: Q143 文献标识码: A

Dynamic variation of nitrate-nitrogen content in groundwater under two different agricultural cropping systems

SONG Xiao-Zong^{1,2}, ZHAO Chang-Xing^{3,4}, LI Ji^{1,*}, WANG Xiao-Lan¹, WU Gang⁴, Cheruth Abdul JALEEL⁵

1 College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100094, China

2 Soil and Fertilizer Institute, Shandong Academy of Agricultural Sciences, Jinan 250100, China

3 College of Plant Science and Technology, Qingdao Agricultural University, Qingdao 266109, China

4 State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology Research Center for National Status, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

5 Stress Physiology Laboratory, Department of Botany, Annamalai University, Annamalai Nagar 608 002, Tamil Nadu, India

Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(11): 5513 ~ 000.

Abstract: In Shouguang, as a Chinese-famous production area of protected-land vegetables, the phenomenon of excessive fertilization is very common. To investigate nitrate-nitrogen (nitrate-N) variations of groundwater in intensive greenhouse-vegetable farmlands of Shouguang, a continual site-directed survey on farmland irrigation and countryside drinking wells was carried out under two different agricultural cropping systems. The cropping systems studied were wheat-corn cropping field

基金项目: 国家“十五”科技攻关重大资助项目 (2002BA516A07); 国家自然科学基金资助项目 (40701077)

收稿日期: 2008-05-03; 修订日期: 2008-07-25

作者简介: 宋效宗 (1977 ~), 男, 山东寿光人, 博士, 主要从事农用化学品对地下水污染评价。E-mail: xz.song@163.com

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: lijia@cau.edu.cn

Foundation item: The project was financially supported by National “Tenth Five-year Plan” Key Project of Science and Technology of China (No. 2002BA516A07), National Natural Science Foundation of China (No. 40701077)

Received date: 2008-05-03; **Accepted date:** 2008-07-25

Biography: SONG Xiao-Zong, Ph. D., mainly engaged in soil and groundwater environment. E-mail: xz.song@163.com

and the greenhouses of annual two-stubble tomato during 2003—2005. The results suggested that with the passage of time, the variation of nitrate-N content was little in the main-field groundwater, and no exceeding limit was observed on the nitrate contents in drinking water of the countryside. However, in the greenhouse area, nitrate-N content in the well for irrigation during a year (from the beginning to the end) indicated the significant increasing tendency, and further more the annual change was regular and increasing. The average value of nitrate-N content in irrigation water was higher than in drinking water, and in shallow groundwater was obviously higher than in deep groundwater. Whether in the greenhouse area or main field area, the different well depth had great effect on nitrate-N content, that is to say, nitrate-N content in shallow wells was obviously superior to that in deep wells. The phenomenon of nitrate-N over standard was very common in countryside drinking water of greenhouse areas, and the maximum nitrate contents reached to $45.60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, and compared with Chinese drinking water standard ($20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), the ratio of exceeding standard was up to 37.50% and average at 14.06%; as for drinking water upper limit recommended by world health organization (WHO), the ratio of exceeding standard reached 56.25% and average at 42.19%. It was concluded that cultivation pattern of intensive greenhouse vegetables resulted great pollution of nitrate-N to countryside groundwater, and the high nitrate content in the drinking water has composed a potential threat to the health of local population. Our results have good significance in the field of modern eco-friendly approaches in pollution ecology.

Key Words: cropping system; nitrate-nitrogen; groundwater; drinking water; irrigating water

地下水资源是我国北方地区农村的主要饮用水源。随着社会经济的发展,人类活动对地下水的影响越来越大,农业生产特别是集约化农区长期高量氮肥的施用,使得大量未被农作物吸收的氮素累积于土壤中,并以硝态氮的形式穿过土体而进入地下水,使地下水受到了越来越明显的污染威胁^[1~3]。由于农田化学氮肥的过量施用已导致许多国家和地区都存在地下水硝态氮含量严重超标的现象^[4~7]。因氮肥过量施用而引起的硝态氮对水资源的污染已成为国际上普遍关注的问题,并已成为各国监测和研究的焦点。硝酸盐含量超标在我国农村某些地区已经非常普遍,且有日益严重的趋势^[8~11]。

已有研究表明:蔬菜种植与地下水硝酸盐含量超标有很大的联系^[12~15]。通常种植者为了交通和管理方便,一般将蔬菜大棚建在村庄的周围,这就对当地居民的健康产生了潜在的威胁。为了弄清保护地蔬菜种植对地下水的影响,选择寿光市大田(小麦-玉米)、大棚(一年两茬蔬菜)两种不同种植区域有代表性的水井进行定点观测,以了解两种种植体系下农田地下水硝酸盐的污染状况及其变化趋势,为改善当地水环境,保障农村饮用水安全提供参考。

1 研究区域概况

以华北平原典型集约化农作物种植区——山东省寿光市为研究区域。寿光地处鲁北滨海平原,位于北纬 $36^{\circ}41' \sim 37^{\circ}19'$,东经 $118^{\circ}32' \sim 119^{\circ}10'$ 之间,总面积 2018 km^2 。整个寿光市为由南向北缓降的大平原,平均地面坡降为万分之七,地势平坦,地下水埋深较大($15 \sim 30 \text{ m}$)。气候属暖温带季风性大陆气候,四季分明。年均降雨量 550 mm ,多年平均蒸发量为 1345.7 mm 。寿光是我国重要的蔬菜生产基地,2004 年,全市蔬菜播种面积达 5.4 万 hm^2 ,其中 80% 以上为大棚蔬菜,占农作物播种总面积的 43%^[16]。主要种植作物为小麦、玉米、大棚蔬菜。

2 材料与方法

2.1 样品采集

寿光市的作物种植体系都是划区而分的,各种作物都有固定的区域分布。选择了大棚番茄种植具代表性的两个乡镇(古城、稻田)的 23 眼灌溉井和 16 眼饮用水井,定期进行取样,测定地下水中硝态氮的含量。大田作物种植区则主要选择小麦-玉米栽培典型的四个乡镇(留吕、侯镇、上口、化龙)的 28 个村子,每个村子选取代表性灌溉水井和饮用水井各一个,定期取样测定水中硝态氮的含量变化。所有监测水井周围均无其它工

农业污染源。依照我国北方的降水季节变化,结合当地的栽培习惯,监测过程从2003年9月开始,至2005年12月结束,期间大棚蔬菜种植区共进行8次取样,大田作物种植区进行5次取样。取样时,用细绳拴着不锈钢的小吊桶沉入水井中,取上层水(水面以下0~1m内),水样取出后立即放入50ml塑料胶卷盒中,密封,标签标记,带回实验室放入冰箱中冻存,待测定。

2.2 样品测定

测定前一天,将样品取出解冻,若有浑浊,则用滤纸过滤直至澄清。将待测样品按照一定的倍数进行稀释,使其达到测定规定的范围之内,采用连续流动分析仪(CFA, TRAACS2000),测定水样中的硝态氮含量。

2.3 样品分类

寿光市近10a来地下水位下降明显,原来的户用型小井已经完全为机井替代。当地农村已经普及自来水(每村共用一个水井)。依据当地地质构造,以60m为限,将农村水井划分浅井($\leq 60\text{m}$)、深井($> 60\text{m}$)两类。

2.4 数据统计

采用SPSS12.0统计软件和Excel进行数据处理与统计分析。

3 结果与分析

3.1 两种种植体系下地下水中硝态氮浓度的比较

3.1.1 灌溉水硝态氮含量变化

两种种植体系下灌溉水中硝态氮的含量结果见表1。由表中可见:大田区灌溉用地下水井中硝态氮的含量比较稳定,各次的取样平均值分别为3.02、3.47、4.66、4.27、5.67 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,说明大田区灌溉水中的硝态氮含量随时间变化差异很小,年际间缓慢升高,而不同季节之间有波动。在整个监测周期内,单个观测井硝态氮含量的最大值为15.50 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,最小值为零(未检出)。依据WHO推荐的饮用水硝态氮最高含量标准(10 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$),在监测的28个水井中,大田区灌溉地下水硝态氮超标率最高为14.29%,平均超标率为5%。而根据我国生活饮用水环境质量标准规定的上限(硝态氮20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)^[17],在整个监测时期内,则并未有硝态氮含量超标现象。

大棚蔬菜种植区灌溉水中硝态氮的含量明显高于大田区,前者的平均含量是后者的4~7倍,差异达到极显著水平($P < 0.001$)。在总共8次的取样中,硝态氮含量平均在13.89~40.00 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间,均明显高于WHO推荐的饮用水硝态氮含量上限,单井硝态氮含量最高达88.03 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,最低仅为4.16 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,两者相差20倍,表明大棚区不同水井间硝态氮含量存在极大的差异性。随着时间的推移,大棚区灌溉水中硝态氮含量总体上呈现逐渐升高的趋势,具体表现为年际间逐年升高,年内季节性波动。大棚区灌溉水中硝态氮含量超标现象非常普遍,各次取样国标超标率介于26.09%~65.22%,平均超标率为44.02%。WHO超标率介于52.17%~100%,平均超标率为72.28%。

寿光集约化大棚蔬菜生产兴起于20世纪80年代末期,至今仅20多年的历史,当前的大棚区也都是在原来小麦-玉米种植体系基础上发展起来的。在监测井区域周围并无其它的污染源的情况下,农田地下水中硝态氮的含量却有如此大的差异,这充分说明大棚蔬菜生产对地下水硝态氮含量产生了巨大的影响。究其原因,在于两种种植体系下肥料尤其是氮素肥料的投入量存在极大的差异所致(表2)。比较两种种植模式施肥状况可以看出,小麦-玉米种植区每年的氮素盈余为178 $\text{kgN}\cdot\text{hm}^{-2}$,而大棚区则高达1541 $\text{kgN}\cdot\text{hm}^{-2}$,是作物正常需求量的好几倍,这样的施肥水平大大超过了作物本身的养分需求量^[16]。考虑到农田环境下的土壤固定和气态损失,小麦-玉米种植体系下土壤中养分累积量相对有限。而大棚土壤则不同,极高的氮素盈余势必造成土壤中大量的养分累积(主要以硝酸根离子形式存在),加之大棚种植环境下灌溉水量大且频繁,极易造成硝酸盐的向下淋洗从而污染地下水^[19,20]。这也说明了为什么大田区地下水硝态氮含量超标率很低,而大棚区则超标现象非常普遍。因此,大棚种植体系下土壤中过高的氮肥投入,是造成地下水硝酸盐含量超标的主要原因。

表 1 两种体系下灌溉水中的硝态氮含量比较

Table 1 Comparison for nitrate-N concentration of irrigating water in two cropping systems

种植体系 Cropping system	项目 Items	取样时间 Time							
		2003-09	2003-12	2004-04	2004-07	2004-12	2005-04	2005-07	2005-12
大田 Main field	平均值 Average($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	—	3.02	3.47	—	4.66	4.27	—	5.67
	最大值 Maximum($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	—	7.12	8.04	—	10.73	12.44	—	15.50
	最小值 Minimum($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	—	0.01	0.00	—	0.11	0.11	—	0.21
	变异系数 CV(%)	—	80.07	74.02	—	74.39	77.32	—	75.63
	国标超标率($>20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, %)	—	0.00	0.00	—	0.00	0.00	—	0.00
	WHO 超标率(%)	—	0.00	0.00	—	7.14	3.57	—	14.29
	($>10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, %)	—	0.00	0.00	—	7.14	3.57	—	14.29
大棚 Greenhouse	平均值 Average($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	13.89	19.60***	16.42***	18.84	27.10***	20.28***	25.63	40.00***
	最大值 Maximum($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	33.67	43.46	36.85	41.06	52.30	43.24	46.85	88.03
	最小值 Minimum($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	4.16	5.19	5.45	6.32	9.73	7.01	9.62	10.59
	变异系数 CV(%)	63.45	65.99	62.76	69.59	59.63	60.15	60.30	65.91
	国标超标率($>20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, %)	26.09	43.48	39.13	39.13	47.83	43.48	47.83	65.22
	WHO 超标率(%)	52.17	65.22	52.17	52.17	91.30	73.91	91.30	100.00
	($>10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, %)	52.17	65.22	52.17	52.17	91.30	73.91	91.30	100.00

— 表示未进行监测 means no monitoring at the time; * * * 表示(T -test)达到0.001 显著水平 * * * indicates significant at 0.001 level; 下同 the same below

表 2 两种种植体系下的施肥状况

Table 2 Applied N rates of two cropping systems

种植体系 Cropping system	茬口 Crop for rotation	氮肥输入量 Applied N rates ($\text{kgN}\cdot\text{hm}^{-2}$)	作物需氮量 Crop requirement N rates ($\text{kgN}\cdot\text{hm}^{-2}$)	氮素盈余 N surplus ($\text{kgN}\cdot\text{hm}^{-2}$)
大棚 Greenhouse	冬春茬 Spring season	862	225	637
	秋冬茬 Autumn season	1129	225	904
	全年 Yearly	1991	450	1541
大田 Main field	小麦 Wheat	343	180	163
	玉米 Corn	210	195	15
	全年 Yearly	553	375	178

3.1.2 饮用水硝态氮含量变化

小麦-玉米种植区农村饮用水中硝态氮的平均含量随时间变化很小,但总体仍呈现缓慢升高的趋势,这与灌溉水的变化一致(表3)。在整个监测期内,饮用水中硝态氮的平均含量大多数(42.9%~75.0%)低于 $3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,最高为 $8.90\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,最低为零(未检出)。一般认为,如果某一地区的地下水中硝态氮含量低于 $3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,表明该地区地下水资源并未受到人类活动的影响^[21]。在整个监测时期内,大田区饮用水中硝态氮检出 WHO 超标率均为零,不存在硝态氮含量超标现象。由此说明,小麦-玉米种植区农村饮用水目前并未受到来自农业生产活动中过量氮肥的影响,地下水是清洁安全的。

大棚蔬菜种植区农村饮用水的硝态氮含量大大高于小麦-玉米种植区,两者存在极显著差异($P < 0.001$)。最高含量可达 $45.60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,各次取样平均值都在 $6.70\sim18.46\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间,且存在明显的季节性波动,这与当地灌溉水中硝态氮含量变化相呼应,表明农田灌溉水和农村饮用水存在着交互补给作用。众所周知,蔬菜大棚都是以村子为中心向四周作放射状分布的,这种分布格局也决定了一旦大棚区过量的肥料氮素投入未被利用向下淋洗进入地下水,危及到的是当地农村的饮用水安全。在整个监测周期内,大棚区农村饮用水硝态氮超标现象非常普遍,呈现迅速升高的趋势,国标超标率在0~37.50%之间,平均为14.06%;WHO 超标率介于18.75%~56.25%,平均为42.19%,说明地下水已经受到来自农田氮肥非常严重的污染。

表3 两种体系下饮用水中的硝态氮含量比较

Table 3 Comparison for nitrate-N concentration of drinking water in two cropping systems

种植体系 Cropping system	项目 Items	取样时间 Time							
		2003-09	2003-12	2004-04	2004-07	2004-12	2005-04	2005-07	2005-12
大田 Main field	平均值 Average($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	—	2.13	2.25	—	2.84	2.98	—	3.59
	最大值 Maximum($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	—	6.12	6.71	—	7.47	7.31	—	8.90
	最小值 Minimum($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	—	0.13	0.18	—	0.11	0.52	—	0.61
	变异系数 CV(%)	—	75.58	79.48	—	75.30	65.05	—	61.58
	国标超标率($>20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, %)	—	0.00	0.00	—	0.00	0.00	—	0.00
	WHO 超标率(%) ($>10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, %)	—	0.00	0.00	—	0.00	0.00	—	0.00
大棚 Greenhouse	平均值 Average($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	6.70	9.25 ***	7.67 ***	9.53	13.41 ***	10.68 ***	12.91	18.46 ***
	最大值 Maximum($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	16.94	22.87	19.57	18.74	25.60	23.50	26.20	45.60
	最小值 Minimum($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	1.32	0.88	2.16	1.86	3.78	2.67	5.12	6.32
	变异系数 CV(%)	75.86	70.35	66.27	65.65	59.45	60.41	54.29	67.08
	国标超标率($>20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, %)	0.00	6.25	0.00	0.00	37.50	6.25	25.00	37.50
	WHO 超标率(%) ($>10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, %)	18.75	43.75	31.25	43.75	50.00	43.75	50.00	56.25

3.2 两种种植体系下不同深度水井中硝态氮的动态变化

3.2.1 不同深度灌溉水井中硝态氮的动态变化

小麦-玉米种植区灌溉水浅井的硝态氮平均在 $5.31 \sim 9.48\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 深井为 $0.73 \sim 1.86\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (图1)。浅井中的硝态氮含量均明显高于深井, 深井水中硝态氮含量随季节变化波动很小。这与当地农业活动密切相关, 春季是枯水季节, 又是灌溉高峰时期, 集中的抽取对地下水形成了很大的扰动, 从而导致地下水中表层硝态氮含量的下降。而在冬季, 夏秋季节充沛的降水对地下水形成了很好的补充, 长时间不灌溉使得来自土层中的硝酸盐与含水层进行充分的养分交换, 硝态氮在浅层地下水中聚集从而导致浓度升高。这也是浅井中硝态氮含量明显高于深井的原因。表明小麦-玉米栽培制度下氮素的投入还是对浅层地下水产生了一定的影响, 这与前人的研究结果相一致^[22]。

大棚蔬菜种植区井深不同地下水的硝态氮含量差异很大。灌溉水中, 浅井中硝态氮的含量明显高于深井, 这与小麦-玉米种植区类似。大棚区灌溉水井中硝态氮含量随着时间推移, 年内从年初到年末呈明显的上升趋势, 年际间则存在有规律的波动并逐渐升高 (图2)。由图可以看出: 每年的4月份, 是一年中硝态氮含量最低的时候, 其后逐渐升高 (7月份), 在12月份达到最高值, 然后下降, 第二年基本呈现上一年的波动规律, 但是总体上较上一年含量升高。究其原因, 这与大棚蔬菜生产习惯有很大关系。4月是当地大棚蔬菜的旺盛

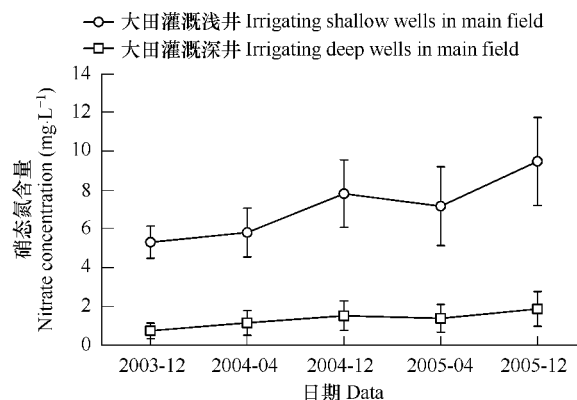


图1 大田区灌溉水硝态氮动态变化

Fig. 1 Variation of nitrate-N concentration in irrigating water in main field

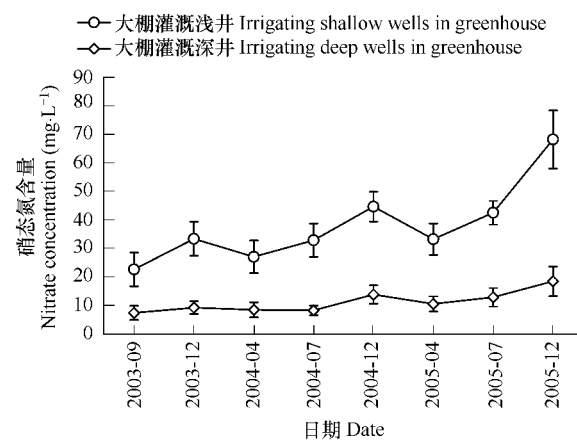


图2 大棚区灌溉水硝态氮动态变化

Fig. 2 Variation of nitrate-N concentration in irrigating water in greenhouse

生长期,此时期光照充足,蒸发蒸腾强烈,作物对水肥需求量大,为了获得高产量,频繁的灌溉和施肥是必需的。而此时正是一年中的枯水季节,强烈的供需矛盾造成大棚区地下扰动较大且地下水位下降明显(5~10m),只能通过周边农田(非大棚区)进行地下水补给,这对表层水中硝态氮含量起到了一定的稀释作用;7月是大棚蔬菜种植区的农闲时期,地下水基本不受外界扰动,土壤深层中累积的硝酸盐很容易与地下水进行交流,导致地下水中硝态氮含量升高;进入11月份之后,由于日照时间变短,气温下降,棚内湿度加大,大棚区灌溉频率大幅下降(经常一个多月不灌溉),加之前期大量的肥料投入,使得大量沉积在土壤剖面中未被利用的氮素以硝态氮的形式进入地下水中,造成大棚区灌溉地下水中硝态氮含量在12月份达到最高值。灌溉深井中硝态氮的含量变化与浅井类似,但是幅度较浅井要小得多,表明目前土壤中的氮素进入深层地下水的量仍相对较少。

无论大棚蔬菜种植区还是小麦-玉米种植区,浅井中的硝态氮含量均明显高于深井,同一时期硝态氮含量波动幅度也是浅井高于深井。

3.2.2 不同深度饮用水井中硝态氮的动态变化

小麦-玉米种植区饮用水浅井的硝态氮平均在 $3.42 \sim 5.34 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,深井为 $0.84 \sim 1.84 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (图3)。这与灌溉水的变化规律非常接近。从地质构造上看,同一含水层的水必然存在着交换,由于灌溉浅井水中硝态氮含量明显高于饮用浅井含量,必然导致饮用浅井中硝态氮含量缓慢上升。深井中灌溉水和饮用水浓度相近,平均含量均在 $3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下,接近自然状态下地下水硝态氮含量的本底值,表明大田区深层地下水目前尚未受到人类农业活动的直接影响,因此后者浓度随时间基本上没有变化。

大棚区饮用浅井中硝态氮含量呈现快速上升的趋势(图4),2003年9月平均含量为 $11.53 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,到2005年12月,则已经达 $30.83 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,接近原来的3倍。饮用水中硝酸盐的最高浓度也来自于浅井,达 $45.60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,接近WHO推荐最高限量的五倍,同时也大大超过了我国生活饮用水的硝态氮含量标准。这与大棚区灌溉浅井的变化相呼应,说明由于地下水的交互作用,分布在村子周围的灌溉水井已经对农村饮用水造成了交叉污染。当地居民长期饮用含高浓度硝酸盐的水,对他们的健康产生了潜在的威胁,调查发现这些村子近年来老年人中胃癌、食道癌的发病率较周围地区高的多,可能与长期饮用硝酸盐严重超标的水有关。大棚区饮用深井水中硝态氮的含量明显较浅井要低得多,不同井点之间硝态氮含量差异也小,但是随着时间的推移,与灌溉深井相比,虽然没有季节性波动,变化平稳,然而硝态氮的平均含量仍然呈现缓慢升高的趋势。

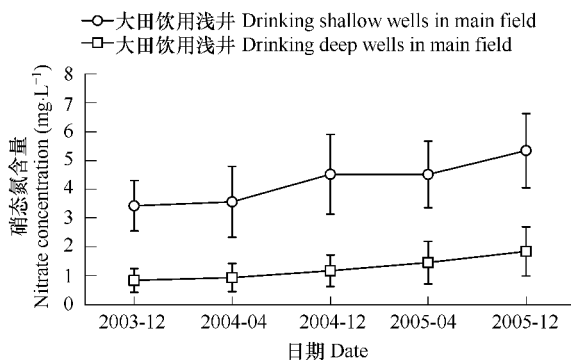


图3 大田区饮用水硝态氮动态变化

Fig. 3 Variation of nitrate-N concentration in drinking water in main field

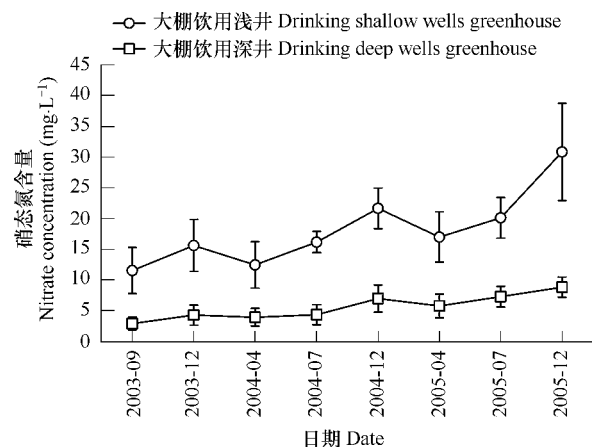


图4 大棚区饮用水硝态氮动态变化

Fig. 4 Variation of nitrate-N concentration in drinking water in greenhouse

4 结论与讨论

地下水是我国北方农业生产和当地居民生活饮用水的主要水源,一旦受到污染,将危及人民健康安全,且

治理起来将非常困难。因此,加强预防,源头控制总是高于先污染后治理。

多年来一成不变的小麦-玉米耕作制度并没有给大田区地下水造成明显的影响,仅有浅层地下水硝态氮含量随着时间变化具有季节性变化,深层地下水硝态氮含量绝大多数在 $3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下,接近自然状态下地下水硝态氮含量的本底值,表明大田区深层地下水目前尚未受到人类农业活动的直接影响;大田区农村饮用地下水硝态氮含量没有超标现象。

无论大棚区还是大田区,井深不同对地下水的硝态氮含量影响差异很大。浅井中硝态氮的含量明显高于深井。

大棚区灌溉水井中硝态氮含量年内(从年初到年末)呈明显的上升趋势,年际间则存在有规律的波动并逐年升高。每年的4月份,是一年中硝态氮含量最低的时候,其后逐渐升高(7月份),在12月份达到最高值,然后下降,第二年基本呈现上一年的波动规律,但是总体上较上一年含量升高。

大棚区农田土壤中每年高达 $1541 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的氮素盈余直接导致了该种植体系下灌溉水中硝态氮浓度大大高于粮食作物种植区。大棚区灌溉水硝态氮含量平均在 $15.42 \sim 56.04 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间,最高达 $88.03 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,均明显高于 WHO 推荐的饮用水硝态氮含量上限;大棚区灌溉水中硝态氮含量超标现象非常普遍,在整个监测周期内,对 WHO 推荐饮用水上限的超标率介于 $52.17\% \sim 100\%$,平均超标率为 72.28% 。表明集约化大棚蔬菜栽培模式已经对当地农田地下水造成了很大的硝态氮污染。

受大棚区灌溉水硝态氮高含量和超标率普遍的影响,大棚区饮用水中硝态氮含量呈现快速上升的趋势。各次取样平均值都在 $6.70 \sim 18.46 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间,最高含量可达 $45.60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,且存在明显的季节性波动,这与灌溉水的变化规律相一致;在整个监测周期内,大棚区农村饮用水硝态氮超标现象非常普遍,国标超标率在 $0 \sim 37.50\%$ 之间,平均为 14.06% ,WHO 超标率介于 $18.75\% \sim 56.25\%$,平均为 42.19% ,说明地下水已经受到非常严重的氮素污染,饮用水中较高的硝酸盐含量已经对当地居民的健康构成了潜在的威胁。

针对当前大棚蔬菜种植区氮肥投入过量的问题,亟需开展农业减肥增效和高效栽培措施相结合方面的研究,在保证作物高产的基础上,减少肥料用量,提高养分利用率,以改善产地环境质量,提高农产品品质,减少农田向地下水环境的氮素输出,最终实现农田环境友好型生产与农业可持续发展。

References:

- [1] Tilman D, Fargione J, Wolff B, *et al.* Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, 2001, 292: 281—284.
- [2] Mosier A R, Bleken M A, Chaiwanakupt P, *et al.* Policy implications of human-accelerated nitrogen cycling. *Biogeochemistry*, 2002, 57/58(4): 477—516.
- [3] Addiscott T M, Whitmore A P, Powlson D S. *Farming, Fertilizers and the Nitrate Problem*. Wallingford: C A B International, 1991. 1—14.
- [4] Nolan B T, Ruddy B C, Hitt K J, *et al.* Risk of nitrate in groundwater of the United States—a national perspective. *Environmental Science and Technology*, 1997, 31: 2229—2236.
- [5] Hudak P F. Regional trends in nitrate content of Texas groundwater. *Journal of Hydrology*, 2000, 228: 37—47.
- [6] Agrawal G D, Lunkad S K, Malkhed T. Diffuse agricultural nitrate pollution of groundwater in India. *Water Science Technology*, 1999, 29(3): 67—75.
- [7] Mohsen J. Nitrate leaching from agricultural land in Hamadon, western Iran. *Agri. Ecosys. Environ.*, 2005, 110: 210—218.
- [8] Zhang W L, Tian Z X, Zhang N, Li X Q. Nitrate pollution of groundwater in northern China. *Agri. Ecosys. and Environ.*, 1996, 59: 223—231.
- [9] Liu H B, Li Z H, Zhang Y G, *et al.* Nitrate contamination of groundwater and its affecting factors in rural areas of Beijing plain. *Acta Pedologica Sinica*, 2006, 43(3): 405—413.
- [10] Zhang W L, Tian Z X, Zhang N, *et al.* Investigation of nitrate pollution in groundwater due to nitrogen fertilizers in agriculture in north China. *Plant Nutrition and Fertilizer Sciences*, 1995, 1(2): 80—87.
- [11] Dong Z H, Li J, Sun L M. Nitrate Contamination in the Groundwater of Intensive Vegetable Cultivation Areas in Shouguang City, Shandong Province, China. *Journal of Agro-environmental Science*, 2005, 24(6): 1139—1144.
- [12] Kraft G J, Stites W. Nitrate impacts on groundwater from irrigated-vegetable systems in a humid north-central US sand plain. *Agri. Ecosys. Environ.*, 2003, 100: 63—74.

- [13] Ramos C, Agut A, Lidón A L. Nitrate leaching in important crops of the Valencian Community region (Spain). *Environ. Pollu.*, 2002, 118: 215—223.
- [14] Waddle J T, Gupta S C, Moncrief J F, *et al.* Irrigation- and nitrogen-management impacts on nitrate leaching under potato. *J. Environ. Qual.*, 2000, 29(1): 251—261.
- [15] Stites W, Kraft G J. Nitrate and chloride loading to groundwater from an irrigated north-central U. S. sand plain vegetable fields. *J. Environ. Qual.*, 2001, 30:1176—1184.
- [16] Statistical yearbook of Shouguang city. Statistical bureau of Shouguang City, Shandong Province, 2004.
- [17] National health standard for domestic drinking water, GB5749—85.
- [18] Guidelines for drinking water quality, 2edn. 1: Recommendations. WHO, Geneva, 1993.
- [19] Diez J A, Caballero R, Roman R, *et al.* Integrated fertilizer and irrigation management to reduce nitrate leaching in Central Spain. *J. Environ. Qual.*, 2000, 29:1539—1547.
- [20] Stites W, Kraft G J. Groundwater quality beneath irrigated vegetable fields in a north-central U. S. sand plain. *J. Environ. Qual.*, 2000, 29: 1509—1517.
- [21] Madison R J, Brunett. Overview of the occurrence of nitrate in Groundwater of the U. S., in *National water summary*, Water supply paper 2275, U. S. Geological survey. Washington D C, 1984, 93—104.
- [22] Kou C L, Ju X T, Zhang F S. Nitrogen balance and its effects on nitrate-N concentration of groundwater in three intensive cropping systems of North China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005(4): 660—667.

参考文献:

- [9] 刘宏斌,李志宏,张云贵,等. 北京平原农区地下水硝态氮污染状况及其影响因素研究. *土壤学报*, 2006, 43(3): 405~413.
- [10] 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.
- [11] 董章杭,李季,孙丽梅. 集约化蔬菜种植区化肥施用对地下水硝酸盐污染影响的研究——以“中国蔬菜之乡”山东省寿光市为例. *农业环境科学学报*, 2005, 24(6): 1139~1144.
- [17] 生活饮用水卫生标准, GB5749-85.
- [22] 寇长林,巨晓棠,张福锁. 三种集约化种植体系氮素平衡及其对地下水硝酸盐含量的影响. *应用生态学报*, 2005(4): 660~667.