

抚仙湖流域典型农田区地下水硝态氮污染及其影响因素

李正兆^{1,2}, 高海鹰², 张 奇¹, 徐力刚¹

(1.中国科学院南京地理与湖泊研究所 湖泊与环境国家重点实验室,江苏 南京 210008; 2.东南大学市政工程系,江苏 南京 210096)

摘 要:对抚仙湖流域典型农田区地下水 NO_3^- -N 含量进行了近一年的连续测定,探讨了该农田区浅层地下水 NO_3^- -N 污染状况及影响因素。数据分析表明,雨季地下水 NO_3^- -N 污染较为严重,旱季相对较轻,雨季前的灌溉对地下水中 NO_3^- -N 浓度影响显著。稻田地下水 NO_3^- -N 浓度明显高于烟草田,尤其是砂质稻田,最高浓度达 $12.55 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。施用烟草专用复合肥的烟草田和采用少量多次液态施肥的豌豆田,地下水中 NO_3^- -N 浓度都比较低。适量施用有机肥的砂田地下水中 NO_3^- -N 平均浓度最低,在 $0.02 \sim 2.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 范围内变化。观测数据还显示,研究区地下水 NO_3^- -N 浓度与地下水位埋深之间没有明显的相关性。

关键词:农田;地下水;硝态氮;抚仙湖流域

中图分类号:X523 文献标识码:A 文章编号:1672-2043(2008)01-0286-05

Nitrate Pollution of Groundwater and the Affecting Factors in Typical Farmlands of Fuxianhu Lake Catchment

LI Zheng-zhao^{1,2}, GAO Hai-ying², ZHANG Qi¹, XU Li-gang¹

(1. Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing 210008, China; 2. Department of Municipal Engineering, Southeast University, Nanjing 210096, China)

Abstract: The concentration of NO_3^- -N in shallow groundwater in typical farmlands of Fuxianhu Lake catchment was monitored to investigate the groundwater pollution from agricultural activities and the affecting factors, such as rainfall conditions and types of fertilizers applied. The results showed that the concentration of NO_3^- -N in shallow groundwater in rain seasons was higher than that in dry seasons, and the irrigation just before rain seasons had a remarkable effect on the change of NO_3^- -N concentration. The concentration of NO_3^- -N in groundwater in the paddy lands was higher than that in the tobacco lands, and especially in the sandy paddy lands, it was as high as $12.55 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. The concentration of NO_3^- -N in groundwater in the tobacco lands was found to be relatively low when the special compound tobacco fertilizer was used, and the NO_3^- -N concentration was also low in the pea lands when liquid fertilization was applied at a manner of more times and less volume for each time. The NO_3^- -N concentration was found as low as $0.02 \sim 2.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ in the paddy lands when a certain amount of organic fertilizer was properly used. The groundwater table depth had no apparent correlation with the concentration of NO_3^- -N in the study area.

Keywords: farmland; groundwater; NO_3^- -N; Fuxianhu Lake catchment

自 20 世纪 60 年代以来,有关氮素通过径流和淋溶途径从土壤向地表水和地下水的流失引起了世界范围内的广泛关注^[1]。农田地下水受 NO_3^- -N 污染的事例在国外已屡有报道^[2]。我国许多地区地下水也在

不同程度上受到了农业源 NO_3^- -N 的污染,一些地区甚至已到了较为严重的程度^[3]。高强度耕作的农田中,大量氮肥的施入和较低的氮肥利用率,常常导致 NO_3^- -N 淋失进入地下水。我国农作物的氮肥利用率通常在 30%~40%之间,约 20%~50%主要以 NO_3^- -N 形式经土壤淋溶进入地下水,在大水漫灌或剧烈降雨时,特别是土壤中氮素超过作物需量时, NO_3^- -N 淋洗会大量增加,引起地下水硝酸盐污染^[4]。

针对农田地下水 NO_3^- -N 含量的动态变化及其影响因素已有一定的研究。冯兆忠等^[5]在研究河套灌区

收稿日期:2007-02-08

基金项目:国家自然科学基金(40471018);中国科学院“百人计划”及中国科学院南京地理与湖泊研究所所长基金(CXNIGLAS-2004-1,CXNIGLAS-2005-20)

作者简介:李正兆(1983—),男,江苏盐城人,在读硕士研究生,主要从事水污染、水处理方面研究。E-mail:lzzcool@sohu.com

通讯作者:张 奇 E-mail:qzhang@niglas.ac.cn

地下水氮污染状况中发现,井水中的 NO_3^- -N 主要来自氮肥与动物粪肥,施肥是地下水 NO_3^- -N 浓度增高的主要原因之一;浅层地下水 NO_3^- -N 浓度与地下水埋深的季节变化有一定的关系。刘光栋^[4]通过对桓台县农田监测发现,雨季后地下水 NO_3^- -N 含量剧烈升高,并达到年内最高值。赵燮京等^[6]对成都平原地下水 NO_3^- -N 进行一年多的连续测定,结果表明,田间地下水 NO_3^- -N 冬春枯水季较高,且变幅较大;夏秋丰水季较低,且变幅较小;井水中 NO_3^- -N 含量与地下水位高低没有线性关系。

抚仙湖地处滇中,位于东经 $102^{\circ}39' \sim 103^{\circ}00'$,北纬 $24^{\circ}13' \sim 24^{\circ}46'$ 之间,容水量占云南省九大高原湖泊蓄水总量的 65.7%,是珍贵的优质淡水资源。近年来,受流域内人类活动的影响,湖泊氮、磷浓度增加,水质呈逐年下降趋势。抚仙湖污染主要来自面源,约占总负荷量的 90% 以上,而这其中的大部分又是来自农田的地表和地下径流。北岸农田为抚仙湖流域的主要农田区,最具代表性(见图 1)。该区地势平坦,地下水埋深较浅,约为 0.6 m,降雨入渗条件良好,施入的氮肥极易淋失污染地下水体,而且,该平原区以平均坡度 6.4‰ 由北(山区)向南(湖泊)倾斜,地下水总的流向由北向南,最后入渗湖泊。因此,浅层地下水也是向湖泊输送营养物的主要载体之一。以河道径流方式入湖的污染物相对容易监测和控制,同时在北岸的主要入湖河口也已建了人工湿地^[7,8],以消减农田地表径流中的营养盐含量。但以地下水方式入湖的污染物因其迁移路径复杂且较为隐蔽而难以控制。为此,对该区地下水 NO_3^- -N 浓度的变化进行了连续观测,以查明地下水中 NO_3^- -N 的污染状况,为减慢或遏制湖泊水质的恶化提供数据依据。



图 1 地下水观测孔位置图

Figure 1 Locations of groundwater monitoring well

1 试验设计与方法

1.1 试验区概况

本研究于 2006 年 3 月至 12 月在中国科学院南京地理与湖泊研究所抚仙湖工作站进行。选择抚仙湖流域最具代表性的北岸平原区农田作为研究对象(见图 1)。研究区域面积为 $3\,243.4\text{ hm}^2$, 该区位于北回归线低纬度、高海拔地带,属中亚热带半湿润季风气候,干、湿(雨)季分明。常年平均气温 $15.5\text{ }^{\circ}\text{C}$, 年降雨量 $800 \sim 1\,100\text{ mm}$, 全年 80%~90% 的雨量集中在 5~10 月份的雨季。年蒸发量一般大于降雨量,在 $1\,200 \sim 1\,900\text{ mm}$ 之间,年日照时数为 $2\,000 \sim 2\,400\text{ h}$ 。抚仙湖北岸农田为湖泊淤积作用不明显的冲、湖积混合母质,肥力较高,是玉溪市重要的粮产区和烤烟产地,农田复种指数高,耕作强度大,氮肥平均施用量较高,且呈逐年增长的趋势^[9]。

1.2 采样点布置

研究区域的土壤主要有质地偏粘的水稻土和质地松散的砂土两种,典型的耕作方式为水稻-蔬菜轮作、水稻-小麦轮作和烟草-豌豆轮作。综合考虑土壤质地和耕作类型,布置如图 1 所示的 4 个地下水观测孔,依次编号为:1 号、2 号、3 号、4 号。1 号区为砂土,水稻-大蒜轮作;2 号区为水稻土,水稻-小麦轮作;3 号区为水稻土,烟草-豌豆轮作;4 号区为砂土,烟草-豌豆轮作。北岸农田地下水埋深较浅,常年均能取水。各观测区均按当地农民的习惯施肥。

1.3 地下水样采集与分析

地下水观测管为长 1.5 m、直径 11 cm 的 PVC 管,在管的一端管壁上用电钻钻开直径 0.5 cm 的进水小孔共 6 排,每排 8 个。用相应口径土钻钻孔至地下水潜水面以下,垫上碎沙石,埋入 PVC 管,使管壁与周边土壤结合紧密,避免地表水沿管壁下渗。PVC 管上部粘结直径 11 cm 的堵头作管盖,以防异物或昆虫进入。在条件允许的情况下,隔天取管内地下水水样,采样时间为当地时间 17:00~19:00,同时观察农田耕作情况并作记录。取回的水样立即于 $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ 保存以备分析。

分析方法:采用酚二磺酸分光光度法(GB7840—87)测定水样中 NO_3^- -N 的浓度。具体步骤参见《水和废水监测》^[10]。所用的主要仪器是 DZKW-C 型电子恒温水浴锅和 752N 型紫外可见分光光度计。

1.4 降雨资料的观测

研究区安装有自动雨量监测系统,对降雨量进行不间断的连续监测。本文中用引的降雨量为日降雨

量,即 24 h 累加得到的总降雨量。

2 结果与讨论

2.1 地下水 NO_3^- -N 浓度的变化分析

NO_3^- -N 进入地下水体须具备两个基本条件:一是土壤层中要有 NO_3^- -N 存在;二是要有向下移动的渗透水流^[11]。 NO_3^- -N 主要来自农田施肥,下渗水主要来源于降雨和农田灌溉。已有研究表明^[12],通常情况下,硝酸盐淋失主要发生在降雨集中的季节,硝酸盐淋失量和同期降雨量呈显著线性相关。从图 2 中大致可看出,每次降雨初期地下水 NO_3^- -N 浓度均有升高,之后缓慢回落,7 月中下旬和 9 月中下旬的短暂无雨期,也出现了 NO_3^- -N 浓度的回跌。这主要归因于降雨初期,土体中之前积累的 NO_3^- -N 在雨水下渗淋洗作用下进入地下水体,引起地下水 NO_3^- -N 浓度急剧升高,随着降雨的继续进行,下渗水中 NO_3^- -N 浓度越来越低,这样就对地下水产生了稀释效应。可见,地下水中 NO_3^- -N 浓度的改变取决于下渗水中 NO_3^- -N 的含量,只有当下渗水中 NO_3^- -N 的浓度高于地下水中的浓度时,才会导致地下水中 NO_3^- -N 浓度的升高。在 5 月至 10 月的雨季,地下水 NO_3^- -N 浓度显著高于旱季(11 月~次年 4 月),表明该农区地下水 NO_3^- -N 浓度受雨季降雨的直接影响。1 号、2 号田在 4 月底 5 月

初, NO_3^- -N 浓度上升幅度显著大于 3 号、4 号,可解释为 4 月下旬,1 号、2 号施肥种植水稻,而水稻生长初期,根系尚未充分发育完全,对氮素营养物质的吸收能力弱、需求量小,而所施的肥料却是分次施肥中最多的,多余的氮肥淋失所致。

但是,从图 2 中可看出,地下水 NO_3^- -N 浓度与降雨量二者的变化尚不完全一致。雨季之前的 4 月份波动较大,可解释为在 3 月底,田里的农作物已基本收割完,之后休耕,4 月中旬大水漫灌泡田,导致 NO_3^- -N 的大量淋失,表明大水漫灌对地下水 NO_3^- -N 浓度变化的影响。1 号田在水稻生长中后期和大蒜生长前期(6 月 18 日~11 月 19 日), NO_3^- -N 浓度一直维持在 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上,表现为较重的污染,主要是因为水稻生长中后期,1 号田多次过量的追肥,水稻收割之后(9 月中旬),紧接着施肥种植大蒜,在降雨、灌溉的淋洗下,使得地下水 NO_3^- -N 一直维持在较高的浓度,表明施肥对地下水 NO_3^- -N 浓度变化有影响。

2.2 不同农田地下水 NO_3^- -N 浓度的差异分析

图 2 表明,4 块田地下水 NO_3^- -N 浓度分别为 $2.80 \sim 12.55$ 、 $0.60 \sim 5.82$ 、 $0.05 \sim 3.23$ 和 $0.02 \sim 2.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,平均值分别为 9.86 、 2.61 、 1.02 和 $0.86 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。4 块田地下水中 NO_3^- -N 浓度差异很大,在降雨条件一致的情况下,浅层地下水 NO_3^- -N 浓度差异的主要决定因

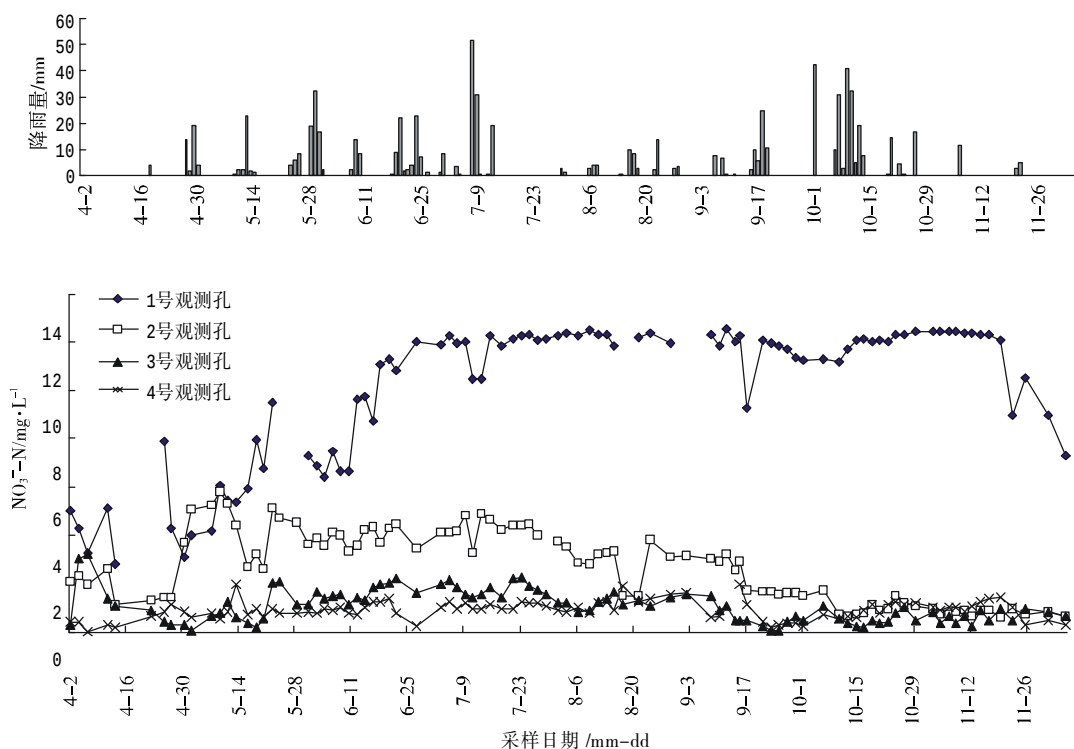


图 2 地下水中 NO_3^- -N 浓度与降雨量的关系

Figure 2 Response of NO_3^- -N concentration of groundwater to rainfall

素大致可分为 3 类: 第一类是各块田的氮肥施用量。氮肥用量是 NO_3^- -N 淋溶损失的决定性因素, 地下水 NO_3^- -N 含量是随氮肥施用量的增加而升高的^[13], 赵燮京^[6]在研究成都平原部分农区地下水 NO_3^- -N 含量时也发现田间地下水 NO_3^- -N 含量与氮肥施用量有直接关系; 第二类是各块田的土壤质地。土壤质地是支配土壤特性的根源, 决定土壤的透水性, 对硝化和反硝化作用也有重要影响, 土壤的氮淋溶量与农田土壤粘粒含量一般呈负相关的对数关系; 最后一类是地表农作物类型。不同农作物对肥料的吸收不一样, 不同农作物所采取的农田耕作方式也有所差异^[14]。

研究区 1 号是水稻-大蒜轮作田, 施肥量较大, 过剩氮素残留在土壤中, 对地下水污染造成潜在威胁。另外, 1 号田土壤砂性最重, 持肥力差, 渗漏性强, 砂性土壤由于透气性良好, 土体呈好氧状态有利于硝化作用的进行, 并且砂性土壤中有机质含量较低, 即使在水稻生长期间的间隙性淹水条件下, 反硝化作用仍很微弱, 这样土体中 NO_3^- -N 大量积累, 在下渗水的淋洗作用下, 最终进入地下水体。2 号是水稻-小麦轮作田, 水稻生长期间(4 月 25 日—9 月 18 日)施肥量亦较高, 但是 2 号田土壤质地粘重, 有机质含量较高, 在淹水还原条件下, 土体中的反硝化作用比较强烈, 土壤反硝化速率的增加是硝酸根去除的决定性因素, 这样积累的 NO_3^- -N 较少, 同时粘质土壤中 NO_3^- -N 下渗速度很慢, 致使地下水中 NO_3^- -N 的浓度远低于 1 号田。之后的小麦施肥量较少, 并且在水稻生长期间积累的 NO_3^- -N 也相对较少, 这样在 10 月上旬的强降雨淋洗稀释下, 地下水 NO_3^- -N 浓度逐渐降低。3 号、4 号田都是采用烟草-豌豆轮作, 烟草(4 月 26 日~8 月 1 日)施用的是烟草专用复合肥, 豌豆采用的是少量多次的液态施肥, 都有助于农作物的吸收利用, 这样土体中残留的氮素相对较少, 使得地下水中 NO_3^- -N 浓度一直维持在较低水平, 即使在强降雨或大水量灌溉下, 也不会造成剧烈波动(见图 2)。此外, 烟草和豌豆都是采取垄耕, 耕作方式对氮肥($203 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)淋失的影响程度为($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$): 垄耕(95)<铧式犁(102)<免耕(106)<耢式犁(131), 证明垄耕条件下地下水中的 NO_3^- -N 浓度较小^[15]。值得注意的是, 4 号田为砂土, 地表农作物类型与 3 号田一样, 但是地下水中 NO_3^- -N 浓度却最低, 可能是因为 4 号田接近农民生活区, 有一定量的有机肥施入。在砂土中施用有机肥不仅能促进作物根系生长, 有利于作物对深层次养分的吸收利用^[16], 而且可以增加土壤粘粒及团聚体含量, 提高 CEC

代换量, 增加对 NO_3^- -N 的固持, 阻碍了 NO_3^- -N 向下迁移^[17]。

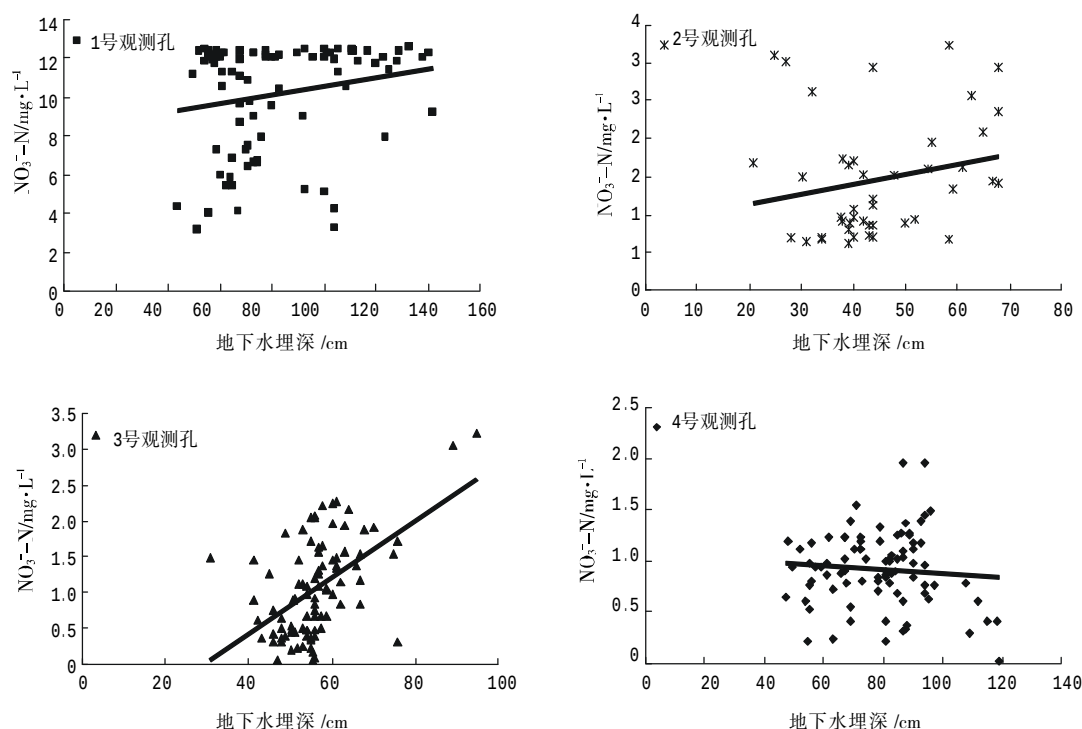
2.3 NO_3^- -N 浓度与地下水埋深的关系

地下水埋深的动态变化与土壤水下渗规律密切相关^[18]。土壤水渗漏造成了地下水位的升高, 而当土壤水分亏缺时, 地下水位显著下降。土壤水的下渗淋洗正是 NO_3^- -N 淋失进入地下水的驱动力, 同时在蒸发和作物蒸腾作用下, NO_3^- -N 也能以质流的形式进入上层土体。可见, 地下水埋深的动态变化可以反映出 NO_3^- -N 在地下水与土层中的交换。因此对 4 个采样点的地下水中 NO_3^- -N 含量与地下水埋深进行线性回归分析。然而, 从图 3 可知: 1 号: $y_1=0.022 1x+8.352 7, R^2=0.039 2$; 2 号: $y_2=-0.054x+4.201 3, R^2=0.505 4$; 3 号: $y_3=0.039 4x-1.1577, R^2=0.284 2$; 4 号: $y_4=-4.022 6x+82.383, R^2=0.008 1$ 。相关系数较低, 最高值仅为 0.505 4, 表明该区地下水 NO_3^- -N 含量与地下水埋深无明显相关。这可能是由于该区域地下水埋深较浅, 且波动幅度较小, 尚不能充分表现出两者的相关性。

3 结论与建议

抚仙湖流域典型农田区地下水 NO_3^- -N 浓度周年变化规律为: 不管是水田还是旱地, 都是雨季较高, 尤其是降雨初期, 旱季相对较低。雨季前的灌溉对地下水中 NO_3^- -N 浓度影响显著。研究区地下水 NO_3^- -N 平均浓度范围在 $0.86 \sim 9.86 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 稻田地下水 NO_3^- -N 浓度显著高于烟草田, 尤其是砂质稻田, 最高达 $12.55 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。施肥对地下水 NO_3^- -N 浓度影响显著, 小麦田由于施肥量低, 地下水 NO_3^- -N 浓度明显降低; 烟草田施用烟草专用复合肥, 地下水 NO_3^- -N 浓度也显著低于同期的水稻田; 豌豆采用少量多次的液态施肥, 地下水 NO_3^- -N 浓度也很低。4 号砂田, 因施入有机肥, 地下水中 NO_3^- -N 平均浓度显著低于另外 3 点, 进一步证明在砂田适当施用有机肥, 可以显著降低 NO_3^- -N 的淋失。该区地下水埋深与地下水中 NO_3^- -N 浓度无明显线性相关。

该农区地下水中 NO_3^- -N 含量大部分在 I~II 类地下水水质范围内变化, 只是个别区域达到 III 类。但是地下水 NO_3^- -N 污染呈加重趋势, 必须提前采取预防措施, 防患于未然。建议在砂田适量增施有机肥, 注意氮、磷、钾肥的平衡施用, 在雨季来临前尽量少施或不施肥, 同时采取节水灌溉, 降低渗漏。只有采取科学的水肥管理措施, 才能遏制地下水质的恶化, 从而保护

图3 地下水埋深与地下水 NO_3^- -N 浓度的关系分析Figure 3 Relationships of groundwater table depth and NO_3^- -N concentration

高原明珠——抚仙湖。

参考文献:

- [1] Almasri Mohammad N. Nitrate contamination of groundwater: A conceptual management framework [J]. Environmental Impact Assessment Review, 2007, 27(3): 220-242.
- [2] LIU G D, WU W L, ZHANG J. Regional differentiation of non-point source pollution of agriculture-derived nitrate nitrogen in groundwater in northern China [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2005, 107: 211-220.
- [3] 刘宏斌, 张云贵, 李志宏, 等. 北京市平原农区深层地下水硝态氮污染状况研究[J]. 土壤学报, 2005, 42(3): 411-418.
- [4] 刘光栋, 吴文良. 高产农田土壤硝态氮淋失与地下水污染动态研究[J]. 中国生态农业学报, 2003, 11(1): 91-93.
- [5] 冯兆忠, 王效科, 冯宗炜. 河套灌区地下水氮污染状况[J]. 农村生态环境, 2005, 21(4): 74-76.
- [6] 赵燮京, 赵小蓉, 王昌桃. 成都平原农区地下水中 NO_3^- -N 含量变化规律研究[J]. 土壤学报, 2004, 41(1): 56-60.
- [7] 刘 佳, 张 奇, 高海鹰, 等. 人工湿地不同功能区除氮效果比较[J]. 科学技术与工程, 2006, 6(6): 723-725.
- [8] 徐 进, 张 奇, 王世和, 等. 云南抚仙湖湖滨带复合湿地的脱氮效果分析[J]. 中国给水排水, 2006, 22(3): 13-15.
- [9] 陈 红, 王声跃, 刘 俊. 抚仙湖流域农业面源污染控制研究[J]. 云南环境科学, 2002, 21(3): 27-29.
- [10] 国家环保局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M](第4版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 259-261.
- [11] 董维红, 林学钰. 浅层地下水氮污染的影响因素分析[J]. 吉林大学学报(地球科学版), 2004, 34(2): 231-235.
- [12] 张庆忠, 陈 欣, 沈善敏. 农田土壤硝酸盐积累与淋失研究进展[J]. 应用生态学报, 2002, 13(2): 233-238.
- [13] Adrian H Gallardo, Walter Reyes-Borja, Norio Tase. Flow and patterns of nitrate pollution in groundwater: a case study of an agricultural area in Tsukuba City, Japan [J]. Environmental Geology, 2005, 48(7): 908-919.
- [14] Gonzalez Vazquez J C, Grande J A, Barragan F J. Nitrate accumulation and other components of the groundwater in relation to cropping system in an aquifer in Southwestern Spain [J]. Water Resources Management, 2005, 19(1): 1-22.
- [15] 李淑芬, 纪易凡. 化肥施用与环境效应研究进展[J]. 南京农专学报, 2003, 19(2): 59-64.
- [16] 谢红梅, 朱 波, 朱钟麟. 无机与有机肥配施下紫色土铵态氮、硝态氮时空变异研究-夏玉米季[J]. 中国生态农业学报, 2006, 14(2): 103-106.
- [17] 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.
- [18] 朱安宁, 张佳宝. 黄潮土的土壤水渗漏及硝态氮淋溶研究[J]. 农村生态环境, 2003, 19(1): 27-30.