

薛禹群, 张幼宽. 2009. 地下水污染防治在我国水体污染控制与治理中的双重意义 [J]. 环境科学学报, 29(3): 474– 481
Xu Y Q Zhang Y K 2009 Twofold significance of ground water pollution prevention in China's water pollution control[J]. Acta Scientiae Circumstantiae 29(3): 474– 481

地下水污染防治在我国水体污染控制与治理中的双重意义

薛禹群^{1*}, 张幼宽²

1 南京大学地球科学与工程学院, 南京 210093
2 南京大学水科学研究中心, 南京 210093
收稿日期: 2008-05-15 录用日期: 2009-01-13

摘要: 农业面源污染物不仅随地表径流直接进入河流、湖泊或近海, 污染地表水体, 而且渗入土壤或岩石, 污染地下水. 而被污染的地下水最终亦流入河流、湖泊或近海, 污染地表水体. 因此, 地下水污染防治在当前我国的水体污染控制与治理中具有双重意义: 一方面, 为了保护作为主要饮用水源之一的地下水, 需要进行地下水污染防治; 另一方面, 为了有效地治理地表水体的污染, 也需要进行地下水污染防治. 迄今为止, 我国在地下水污染防治方面所做的工作大都以保护地下水作为饮用水源为目的, 而缺少或未重视被污染的地下水对地表水体污染的机理和贡献的研究. 本文以农业面源造成的地下水中硝酸盐污染为例, 阐明地下水污染防治在我国当前水污染防治中的双重意义, 指出被污染的地下水可能是我国主要河流、湖泊和近海的主要污染源之一, 旨在得到人们对地下水污染研究和治理的重视, 推动面源污染物在地下水中的运移机理以及被污染地下水对地表水污染的贡献评价与防治研究, 以便更合理地制定我国的流域水污染防治规划, 更有效地控制和治理我国的水体污染.

关键词: 水体污染控制; 地下水污染防治; 面源; 硝酸盐

文章编号: 0253-2468(2009) 03-474-08 中图分类号: X 523 文献标识码: A

Twofold significance of ground water pollution prevention in China's water pollution control

XUE Yuqun^{1*}, ZHANG Youkuan²

1 School of Earth Sciences and Engineering Nanjing University, Nanjing 210093
2 Center forHydrosciences Research Nanjing University, Nanjing 210093

Received 15 May 2008 accepted 13 January 2009

Abstract Contaminants from Non-point Sources (NPS) not only enter rivers, lakes, and inshore through overland flow and pollute surface water bodies but also infiltrate into the subsurface and pollute ground water. The contaminated ground water eventually flows into river, lakes, or inshore and also pollutes surface water bodies. The significance of ground water pollution prevention is thus twofold: one is to protect groundwater as drinking water sources and the other is to prevent surface water pollution. However, most studies in China so far have been focused on protecting ground water as drinking water sources. Little attention has been paid to studying how contaminants in ground water move into surface water bodies and how much they contribute to surface water pollution. In this paper, ground water contamination by nitrate from agricultural NPS is used as an example to emphasize the twofold significance of ground water pollution prevention. It is hypothesized that ground water contaminated by NPS may be a nutrient source leading to eutrophication of China's major rivers, lakes, and inshore waters. More research is needed in the areas of ground water contamination by NPS for better watershed management and more effective control of China's water pollution.

Keywords water pollution control; ground water pollution prevention; non-point sources; nitrate

1 引言 (Introduction)

近年来, 随着我国人口的不断增长和社会经济的快速发展, 各种环境问题日趋严重, 其中尤以水

污染的形势最为严峻. 十多年来, 在国家和各级政府的高度重视和全国人民的共同努力下, 我国的水污染治理取得了巨大成效, 各大流域的水环境都有了很大改善. 但目前我国的水污染依然相当严重,

作者简介: 薛禹群 (1931—), 男, 教授 (博士生导师), E-mail: yuqunx@nju.edu.cn * 通讯作者 (责任作者)
Biography: XUE Yuqun (1931—), male professor E-mail: yuqunx@nju.edu.cn * Corresponding author
© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

多个河流和湖泊的水质与规划目标还有较大的差距. 水污染问题不仅影响、制约着我国经济的发展, 而且危及人们的身体健康, 乃至社会的稳定. 因此, 国家和各级政府对水污染问题十分重视, 采取了一系列措施, 设立了多个重大工程和科研项目, 期望在未来的 15 年内明显改善我国各主要流域的水环境.

治理水污染, 首先必须追根溯源. 造成水污染的来源一般分为局部性的、集中排泄的点源 (如工业废水和城镇生活污水等) 和区域性的、分散排泄的面源 (如农用化肥、农药和畜禽粪便等). “九五”和“十五”期间, 国家采取一系列措施, 有效地治理了点源, 遏制了我国水环境继续恶化的趋势. “十一五”期间, 国家正采取更有力的措施, 投入更多资金进一步深化点源治理. 我们完全有理由相信, 在未来的 5~10 年内, 我国的点源污染问题将得到基本解决. 随着点源治理力度的加大, 面源污染的问题将越来越突出. 长期以来, 我国主要农业区土地资源的强度开发利用, 过量的使用化肥和农药、不断扩展的规模化养殖所产生的畜禽粪便等面源污染物已严重地污染了地表水、土壤和地下水. 参照美国等发达国家的水环境现状, 可以预见, 在不久的将来, 面源将是我国水体污染的主要来源. 中共中央、国务院“关于推进社会主义新农村建设的若干意见” (中发 [2006] 1 号文件) 及时提出: “加大力度防治农业面源污染”. 温家宝总理在 2006 年的政府工作报告中要求: “综合治理农村面源污染和畜禽养殖业污染”.

这里特别指出的是, 农业面源污染物不仅随降雨、融雪或灌溉所产生的地表径流直接进入河流、湖泊或近海, 污染地表水体, 而且渗入土壤或岩石, 污染地下水. 而被污染的地下水最终亦将渗入河流、湖泊或近海, 污染地表水体, 成为地表水体污染的另一主要来源. 就当前我国的水体污染控制与治理来说, 一方面, 为了保护作为主要饮用水源之一的地下水, 需要开展地下水污染防治工作; 另一方面, 为了有效地控制和治理地表水体的污染, 也需要开展地下水污染防治工作. 这就是本文提出并将重点阐述的地下水污染防治在我国水体污染控制与治理中的双重意义. 近年来, 我国在地下水污染防治方面做了大量的工作, 如国土资源部开展的全国地下水污染调查和环保部制定的地下水污染防治规划, 但这些工作大都以保护地下水作为饮用水

源为目的, 而缺少被污染地下水对地表水体污染的机理和贡献的研究. 本文以农业面源造成的地下水硝酸盐污染为例, 借用部分国外资料, 阐明地下水污染防治在我国当前水污染防治中的双重意义, 旨在引起人们对地下水污染研究和治理的重视, 推动我国面源污染物在地下水中的运移机理以及被污染的地下水对地表水污染的贡献与防治研究, 以便更全面制定我国的流域水污染防治规划, 更有效地控制和治理我国的水体污染.

2 地下水作为主要水源之一正遭受着越来越严重的污染 (As one of the main water resources ground water has been increasingly contaminated)

地下水是地球上最主要、分布最为广泛的水资源之一. 全世界超过 15 亿的人口主要依靠地下水作为饮用水 (Alley *et al.*, 2002). 我国水资源总量的 1/3 和全国总供水量的近 20% 来自地下水. 我国有 400 多个城市开采地下水, 北方和西部地区主要城市的地下水利用率往往超过供水总量的 50%, 许多城市高达 80% 以上. 在部分城市和广大农村地区, 地下水往往是唯一的供水水源 (姜建军、文冬光, 2005; 戴向前等, 2007). 地下水是我国经济和社会发展以及人民生活所必需的、不可替代的重要资源.

就全国范围而言, 我国地下水质量总体较好. 根据国家地下水质量标准 (GB/T 14848-93), 我国 63% 地区的地下水可直接饮用, 17% 经适当处理后可供饮用, 12% 不宜饮用, 剩余 8% 为天然的咸水和盐水 (姜建军, 2007). 然而, 在我国人口较为密集、人类活动干扰大、工农业生产发达的平原地区, 由于工业废水和生活污水的排放, 大面积、超量化肥和农药的使用, 垃圾场的淋滤和地下油罐的渗漏等原因, 地下水正遭受着越来越严重的污染. 在全国水资源调查评价的 197 万 km^2 平原区浅层地下水中 (孙雪涛, 2007; 唐克旺等, 2006), I 类和 II 类水质的面积仅为 4.98%, III 类面积为 35.53%, IV、V 类面积高达 59.49%. 太湖、辽河、海河、淮河等流域地下水污染最为严重, 其面积的 91.49%, 84.53%, 76.40% 和 67.78% 地区的地下水超标 (表 1). 太湖流域的浅层地下水大都为 IV 类和 V 类, 几乎全部不能直接饮用. 淮河流域安徽段总面积 (39994 km^2) 中 46.6% 埋深小于 20m 和 35.8% 埋深在 20~50m 的地下水受到中等或重污染 (表 2 (徐小磊, 2007)).

表 1 我国主要流域浅层地下水水质类别及超标区比例

水资源一级区	I 类	II 类	III类	IV类	V 类	超标区
松花江	0. 47%	2. 47%	42. 65%	15. 04%	39. 37%	54. 41%
辽河	2. 13%	0. 92%	12. 38%	23. 44%	61. 11%	84. 55%
海河	0	0. 61%	22. 99%	26. 80%	49. 60%	76. 40%
黄河	0	3. 42%	48. 47%	16. 41%	31. 70%	48. 11%
淮河	0	1. 68%	30. 54%	42. 93%	24. 83%	67. 78%
长江 (含太湖)	1. 74%	15. 83%	37. 05%	24. 77%	20. 61%	45. 38%
太湖	0	0	8. 51%	70. 21%	21. 28%	91. 49%
东南诸河	0	1. 47%	41. 18%	27. 94%	29. 41%	57. 35%
珠江	5. 63%	23. 00%	67. 61%	1. 41%	2. 33%	3. 76%
西北诸河	0. 81%	4. 41%	34. 67%	31. 92%	28. 19%	60. 11%
全国	0. 72%	4. 26%	35. 53%	27. 08%	32. 41%	59. 49%

注: 表中数值为不同水质类别区面积与所在流域总面积的百分比 (唐克旺等, 2006).

表 2 淮河流域 (安徽段) 地下水污染分区

地下水位埋深	未污染区	轻微污染区	中等污染区	重度污染区	总面积
< 20m	4110 (10. 3)	17251 (43. 1)	8588 (21. 5)	10045 (25. 1)	39994 (100)
20~ 50m	11721 (29. 3)	13988 (35. 0)	8425 (21. 1)	5860 (14. 7)	39994 (100)

注: 表中各区面积单位为 km², 括号内为各区面积与总面积的百分比 (徐小磊, 2007).

全国水资源调查评价结果还表明: 地下水中“三氮”, 即氨氮 (NH₃), 硝酸盐 (NO₃), 亚硝酸盐 (NO₂), 超标十分普遍 (表 3) (唐克旺等, 2006). 氨氮属于新进入地下水系统的污染物, 其超标率最大显示目前在我国平原区氮类污染物正在不断地进入地下并逐渐转化为亚硝酸盐和硝酸盐. 硝酸盐易溶于水、难以被土壤吸附, 是氮在地下水中出现的最主要形式 (Willich, 1969; Baker *et al.*, 1975; Kladienko *et al.*, 1991; Jacinthe *et al.*, 1999). 地下

表 3 我国主要流域井水中“三氮”超标率

Table 3 Percentage of NH₄⁺-N, NO₃-N and NO₂-N concentrations that are larger than their respective standard in water wells in China's major basins

水资源一级区	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N
松花江	37. 56%	1. 71%	2. 20%
辽河	57. 14%	0. 89%	1. 79%
海河浅层	32. 82%	4. 60%	17. 72%
海河深层	36. 97%	4. 20%	7. 56%
黄河	16. 62%	9. 07%	7. 05%
淮河浅层	27. 84%	13. 92%	21. 41%
长江	22. 64%	0. 94%	7. 55%
太湖	37. 50%	0	0
珠江	6. 11%	12. 21%	9. 16%
东南诸河	15. 42%	2. 08%	15. 17%
西北内陆	3. 23%	0	0

注: 唐克旺等, 2006

水中硝酸盐的来源分为有机和无机两大类: 有机硝酸盐主要来源为生活污水和畜禽粪便; 无机硝酸盐则主要来自广泛使用的氮肥. 硝酸盐本身对人体危害不大, 但在人体内硝酸盐变为亚硝酸盐后便会对人体 (特别是婴儿) 的健康构成威胁, 引起婴儿蓝血症和高铁血红蛋白症. 就水环境而言, 水中硝酸盐浓度过高可造成水体富营养化, 引起水藻爆发, 使得水体缺氧. 美国墨西哥海湾大面积海域的富营养化及缺氧便是由于流经美国长期使用氮肥的主要农业区—中西部诸州、而后流入该海湾的密西西比河水中携带着大量硝酸盐及其它营养物.

近些年来, 为了满足人口增长和农业增产的需求, 我国使用化肥和农药的面积和数量正在不断地扩大和增加. 研究表明, 由于使用和耕作方式的不当, 氮肥的利用率一般低于 50% (Dimes *et al.*, 2002). 大量未被利用的化肥和农药以及农村生活污水和畜禽粪便等渗入地下, 造成地表水、土壤和地下水的严重污染, 使得地下水中硝酸盐浓度逐渐升高 (徐芳香等, 1999; 李保国等, 2001; 张思聪等, 2002; 汪珊等, 2004, 2005; 刘英华等, 2005; 刘宏斌等, 2005, 2006; 冯锦霞等, 2006; 陈建耀等, 2006). 如长江三角洲地区各省市均发现地下水中 NO₃-N 超标 (≥ 10 mg·L⁻¹): 苏州和南通地区地下水中硝酸盐超标率为 18%, 浓度高达 100~ 160 mg·L⁻¹ (汪珊

等, 2005). 黄淮海平原 21.5% 面积中浅层地下水硝酸盐含量超标 (李保国等, 2001). 淮河流域地下水污染的最主要因子是硝酸盐 (徐小磊, 2007). 北京市平原农区浅层地下水硝酸盐污染尤为严重 (刘宏斌等, 2006, 2007): 77 眼深度在 3~6 m 的井中 $\text{NO}_3\text{-N}$ 平均为 47.53 mg L^{-1} , 超标率达 80.5%; 41 眼深度在 6~20 m 的手压井 $\text{NO}_3\text{-N}$ 平均达 14.01 mg L^{-1} , 超标率高达 46.3%. 更令人担忧的是深层地下水的硝酸盐污染已不容乐观: 336 眼深度在 70~100 m 的农灌井中 $\text{NO}_3\text{-N}$ 平均为 5.98 mg L^{-1} , 超标率为 24.1%; 145 眼深度在 120~200 m 的饮用井中 $\text{NO}_3\text{-N}$ 平均也已达 5.16 mg L^{-1} , 超标率为 13.8%. 高阳俊等 (2003) 的调查和研究表明: 滇池流域地下水硝酸盐含量与氮肥施用量有明显的相关性. 以 $\text{NO}_3\text{-N}$ 为指标, 滇池流域的地下水仅有 30% 属于 III 类水 ($2\sim 20 \text{ mg L}^{-1}$), 20% 为 IV 类 ($20\sim 30 \text{ mg L}^{-1}$), 50% 为 V 类 ($\geq 30 \text{ mg L}^{-1}$); 地下水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 超标率高达 70%. 总之, 我国地下水硝酸盐污染已十分严重, 硝酸盐污染防治将是我国地下水污染防治工作的一项长期而艰巨的任务.

除化肥外, 广泛使用的杀虫剂、除草剂等农药, 分散的农村生活用水和畜禽粪便等面源污染物亦会随降雨、融雪或灌溉渗入地下, 污染地下水. 地下水污染已成为我国水环境保护中的突出问题. 因此, 为了保护作为主要饮用水源之一的地下水, 必需开展地下水污染防治工作. 这是地下水污染防治的重要意义之一. 下面我们将重点阐明地下水污染防治的另一重要意义, 即为了有效地保护地表水源, 控制和治理地表水体污染, 也需要开展地下水污染防治工作.

3 被污染的地下水是地表水体的主要污染源之一

(Contaminated groundwater is a main source of surface water contamination)

地下水和地表水相互作用, 紧密相联. 在通常情况下, 地下水接受降雨或融雪入渗补给, 向位于地形低处的河流、湖泊或海洋排泄 (图 1). 除地表径流和直接降水外, 地下水是河流与湖泊水的主要来源. 特别是在枯水季和枯水年, 河流与湖泊的水往往全部来自地下水. 地下水向河流的排泄量 (即基流) 受多种因素, 如气候、地貌地形、水文和地质条件控制. 基流量一般采用水文过程线切割法来估算 (陈利群等, 2006). 美国地调局对其境内 10 个不同区域 54 条河流 30 年 (1961~1990) 的径流数据分析

表明: 基流占这些河流总径流量的 14%~90% (图 2), 平均 53%. 根据对过去 60 多年河流日径流量的分析发现, 密西西比河和依阿华州内的 9 条主要河流径流量的 60% 以上均来自地下水 (Zhang and Schilling 2006, Schilling and Libra 2003).

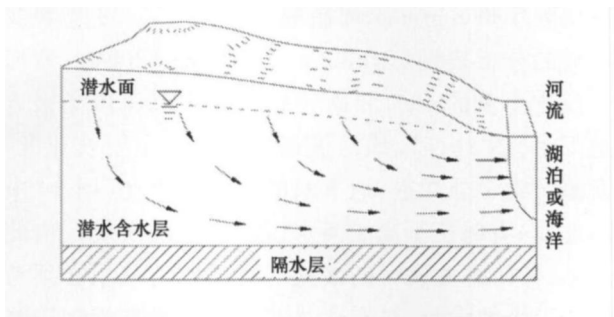


图 1 地下水向河流、湖泊或海洋排泄示意图

Fig 1 Ground water discharge to river, lake, or inshore waters

我国的情况有所不同, 在我国的东部地区, 如华北平原, 由于地下水的过量开采, 区域地下水位的下降, 多条河流, 如海河等, 基流逐渐减少甚至完全消失. 然而, 就全国范围来说, 基流仍占我国河流总径流的相当比例. 陈利群等 (2006) 通过估算黄河源区基流证实: 枯水季河川径流基本上是由基流组成. 卢选伟 (2005) 对山西省 11 个市水资源情况的分析表明: 该省河川基流总量为 47 亿 m^3 , 占全省总径流量 87 亿 m^3 的 54%. 段乔文等 (2006) 根据实测资料对云南省开远市区域水资源总量的计算表明: 多年平均地下水天然补给量及枯水季节地下水转化为河川基流量分别占河流总径流量的 56.2% 和 24.2%. 姚水萍等 (2005) 在对浙江省富阳市水资源可利用量计算提供: 该市近 10 年河流平均总径流和基流量分别为 16.68 亿 m^3 和 3.78 亿 m^3 , 基流量占总径流的 22.7%. 杨桂莲等 (2003) 运用 SWAT 模型估算陕西省洛河流域的基流占总径流的 20% 左右.

不难想见, 当地下水被污染后, 接受地下水补给的河流、湖泊和近海亦会遭受同样, 甚至更加严重的污染. 早在 20 世纪 80 年代初, 美国和其它西方发达国家就认识到被农业面源污染的地下水对地表水体的污染, 是河流、湖泊和近海的主要污染源之一. 在过去的二十多年中, 他们对农业面源造成的地下水污染进行了大量的研究. 美国联邦和中西部农业州政府投入了大量资金 (如美国 EPA 的 319 项目), 开展了多项地下水污染防治及其对地表水体污染的研究. 研究表明, 地下水所携带的污染物占河流或湖泊污染物总量的相当比例. 前面提到的

美国墨西哥海湾大面积海域呈富营养化并缺氧的主要原因便是流入该海湾的密西西比河携带的大量硝酸盐及其它营养物. 密西西比河流经美国中西部长期使用氮肥的主要农业州, 所携带的硝酸盐的70%以上来自地下水 (Zhang and Schilling 2006). 对依阿华州 Raccoon 河硝酸盐含量长达 28 年观测资料的分析表明 (Schilling and Zhang 2004): 该河年径流总量的 60% 和硝酸盐总量的 63% 以上来自地下水 (图 3b, c). 该河流经依阿华州主要农业区, 面源污染十分严重, 地下水的硝酸盐浓度 (图 3d 中的虚线) 有时甚至高于河水 (图 3d 中的实线). 由此可见, 任何有关该河硝酸盐污染的防治规划必须考虑地下水的贡献. 只有通过实施农业最佳管理措施减少地下水中的硝酸盐含量才能有效地削减河流中的硝酸盐总量 (Dinnes *et al.*, 2002).

迄今为止, 我国对地下水污染的调查和研究往往局限于以保护作为饮用水源之一——地下水的的目标. 在我国的地下水污染防治工作中, 人们普遍认识到: 河流、湖泊等地表水体受到污染后会导致附近地下水的污染, 而未考虑或未重视被污染的地下水对地表水体的污染. 我国的面源污染治理一般仅考虑地表径流及其携带的污染物, 忽略或

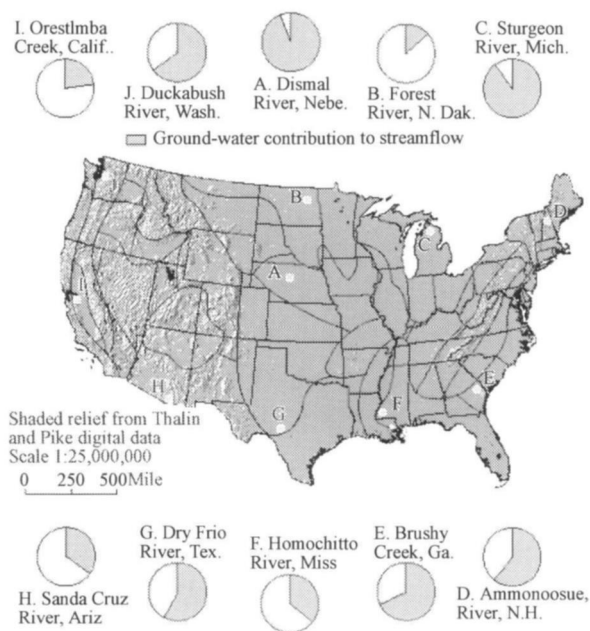


图 2 美国 10 个地区不同河流的地表径流和基流 (白色部分为地表径流; 深色部分为基流; 据 <http://www.usgs.gov/>)

Fig 2 The estimated ground-water contribution to streamflow is shown for specific streams in 10 U. S. regions (From <http://www.usgs.gov/>)

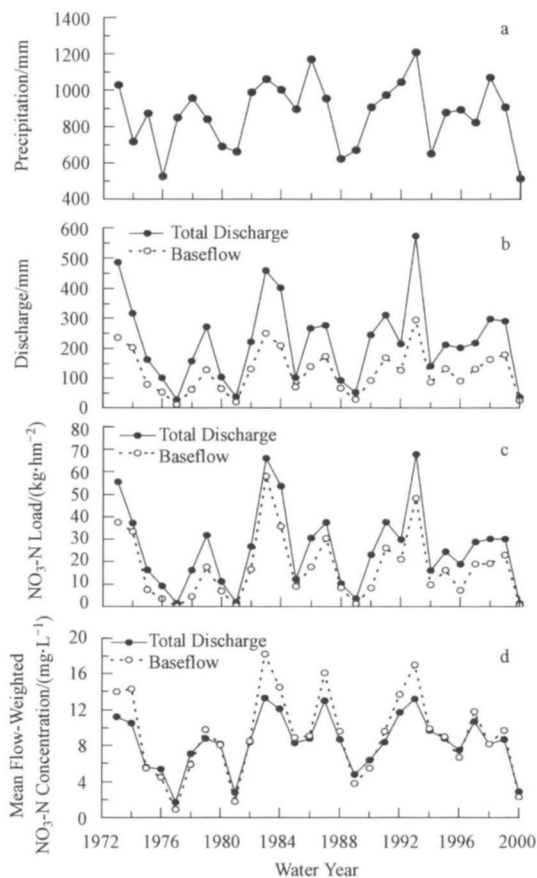


图 3 美国依阿华州 Raccoon River 地区: (a) 年平均降雨量; (b) Raccoon 河年径流 (实线) 和基流 (虚线); (c) 河流与基流中的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 量; (d) 河流与基流中的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度 (据 Schilling and Zhang (2004))

Fig 3 Data from the Raccoon River in Iowa in the USA: (a) Annual precipitation (b) Annual total discharge and baseflow; (c) $\text{NO}_3\text{-N}$ load in total discharge and baseflow; (d) $\text{NO}_3\text{-N}$ concentrations in total discharge and baseflow from 1992 to 2000 (After Schilling and Zhang (2004))

未重视地下径流及其所携带的污染物对地表水体污染的贡献. 事实上, 地下水携带的污染物可能是我国主要河流和湖泊中污染物的主要来源之一; 未考虑地下水的贡献可能是我国大型湖泊 (如太湖、巢湖、滇池) 等富营养化治理效果不佳的原因之一. 下面我们以淮河为例估算在不同情况下该流域地下水排入河流的硝酸盐量. 淮河流域 (除沂沭泗流域外) 的总面积约为 170000 km^2 , 流域多年平均年降雨量为 889 mm . 假设流域地下水向河流的排泄量或基流量 (R) 为降雨量的 5%、10% 或 15%, 地下水中 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的平均浓度 (C) 为 1 mg L^{-1} 、 5 mg L^{-1} 或 10 mg L^{-1} , 计算出地下水排入河流的硝酸盐总量最

小为 7557 吨, 最大为 226695 t(表 4)。若以 $R = 0.0889\text{m}$ (即降雨的 10%)和 $C = 5\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 来计算, 则地下水排入淮河的硝酸盐总量为 75565 t 可见, 地下水对淮河中硝酸盐总量的巨大贡献。因此, 我们不仅为保护淮河流域人民的主要饮用水源——地下水的安全要进行地下水硝酸盐污染防治, 而且为削减淮河流域地表水体中的硝酸盐也要进行地下水硝酸盐污染防治。

表 4 淮河流域(不包括沂沭泗流域)地下水排入河流的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 总量估算

Table 4 $\text{NO}_3\text{-N}$ loads of baseflow in the Huai River basin (excluding the Xi-Shu-Si River basin)

排泄量 或基流量 /m	$\text{NO}_3\text{-N}$ 总量 /t		
	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	$5\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	$10\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
0.0444	7557	37783	75565
0.0889	15113	75565	151130
0.1336	22670	113348	226695

4 结语 (Conclusions)

近年来, 随着我国人口的不断增长和社会经济的快速发展, 各种环境问题日趋严重, 其中尤以水污染的形势最为严峻。在我国的水体污染治理中, 随着点源污染治理的进一步完善, 面源污染的问题将越来越突出。过量使用的化肥和农药以及不断扩展的规模化养殖所产生的畜禽粪便等农业面源污染物不仅随降雨、融雪或灌溉所形成的地表径流直接进入河流、湖泊或近海, 污染地表水体, 而且渗入土壤或岩石, 污染地下水。而被污染的地下水最终亦将渗入河流、湖泊或近海, 污染地表水体, 成为地表水体污染的另一主要来源。因此, 地下水污染防治在我国水污染防治工作中具有双重意义: 一方面, 为了保障作为主要饮用水源之一的地下水安全, 需要开展地下水污染防治工作。另一方面, 为了有效地控制和治理地表水体的污染, 也需要开展地下水污染防治工作。虽然近年来我国在地下水污染防治方面做了大量的工作, 但这些工作大都以保护地下水作为饮用水源为目的, 而缺少或未重视被污染的地下水对地表水体污染的机理和贡献的研究。

本文以农业面源造成的水体硝酸盐污染为例说明地下水污染防治的双重意义, 即我们不仅为保护作为主要饮用水源之一的地下水安全要进行地下水硝酸盐污染防治, 而且为削减地表水体中的硝酸盐含量也要进行地下水硝酸盐污染防治, 旨在得到人们对地下水污染研究和治理的重视, 推动我国

面源污染物在地下水中的运移机理以及被污染的地下水对地表水污染的贡献和防治研究。本文指出除地表径流外, 地下水携带的硝酸盐等面源污染物可能是我国水体污染的主要来源之一, 也可能是我国湖泊富营养化治理效果不够理想的原因之一。包括硝酸盐在内的地下水污染防治将是我国水体污染防治工作中的一项长期而艰巨的任务。只有在我国的水体污染防治中考虑地下水污染防治, 才能更合理地制定流域管理规划和污染物总量控制与削减方案, 更全面、更彻底、更有效地治理地表水体污染。如果说, 农业面源污染控制的成败直接关系到我国流域污染治理的成败, 那么, 地下水污染防治的成败则关系到我国农业面源污染控制的成败。最后强调, 与地表水相比, 地下水流速慢, 循环周期长, 一旦被污染, 则很难净化。这大大增加了地下水污染防治的难度。故从策略上来讲, 更应防患于未然, 极早防治地下水污染。否则, 事倍功半, 遗患无穷。



责任作者简介: 薛禹群 (1931—), 中国科学院院士, 教授, 博士生导师。主要从事水文地质和地下水数值模拟研究, 在国内外学术刊物上发表论文 140 篇, 出版专著和教材 8 部。E-mail yuqunx@njuedu.cn

参考文献 (References):

Alley W M, Healy R W, LaBaugh J W, *et al* 2002 Flow and storage in groundwater systems [J]. Science, 296: 985—990

Baker J L, Campbell K L, Johnson H P, *et al* 1975 Nitrate phosphorus, and sulfate in subsurface drainage water [J]. J Environ Qual, 4: 406—412

陈建耀, 王亚, 张洪波, 等. 2006 地下水硝酸盐污染研究综述 [J]. 地理科学进展, 25(1): 34—44

Chen J Y, Wang Y, Zhang H B *et al* 2006 Overviews on the studies of nitrate pollution in groundwater [J]. Progress in Geography, 25(1): 34—44 (in Chinese)

陈利群, 刘昌明, 李发东. 2006a 基流研究综述 [J]. 地理科学进展, 25(1): 1—15

Chen L Q, Liu C M, Li F D. 2006 Reviews on baseflow researches Progress in Geography, 25(1): 1—15 (in Chinese)

陈利群, 刘昌明, 杨聪, 等. 2006b 黄河源区基流估算 [J]. 地理研究, 25(4): 660—665

Chen L Q, Liu C M, Yang C, *et al* 2006 Baseflow estimation of the

- source regions of the Yellow River. *Geographical Research*, 25(4): 660—665(in Chinese)
- 戴向前, 刘昌明, 李丽娟. 2007. 我国农村饮水安全问题探讨与对策 [J]. *地理学报*, 62(9): 907—912
- Dai X Q, Liu C M, Li L J. 2007. Discussion and countermeasures on safe drinking water in the rural areas of China [J]. *Acta Geographica Sinica* 62(9): 907—912(in Chinese)
- Dinnes D L, Karlen D L, Jaynes D B, *et al*. 2002. Nitrogen management strategies to reduce nitrate leaching in tile-drained Midwestern soils [J]. *Agron J* 94: 153—171
- 段乔文, 李林涛, 俞富有, 等. 2006. 关于水资源总量计算的探讨 [J]. *地质灾害与环境保护*, 17(3): 14—16
- Duan Q W, Li L T, Yu F Y, *et al*. 2006. Discussion on water resources gross calculation. *Journal of geological hazards and environmental preservation* 17(3): 14—16(in Chinese)
- 冯锦霞, 朱建军, 陈立. 2006. 我国地下水硝酸盐污染防治及评估预测方法 [J]. *地下水*, 28(4): 58—62
- Feng J X, Zhu J J, Chen L. 2006. Nitrate contamination of groundwater and its control and evaluation forecast methods [J]. *Ground Water* 28(4): 58—62(in Chinese)
- 高阳俊, 张乃明. 2003. 滇池流域地下水硝酸盐污染现状分析 [J]. *云南地理环境研究*, 15(4): 39—42
- Gao Y J, Zhang N M. 2003. The present status analysis of groundwater nitrate contamination in Dianchi Lake Valley [J]. *Yunnan Geographic Environment Research*, 15(4): 39—42(in Chinese)
- Jacinto P A, Dick W A, Brown L C. 1999. Bioremediation of nitrate-contaminated shallow soils using water table management techniques. Nitrate removal efficiency [J]. *Trans ASAE* 42: 1251—1259
- 姜建军, 文冬光. 2005. 合理开发利用地下水缓解水资源紧缺状况 [J]. *中国水利, 中国水利杂志 专家委员会会议暨节水型社会建设高层论坛专辑*: 36—39
- Jiang J J, Wen D G. 2005. Exploitation of groundwater resources reasonable to alleviate water shortage [J]. *Special collection of workshop of committee of China water resources* 36—39(in Chinese)
- 姜建军. 2007. 中国地下水污染现状与防治对策 [J]. *环境保护*, 38(10): 16—17
- Jiang J J. 2007. The present status of groundwater pollution and control measures in China [J]. *Environmental Protection*, 38(10): 16—17(in Chinese)
- Kladivko E J, Van Scoyoc G E, Monke E J, *et al*. 1991. Pesticide and nutrient movement into subsurface tile drains on a silt loam soil in Indiana [J]. *J Environ Qual* 20: 264—270
- 李保国, 白由路, 胡克林, 等. 2001. 黄淮海平原浅层地下水中 NO_3^- -N 含量的空间变异与分布特征 [J]. *中国工程科学*, 3(4): 42—45
- Li B G, Bai Y L, Hu K L, *et al*. 2001. Spatial variability and distribution of nitrate content of shallow groundwater in HuangHuai-Hai Plain [J]. *Engineering Science*, 3(4): 42—45(in Chinese)
- 刘宏斌, 张云贵, 李志宏, 等. 2005. 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*, 42(3): 411—418
- Liu H B, Zhang Y G, Li Z H, *et al*. 2005. Nitrate contamination of deep groundwater in rural plain areas of Beijing [J]. *Acta Pedologica Sinica* 42(3): 411—418(in Chinese)
- 刘宏斌, 张云贵, 李志宏, 等. 2006. 北京平原农区地下水硝态氮污染状况及其影响因素研究 [J]. *土壤学报*, 43(3): 405—413
- Liu H B, Zhang Y G, Li Z H, *et al*. 2006. Nitrate contamination of groundwater and its affecting factors in rural areas of Beijing Plain [J]. *Acta Pedologica Sinica* 43(3): 405—413(in Chinese)
- 刘英华, 张世熔, 张素兰, 等. 2005. 成都平原地下水硝酸盐含量空间变异研究 [J]. *长江流域资源与环境*, 14(1): 114—118
- Liu Y H, Zhang S R, Zhang S L, *et al*. 2005. Spatial variation of nitrate content in groundwater in Chengdu Plain [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 14(1): 114—118(in Chinese)
- 卢选伟. 2005. 山西水资源浅探 [J]. *工程论坛—中国科技信息*, (24): 148
- Lu X W. 2005. Review on water resources of Shanxi [J]. *China Science and Technology Information* (24): 148(in Chinese)
- Schilling K E, Zhang Y K. 2004. Baseflow contribution to Nitrate-Nitrogen Export from a large Agricultural Watershed, USA [J]. *J Hydrol* 295: 305—316
- Schilling K E, Libra R D. 2003. Increased baseflow in Iowa over the second half of the 20th century [J]. *J Ameri Water Resour Assoc* 39(4): 851—860
- 唐次来, 朱艳芳, 张增强, 等. 2007. Fe^0 去除黄土地区土壤水中的硝酸盐 [J]. *环境科学学报*, 27(8): 1292—1299
- Tang C L, Zhu Y F, Zhang Z Q, *et al*. 2007. Use of zero-valent iron for nitrate removal from the soil water in loess areas [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae* 27(8): 1292—1299(in Chinese)
- 唐克旺, 吴玉成, 侯杰. 2006. 中国地下水资源质量评价(II)—地下水水质现状和污染分析 [J]. *水资源保护*, 22(3): 1—8
- Tang K W, Wu Y C, Hou J. 2006. Assessment of groundwater quality in China II. Groundwater quality and pollution analysis [J]. *Water Resources Protection* 22(3): 1—8(in Chinese)
- 孙雪涛. 2007. 加强地下水管理的思路与对策 [J]. *水资源管理*, (15): 17—18
- Sun X T. 2007. Thinking and measures for strengthening groundwater management [J]. *China Water Resources* 15: 17—18(in Chinese)
- 汪珊, 孙继朝, 李政红. 2005. 长江三角洲地区地下水环境质量评价 [J]. *水文地质工程地质*, (6): 30—37
- Wang S, Sun J C, Li Z H. 2005. Groundwater quality evaluation in Yangtze River Delta [J]. *Hydrogeology and Engineering Geology*, (6): 30—37(in Chinese)
- 汪珊, 孙继朝, 李政红. 2004. 西北地区地下水质量评价 [J]. *水文地质工程地质*, (4): 96—100
- Wang S, Sun J C, Li Z H. 2004. Groundwater quality evaluation in northwest China [J]. *Hydrogeology and Engineering Geology*, (4): 96—100(in Chinese)
- Willrich T L. 1969. Properties of tile drain water. Completion Report Project A-013-IA. Iowa State Water Resources Res Inst, Iowa State Univ., Ames
- 徐芳香, 陆雍森. 1999. 我国地下水中硝酸盐污染防治及水源保护区划分 [J]. *污染防治技术*, (1): 20—23
- Xu F X, Lu Y S. 1999. Control on nitrate pollution in groundwater and division of water protection zone [J]. *Pollution Control Technology*

(1): 20—23(in Chinese)

徐小磊. 2007 淮河流域 (安徽段) 地下水污染调查评价与防治对策研究[J]. 安徽地质, 17(2): 128—144

Xu X L. 2007 Investigation evaluation of groundwater pollution in the Huai River Basin (In the part of Anhui) and the countemearure study[J]. Geology of Anhui 17 (2): 128—144(in Chinese)

杨桂莲, 郝芳华, 刘昌明, 等. 2003 基于 SWAT 模型的基流估算及评价—以洛河流域为例[J]. 地理科学进展, 22(5): 463—470

Yang G L, Hao F H, Liu C M, *et al*. 2003. The study on baseflow estimation and assessment in SWAT— Luohe Basin as an example [J]. Progress in Geography, 22(5): 463—470(in Chinese)

姚水萍, 郭宗楼, 任信, 等. 2005 地表水资源可利用量计算探讨[J]. 浙江大学学报 (农业与生命科学版), 31(4): 479—482

Yao S P, Guo Z L, Ren J *et al*. 2005. Discussion on the calculation methods for available surface water resources[J]. Journal of Zhejiang University Agriculture and Life Science 31 (4): 479—482 (in Chinese)

张思聪, 沈子寅. 2002 唐山平原区地下水硝酸盐污染变化趋势的研究[J]. 水力发电学报, (1): 68—75

Zhang S C, Shen Z Y. 2002 Study on the Trend of nitrate pollution of groundwater in the plain area of Tangshan [J]. Journal of Hydroelectric Engineering (1): 68—75(in Chinese)

Zhang Y K, Schilling K E. 2005 Temporal variations and scaling of stream flow and baseflow and their nitrate-Nitrogen concentrations and loads[J]. Adv in Water Resour., 28: 701—719

Zhang Y K, Schilling K E. 2006 Increasing stream flow and baseflow In Mississippi River since 1940’ s Effect of land use change[J]. J Hydrol 324 412—422