

氮肥引起的面源污染问题研究进展

王 红, 张瑞芳, 周大迈

(河北农业大学 山区研究所, 国家北方山区农业工程技术研究中心, 河北 保定 071001)

摘 要: 我国农业面源污染问题严重, 氮肥是引起农业面源污染的主要因素之一。目前, 国内外针对氮肥利用率低、土壤流失、淋湿严重等问题进行了大量的研究, 现针对土壤培肥过程中氮肥引起的面源污染问题进行了梳理分析, 针对氮素面源污染问题的重点研究内容及治理控制措施进行了总结, 同时对今后氮肥面源污染防治工作提出了建议。

关键词: 土壤培肥; 面源污染; 氮肥

中图分类号: S 157.2 **文献标识码:** A **文章编号:** 1001-0009(2011)05-0201-03

氮是植物生长所必需的营养元素, 是决定土壤生产力的重要限制性因素。土壤中氮循环的不平衡将影响到农田生态系统的可持续性, 影响到其它重要的生物地球化学循环, 甚至会影响到全球环境变化。在过去的几百年中, 人类活动向全球陆地氮循环中输入了大量的氮素, 已经引起了全球氮超载及一系列的环境问题。

目前, 国际上公认的施氮量(N)上限为 225 kg/hm², 而我国绝大多数的高产田, 氮肥施用量都超出了国际标准。欧洲国家近年来每季作物的施氮量(N)普遍降低到 120 kg/hm² 左右^[1], 而我国东部地区每季作物施氮量(N)普遍超过 250 kg/hm², 虽然这些地区单位面积的产量相对较高, 但是仍造成了氮素的大量盈余与损失。氮素的大量盈余必然会导致氮肥向水体的直接流失显著增加, 并且部分氮素还会积累在土壤中, 对地下水造成潜在的威胁。面源污染在较广泛的范围内以分散的、微量的形式进入到地表水及地下水。由于其污染源不固定, 排放范围广, 危害面积大, 随机性大, 潜在性强, 时空变化幅度大, 发生相对滞后, 不易人为控制等特点, 已成为我国很多湖库型水源地的主要污染源。

现今在环境生物地球化学循环研究方面, 土壤氮元素循环受到高度关注。

1 氮肥利用率研究

农田生态系统氮素循环是开放性的, 由于循环过程中氮素的损失, 不仅会使参与再循环的氮素数量逐渐减少, 生产成本增加, 而且还会对环境产生潜在的影响。

对整个大田平均水平而言, 我国氮肥利用率仅在

30%~35%之间^[2], 氮肥利用率普遍较低。不同土壤类型上的氮肥利用率差异很大, 向敏超在新疆灌淤土上的研究表明, 施氮量 225 kg/hm² 时, 冬小麦氮肥的利用率为 35.9%, 100 cm 土体中的残留率为 28.0%, 损失率占 44.5%^[3]; 巨晓棠等在壤质草甸褐土上的研究表明, 施氮量 120~360 kg/hm² 时, 肥料的当季利用率为 23.6%~44.6%, 土壤残留率为 45.3%~20.9%, 损失率为 10.3%~55.2%^[4]; 李贵宝在砂质潮土上的研究表明, 肥料氮的作物吸收率为 41.2%~50.8%, 其余为土壤残留和损失率^[5]。

大量的研究表明土壤氮素的累积和运移受包括作物氮素吸收利用率、氮肥管理、降雨、灌溉、土壤特征以及氮在土壤中转化等诸多因素的影响^[6], 氮肥利用率普遍较低且变化幅度很大。

2 地表流失引起的面源污染研究

自然降雨和大水漫灌形成的地表径流, 可将农田氮素转移带入到地表水体中, 造成土壤氮素的大量损失。通过地表径流形式损失的氮是造成地表水体氮污染的主要原因之一。

当降雨强度超过土壤下渗速度时产生径流并汇集形成地表径流冲刷与土壤侵蚀, 引起溶解于径流的矿质氮, 或吸附于泥沙颗粒表面的无机和有机态氮随径流而损失^[7]。通常情况下, 氮素面源污染随年降水量和灌溉量的增加而增大^[8]。不同的土地利用类型, 氮肥的流失率也各不相同。蒋晓辉等在滇池流域进行的研究表明, 水田、干旱地、菜地和坡旱地的肥料流失率分别为 10%、10%、13%和 26%, 山坡地显著高于其它类型的土地^[9]。在同等种植模式下, 随着施肥量的增加, 氮素流失量明显增加^[10]。

有研究表明, 优化施肥、横坡种植、秸秆覆盖和植物篱拦蓄地表径流作用明显, 是遏制耕地氮流失的有效

第一作者简介: 王红(1976), 女, 河北定州人, 在读博士, 副研究员, 现主要从事土壤改良及土壤生态环境研究工作。

基金项目: 河北省自然科学基金资助项目(C2009000565)。

收稿日期: 2010-12-28

途径^[1]。

3 淋溶引起的面源污染研究

氮淋失是指土壤中的氮素在土壤中转化成硝态氮, 随水向下移动至根层以下, 从而造成损失。氮肥淋溶损失的影响因素很多, 包括施肥量、降雨量、灌溉量、土层厚度、土壤物理性质等。

过量或不当施肥可导致硝态氮在土壤中大量残留进而淋失。一般认为, 较低的氮肥用量不会导致土壤硝态氮的大量淋失^[12], 随着施氮量增加, 硝态氮下移并在深层土壤累积, 氮素淋溶损失显著增加^[13]。一些研究表明, 超过正常氮肥施用量时, 土壤中硝态氮浓度随施 N 量呈现线性增加^[14]。不合理的灌溉制度, 使土壤剖面中积累的硝态氮不断向下淋溶, 不仅会造成土壤氮素残留, 还会对地下水质量安全带来极大威胁^[15]。金欣欣等研究结果表明灌溉水量促进土壤 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 向下淋溶, 使土壤 60 cm 以上 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量降低, 不利于作物吸收^[16]。土壤质地和结构通过影响土壤的通透性能从而影响氮素的淋溶量, 在粗质土壤上硝态氮的淋溶比细质土壤严重^[17]。

宁建凤等在砂壤质赤红壤上进行的盆栽试验研究表明, 单施无机氮肥处理土壤总氮、硝态氮和铵态氮淋溶损失量最高, 有机无机氮肥配施显著降低土壤氮淋失量, 单施有机肥处理氮淋失量最低^[18]。然而过多施用有机肥同样存在硝酸盐污染地下水的风险。车明超等灌水淋溶试验表明, 保水剂能明显降低土壤尿素淋失, 保肥效果明显^[19]。此外, 作物主要是通过土壤中硝态氮的吸收利用来影响氮的迁移。沙地农田生态系统的研究表明, 不同农田利用方式对沙地土壤 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的分布和累积有重要影响。不同农田利用方式 0~300 cm 土层土壤 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 累积量表现为: 大棚蔬菜地> 番茄地> 棉花地> 制种玉米连作田> 小麦-玉米轮作田> 小麦/玉米间作田> 苜蓿地> 枣树园^[21]。因此作物的种植结构和种植制度对土壤中氮素的淋失有着显著的影响。

4 主要控制及治理措施研究

农田氮肥面源污染由于其形成过程受到地理、土壤、气候和水文等诸多因素的影响, 具有随机性大、分布范围广、形成机理复杂和潜伏滞后性强等特征, 监测、控制和管理难度大^[21-23]。

经济合作组织(OECD)的一些成员国利用环境经济手段, 通过对农用氮肥征税来达到控制氮肥污染的目的, 如比利时、奥地利、丹麦等国家, 分别从 20 世纪 80 年代后期至 90 年代初期开始征收氮肥税^[24-29]。此外, 农田优化施肥技术如控制肥料用量、平衡施肥、水肥合理配合、适当的施肥方法、施肥时期、缓控释肥料的应用等是提高肥料利用率、控制或减少农田立体污染的主要

途径^[30]。

由于我国粮食生产压力大, 任务重, 国际上应用的一些控制氮肥面源污染的措施和技术并不适合我国人多地少的农业生产现状。中国对氮肥面源污染控制的研究尚处于初级阶段, 实践中应用的一些技术措施存在明显不足, 效果不十分显著^[31]。研究适合我国农业生产实际的, 切实可行的, 控制和治理氮肥面源污染问题的技术和措施势在必行。

5 建议

5.1 制定并试行相应的限定性农业生产技术标准, 重视农业施肥技术的研究

氮是植物生长发育必不可少的营养元素之一, 我国人均耕地少, 粮食生产压力大, 因而研究环境安全的、农业相对高产的施肥技术, 制定不同流域限定性的农业生产技术标准, 严格控制农业中肥料的投入量, 提高肥料的利用率, 是今后很长一段时间内的研究重点。

对区域的种植业结构及灌溉方式进行科学评估, 同时考虑水分消耗和氮素淋失, 采取科学的水肥管理措施, 改进传统耕作方式及选用合理的作物品种和注重区域种植结构调整。

5.2 重视山地农田面源污染的研究与控制

在广大的丘陵山区, 存在有大面积的耕地和经济林用地。这部分山坡地, 一方面水土流失问题严重, 同时由于其土壤疏松层厚度只有 60~100 cm, 底层便是坚硬的岩石, 氮素一旦下移到 60~100 cm 处, 便会流出土体, 直接进入地表水或通过岩石裂隙进入地下水中, 因而淋失风险更大。另一方面损失了大量的氮肥资源, 同时生态环境也为此承担着巨大的风险。国内外关于氮素淋失的研究很多, 但集中在平原地区, 对于山地土壤培肥过程中的面源污染问题研究较少。

5.3 政策法规的制定与完善

目前我国对农业面源污染源的控制对策和监督体系仍然十分薄弱, 对农民施肥量和种养方式缺乏科学的指导和监督。控制氮肥引起的农业非点源污染的工作是全面而综合的, 不但要考虑具体控制措施对当地的适应性, 还要通过建立合适的法规政策来保证。

参考文献

- [1] 张维理, 林葆, 李家康. 西欧发达国家提高化肥利用率的途径[J]. 土壤肥料, 1998(5): 3-9.
- [2] 李庆远, 朱兆良, 于天仁. 中国农业持续发展中的肥料问题[M]. 南京: 江苏科技出版社, 1998: 38-48.
- [3] 向敏超, 毛端明. ^{15}N 研究新疆灌淤土-冬小麦系统中氮素的利用和去向[J]. 土壤肥料, 1994(4): 18-21.
- [4] 巨晓棠, 潘家荣, 刘学军, 等. 北京郊区冬小麦/夏玉米轮作体系中心氮肥去向研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2003, 9(3): 264-270.
- [5] 李贵宝, 张桂兰, 孙刚刚, 等. 应用 ^{15}N 技术对豫东潮土区冬小麦氮肥施用技术的研究[J]. 土壤肥料, 1995(1): 31-33.

- [6] Ottman M J, Pope N V. Nitrogen fertilizer movement in the soils influenced by nitrogen rate and timing in irrigated wheat [J]. Soil Science Society of America Journal, 2002, 64(5): 1883-1892.
- [7] 李志博, 王起超, 陈静. 农业生态系统的氮素循环研究进展[J]. 土壤与环境, 2002, 11(4): 417-421.
- [8] 傅涛, 倪九派, 魏朝富, 等. 不同雨强和坡度条件下紫色土养分流失规律研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2003, 9(1): 70-73, 100.
- [9] 蒋晓辉. 滇池面源污染及其综合治理[J]. 云南环境科学, 2000, 19(4): 33-34.
- [10] 姚军, 唐春霞, 何丙辉. 紫色土坡耕地不同施肥水平下氮随径流流失特征研究[J]. 水土保持研究, 2010, 17(2): 54-57.
- [11] 杨皓宇, 赵小蓉, 曾祥忠, 等. 不同农作制对四川紫色丘陵区地表径流氮、磷流失的影响[J]. 生态环境学报, 2009, 18(6): 2344-2348.
- [12] Cookson W R, Rowarth J S, Cameron K C. The effect of autumn applied ¹⁵N-labelled fertilizer on nitrate leaching in a cultivated soil during winter [J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2000, 56: 99-107.
- [13] Li X X, Hu C S, Delgado J A, et al. Increased nitrogen use efficiencies as a key mitigation alternative to reduce nitrate leaching in north china plain [J]. Agricultural Water Management, 2007, 89(1/2): 137-147.
- [14] 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[J]. 中国农业科学, 2004, 37(5): 692-698.
- [15] 王晓英, 贺明荣, 刘永环. 水氮耦合对冬小麦氮肥吸收及土壤硝态氮残留淋溶的影响[J]. 生态学报, 2008, 28(2): 685-694.
- [16] 金欣欣, 张喜英, 陈素英, 等. 不同灌溉次数和灌溉量对冬小麦氮素吸收转移的影响[J]. 华北农学报, 2009, 24(4): 116-122.
- [17] 袁新民, 王周琼. 硝态氮的淋洗及其影响因素[J]. 干旱区研究, 2000, 17(4): 46-52.
- [18] 宁建凤, 邹献中, 杨少海, 等. 有机无机氮肥配施对土壤氮淋失及油菜生长的影响[J]. 农业工程学报, 2007, 23(11): 95-100.
- [19] 车明超, 黄占斌, 王晓茜, 等. 施用保水剂对土壤氮素淋溶及脲酶活性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(增刊): 093-097.
- [20] 杨荣, 苏永中. 农田利用方式和冬灌对沙地农田土壤硝态氮积累的影响[J]. 应用生态学报, 2009, 20(3): 615-623.
- [21] 章力建, 蔡典雄, 王小彬, 等. 农业立体污染及其防治研究的探讨[J]. 中国农业科学, 2005, 38: 350-357.
- [22] 仓恒瑾, 许炼峰, 李志安, 等. 农田氮流失与农业非点源污染[J]. 热带地理, 2004, 24: 332-336.
- [23] 刘立军, 桑大志, 刘翠莲, 等. 实时实地氮肥管理对水稻产量和氮素利用率的影响[J]. 中国农业科学, 2003, 36: 1456-1461.
- [24] Dinar A, Xepapadeas A. Regulating water quantity and quality in irrigated agriculture: Learning by investing under asymmetric information [J]. Environmental Modeling and Assessment, 2002(7): 17-27.
- [25] Pearce D, Koundouri P. Fertilizer and pesticide taxes for controlling non-point agricultural pollution [J]. Agriculture and Rural Development, 2003: 1-5.
- [26] Kampas A, White B. Administrative costs and instrument choice for stochastic non-point source pollutants [J]. Environmental and Resource Economics, 2004, 27: 109-133.
- [27] Lee D J, Kim C S. Nonpoint source groundwater pollution and endogenous regulatory policies [J]. Water Resources Research, 2002, 38: 1275.
- [28] Brady M. The relative cost efficiency of arable nitrogen management in Sweden [J]. Ecological Economics, 2003, 47: 53-70.
- [29] Rygnestad H, Jensen J D, Dalgaard T, et al. Cross-achievements between policies for drinking water protection [J]. Journal of Environmental Management, 2002, 64: 77-83.
- [30] 贾树龙, 孟春香, 杨云马, 等. 华北平原区农田优化施肥技术防治立体污染效果研究[J]. 中国土壤与肥料, 2010(2): 1-6.
- [31] 朱兆良, 孙波, 杨林章, 等. 我国农业面源污染的控制政策和措施[J]. 科技导报, 2005, 23(4): 47-51.

Current Situations and Research Progress of Non-point Pollution Problems Caused by Nitrogen

WANG Hong, ZHANG Rui-fang, ZHOU Da-mai

(Mountainous Areas Research Institute, Hebei Agricultural University; National Engineering Research Center for Agriculture in Northern Mountainous Areas Baoding 071001)

Abstract: Agricultural non-point source pollution is serious in China. The nitrogen fertilizer has been one of the main factors to the agricultural non-point pollution. There are many studies focusing on the low nitrogen use efficiency, soil nitrogen loss and eluviations both at home and abroad. This paper conducted a literature review on non-point pollution problems caused by the nitrogen in the process of soil fertility. In this review, the key research contents and the controlling measures of nitrogen non-point pollution problems were summarized and for the future of nitrogen non-point pollution prevention and control work were put forward.

Key words: soil fertilization; non-point source pollution; nitrogen fertilizer