

旱地土壤硝态氮残留淋溶及影响因素研究

王朝辉, 李生秀, 王西娜, 苏 涛

(西北农林科技大学资源环境学院, 陕西杨凌 712100)

摘 要: 在我国北方旱地, 施入土壤而未被作物吸收利用的肥料 N, 主要以 NO_3^- -N 的形式残留于土壤中。残留的 NO_3^- -N 如不及时被作物吸收利用, 在降水或灌水的的作用下, 会淋入土壤深层, 或随径流进入地表水体, 或经反硝化形成 N_2O 进入大气, 对土壤、水体和大气环境构成严重威胁。本文分析了旱地农田生态系统中, NO_3^- -N 在土壤剖面的残留淋溶与施肥、灌溉/降水、耕作、土壤、植物等因素的关系。提出在今后的研究工作中应特别注意的问题: ① 建立长期定位试验, 确定 NO_3^- -N 淋溶阈值, 评价和预测 NO_3^- -N 残留和淋失的趋势; ② 优化作物栽培和养分资源管理措施, 提高作物利用土壤 NO_3^- -N 的能力; ③ 改进 N 肥施用技术, 加强 N 素管理, 防止 NO_3^- -N 在土壤中大量累积。

关键词: 旱地; 土壤; 氮肥; 硝态氮残留; 硝态氮淋溶

中图分类号: S158.3

氮素既能营养植物, 也能污染环境。过量施用 N 肥, 既严重浪费资源, 也影响农产品品质, 污染土壤、水体和大气生态环境。在旱地土壤上, 施入的铵态或酰胺态 N 肥都会经过微生物硝化转变为 NO_3^- -N。黄土高原旱塬地区, 1 m 深土层累积的矿质 N 可达 $150 \sim 225 \text{ kg/hm}^2$, 其中 NO_3^- -N 占 60%~65%^[1]。有灌溉条件的地区, 2 m 以下仍有大量累积。黄土高原南部关中灌区, 8 年以上果园 2~4 m 的土层内残留 NO_3^- -N 达 1812 kg/hm^2 , 15 年以上菜园 681 kg/hm^2 , 高产农田 214 kg/hm^2 , 一般农田也在 100 kg/hm^2 以上^[2-3]。土壤残留 N 素的硝化与反硝化过程是 N_2O 的主要来源。邢光熹等^[4]估计, 我国旱地农田 N_2O 释放量高达 31 万 t, 占全国释放总量的 78%; 其中作物生长期的释放量仅占 17%, 休闲期却占到 83%。 N_2O 不仅是重要的温室效应气体, 而且辐射效应高, 一分子 N_2O 的辐射效应超过 150 个 CO_2 分子的效果。 N_2O 又是臭氧的消耗者^[5-6], 臭氧层中臭氧减少, 会导致入射到地球表面的紫外线增加, 使人类和其他动物皮肤癌的发病机率增加。未被作物吸收利用而残留在农田土壤中的 NO_3^- -N 也是地表水体 N 污染的重要来源^[7]。据估计, 每年随径流或降水流入河、湖中的 N 素约有 60% 来

自施入农田的化肥^[8]。N 素对地下水的污染更为严重。京、津、唐地区 69 个观测点地下水中, 半数以上 NO_3^- -N 含量超过饮用标准 (NO_3^- -N $\leq 10 \text{ mg/kg}$), 高者可达 67.7 mg/kg ^[9]。由于以上原因, 土壤残留 N 素引起了农学家和环境学家的高度重视。农田生态系统中, NO_3^- -N 在土壤剖面的残留与累积除与施肥、灌溉、耕作方式有密切关系外, 还受降水、土壤和植物等自然因素的影响。

1 土壤硝态氮淋溶与残留的影响因素

1.1 施肥

1.1.1 N 肥种类 肥料 N 淋失数量和形式主要取决于土壤吸附程度和肥料溶解度。铵态氮肥中的 N 素能被土壤胶体吸附, 淋失的可能性甚小; 只有经过土壤微生物硝化作用形成 NO_3^- -N 后, 才能发生严重淋失。陈子明等^[10]研究表明, 施用铵态氮肥淋溶少, 施用硝态氮肥淋溶多。硝铵和硝酸钾的淋失量远高于尿素和硫酸铵; 控释性肥料较普通化肥的淋失量大为降低。

有机物料还田也能影响土壤 NO_3^- -N 含量。由于化学和物理性质的差异, 有机物料可以增加或减少土壤有效 N 数量和 NO_3^- -N 淋溶。C/N 比低的豆

①基金项目: 国家自然科学基金项目 (40671107, 30370843)、国家自然科学基金重点项目 (30230230) 和农业部“948”重大研究项目 (2003-Z53) 共同资助。

作者简介: 王朝辉 (1968—), 男, 河北元氏人, 教授, 主要从事旱地土壤作物氮素及其生态环境效应研究。E-mail: w-zhaohui@263.net

科残体可提高土壤 N 的净矿化, 增加有效 N 数量; C/N 比较高的非豆科残体可以固定土壤有效 N^[11]。根据土壤性质和气候, 选择合适的植物材料, 控制残体施入时间, 联合施用分解快慢程度不同的残体是调节土壤有效 N 数量的一项重要措施^[12]。

1.1.2 N 肥用量 土壤中 NO_3^- -N 浓度是决定 N 素淋失大小的重要因素, 而施用 N 肥, 尤其过量施用 N 肥, 能显著增加土壤 NO_3^- -N 浓度, 引起 NO_3^- -N 在土壤中大量累积, 从而增加 N 素淋失的潜在风险。一些研究表明, 超过正常施 N 量时, 土壤中 NO_3^- -N 浓度随施 N 量线性增加^[13-15]。粮食作物, 如玉米和小麦, 施 N 量一般应在 150 ~ 200 kg/hm^2 的范围内^[9,16]。但我国 N 素平均用量多在 200 kg/hm^2 以上, 北方一些高产地区甚至超过 500 kg/hm^2 ^[17]。

1.1.3 N 肥与其他肥料配合施用 N 肥单施可能增加 N 素淋溶^[18]。N 肥与 P、K 肥配合施用或 N、P、K 与有机肥配合施用可显著降低土壤中 NO_3^- -N 的累积^[19]。黄绍敏^[20]试验表明, 0 ~ 100 cm 土层内, 不同施肥处理中 NO_3^- -N 含量以下列顺序递减: N 肥单施 (N) > N、K 肥配施 (NK) > N、P 肥配施 (NP) > N、P、K 肥配施 (NPK) > S、N、P、K 肥配施 (SNPK) > N、P、K 肥与有机肥配施 (MNPK)。配施有机肥改善了土壤理化性质, 增加了土壤团聚化程度, 加强了微生物活性, 最后降低了 NO_3^- -N 在土壤中的累积。土壤肥力的重要作用还表现在: 肥沃的土壤上, 植物生长旺盛, 能充分利用土壤水分; 但是如果作物根系主要分布在上层土壤, 则会影响深层土壤养分的利用, 因而使深层 NO_3^- -N 淋失^[21]; 但由于水分是 NO_3^- -N 淋失的驱动力, 随着土壤水分减少, NO_3^- -N 淋失也有可能相应减少^[22-23]。在合适的用量条件下, 有机肥虽有以上作用, 但其肥料本身是 N 源, 长期大量施用同样可能引起 NO_3^- -N 在土壤中的累积, 增加淋溶的风险^[24-25]。同时, 有机肥料中的 N 素与化肥 N 素的行为不同, 大部分化肥 N 在施用当年会被作物吸收, 仅有一小部分残留在土壤中^[26]; 而有机 N 却有较长后效, 施用后的 2、3 年期间也可以大量释放 NO_3^- -N^[27]。配施 K 肥对 NO_3^- -N 淋溶的影响迄今无一致结论。Klaus^[28]对森林土的研究发现, 土壤溶液中的 NO_3^- 和 K^+ 含量具有 $r = 0.93$ 的高度相关性, 原因尚未查明。施 P 对减少 NO_3^- -N 的影响已有比较明确的结论: 在缺 P 土壤上, 施 P 可促进作物根系和

地上部分生长, 提高作物利用深层水分的能力, 减少水分向深层运移, 这是施 P 减少 N 素淋失的主要原因; 另外, P 素可增加作物对 N 素的吸收, 降低土壤剖面中 NO_3^- -N 累积, 从而从 N 源上进一步减少了淋失的潜在风险。

1.1.4 施肥方式和条件 不同施肥方式扰动土壤的程度及范围不同, 从而对土壤 NO_3^- -N 迁移有不同影响。同一供水条件下, 由于水分分布差异, 平地 and 垄沟土壤中的 NO_3^- -N 向下迁移的难易程度不完全一样^[29]。生育旺盛时期, 作物根系对 NO_3^- 有较强的吸收和拦截能力。压实和未压实的垄对阻止肥料中的 NO_3^- -N 随水下移未显示出明显效果。生长后期, 作物需肥量减少, 垄压实能阻止肥料 NO_3^- -N 向深层迁移。作物收获后, NO_3^- -N 迁移深度依次为平地施肥 > 垄沟施肥 > 成垄压实施肥^[29]。

撒施和穴施、表面施肥和施肥后覆盖都会影响肥料 N 素在土壤中的转化和作物吸收。在水肥异区交替灌水情况下, 一半土地未灌水, 水分在表层以下的侧向运动有很大空间, 从而大大减少了水分向下运动, 也大大减少了肥料 N 的淋溶^[30-31]。肥水灌溉 (Fertigation) 是一种同时供给作物水分和养分的有效方法, 可以将肥料施于根区, 提高水分和肥料养分利用效率; 有效调控养分种类、比例、数量及时期, 满足不同时期的需求; 降低 NO_3^- -N 在土壤中的残留时间, 抑制了水分向深层渗透而阻止 NO_3^- -N 淋溶损失^[32-33]。

1.1.5 施肥时间 作物不同生育期对养分的需求数量和吸收养分的能力均表现不同。施肥时间不当, 肥料中已有的或新产生的 NO_3^- -N 无法被作物充分利用, 就会在土壤中残留而引起淋失。冬小麦生长前期, 有些不施 N 肥的田块也有盈余的 N 素, 施肥的田块则更多; 扬花后吸 N 量增加, 施 N 肥处理也会出现 N 素亏缺^[34]。夏玉米播种到吐丝期间, 土壤 N 素往往出现盈余, 吐丝到收获则多出现亏缺^[35]。适期施肥, 使 N 肥供应与作物需求协调一致, 有利于减少土壤中 NO_3^- -N 残留量。控制作物需肥高峰前和中后期的 N 素有效性是选择施肥时期的关键, 而要达到这一目标, 考虑 N 肥在土壤中的转化和有机 N 的矿化是非常重要的。

1.2 灌溉与降水

水是 NO_3^- -N 在土壤中移动的载体, 土壤中 NO_3^- -N 的运动一般与水分同步或略滞后^[36-37]。土壤干旱时, 表层蒸发促使水分上移, NO_3^- -N 随之上

升;土壤湿润时, NO_3^- -N 随水分下渗而下移,在饱和水流条件下引起 N 的淋失^[38]。旱农地区降水是 N 素淋失的决定因子,降水多,淋失量大。降水年际间的变化引起了 NO_3^- -N 淋失的变化^[39]。一般情况下,每 2~3 mm 的降水可使土壤中的 NO_3^- 下移 1 cm^[40]。降水和灌溉时间也影响着 NO_3^- -N 在土壤中的移动。在旺盛生育期,作物需水多,需肥也多,水分供应往往能促进作物对 NO_3^- -N 的利用。在此期间即使降水较大或增大灌溉量,也不会造成 NO_3^- -N 的严重淋溶^[41]。拔节和灌浆期补充灌水,可促进冬小麦生长发育,增强对土壤 N 素的吸收利用能力,减少肥料 N 在土壤中的残留^[42]。土壤含水量过高也会增强反硝化过程,减少 NO_3^- -N 累积^[43-44]。施肥后立即灌水虽可能减少氨挥发,但会增加通过大孔隙向下迁移水肥的机会而增加淋溶^[45]。吴海卿等^[46]应用 ^{15}N 示踪技术研究土壤水分对 N 素有效性影响时发现,在一定水分范围内,冬小麦 N 肥利用率随土壤水分提高而增强。

1.3 耕作

耕作制度影响土壤扰动程度、残留物数量和通气情况,因而影响土壤 N 素矿化和水分运动,会引起 N 素在作物、土体和地下水的分配以及 NO_3^- -N 淋失。耕作对 NO_3^- -N 淋溶的影响程度顺次为:垄耕<铧式犁耕作<免耕<凿式犁耕作^[47-48]。免耕具有节能、减少土壤侵蚀以及促进土壤水分下渗的优点,但增加水分下渗并不意味着必然增加 N 素淋失。Ardell 等^[23]发现,无论一年一季作物生产体系还是春小麦-休闲体系,免耕由于提高了对作物水分的充用利用而减少了 NO_3^- -N 淋溶数量,移入到根区以下的 NO_3^- -N 数量和残留在土壤中的 NO_3^- -N 水平都低于传统耕作和少耕系统。

1.4 土壤

土壤质地主要决定土壤的透水性质。相同肥水供应条件下,土壤质地就成了决定 NO_3^- -N 淋溶深度和养分淋溶组分的主要因子。结构性的粘质沙土易产生大孔隙流,引起尿素的淋溶^[49]。质地粗的沙质土壤比质地细的粘质土壤淋失 N 素严重,因为质地较细的土壤排水缓慢,且反硝化潜力较大^[44],但粘质土壤存在的大孔隙可以促使溶质运移和 NO_3^- -N 淋溶^[50-51]。雨季后期,团聚化好的土壤上水分优先流入大孔隙,使 NO_3^- -N 遗留在小孔隙中^[52]。 NO_3^- -N 在土壤剖面的分布与土壤质地的层次分布有密切关系,西北黄土高原区土壤粘化层的存在对

NO_3^- -N 淋失有一定阻碍作用^[53],所以 NO_3^- -N 主要累积在 140 cm 以上。地下水深度也是影响 NO_3^- -N 淋溶的一个重要因素。水位较深的土壤上, NO_3^- -N 淋溶相对有限,而地下水位浅的土壤上,地下水与地表输入水容易相接,可更大程度地促使 NO_3^- -N 淋失^[44]。

1.5 作物

覆盖作物能有效地从土壤剖面中吸取 NO_3^- -N^[54],减少其淋失;而休闲则能显著增加土壤剖面中 NO_3^- -N 累积量和保蓄土壤水分,增加淋失的潜在危险^[39,55]。不同类型作物和同一类型作物不同品种对 N 素反应和吸收特性差异很大,对土壤 NO_3^- -N 残留量和淋失量影响也不相同。一般来说,活跃生长期长的多年生或一年生作物能较多地吸收 NO_3^- -N,减少其淋溶^[56-57]。由于这一原因,作物吸 N 量与土壤中的 NO_3^- -N 累积量呈负相关^[18],而与 N 肥利用率呈正相关^[58]。选育吸 N 能力高的品种是提高作物利用土壤 N 素、降低土壤矿质态 N 淋溶的有效途径^[52]。

作物根系是直接吸收水分和养分的器官,因而 N 素淋失与作物根系的发育、分布关系密切。根系分布较深的作物,如小麦和玉米(1.5~2.0 m),比浅根作物如土豆、花生、豆类更能有效地吸收 N 素,减少深层土壤 NO_3^- -N 残留^[38]。豆科作物具有固 N 能力,对土壤 N 素吸收较少,会使土壤中 NO_3^- -N 含量相对增加。刘晓宏等^[59]发现,在同一肥料种类和用量下,小麦、玉米或苜蓿连作,以玉米连作土壤中 NO_3^- -N 累积量最小,小麦最大。深根系作物小麦与豆科作物间作套种可有效利用土壤中的 N 素,减少 N 素残留与淋溶。

2 今后土壤硝态氮研究应关注的问题

2.1 确定土壤 NO_3^- -N 动向

N 肥的转化和去向因生态条件而不同。从土壤-作物系统的 N 素转化、动态及流向进行综合研究是旱地土壤 N 素研究的重点所在,也是确定 N 肥合理管理措施、提高利用率的基础。从 NO_3^- -N 本身来看,这就需要在不同旱作条件下进行长期定位试验,确定气候、水肥管理、作物品种、轮作、耕作制度等一系列措施对土壤 NO_3^- -N 吸收、残留、迁移和淋溶的影响,确定淋溶阈值,评价和预测 NO_3^- -N 残留和淋失的趋势。

2.2 防止 NO_3^- -N 在土壤中大量累积

N素管理的关键是确定N肥用量、施用时期及施用方法。根据作物需求和土壤供N能力确定合理的N肥用量是提高N肥效果、防止 NO_3^- -N残留淋失的关键;而采用科学施肥方法,根据需求在作物生长期合理分配N素,合理管理水分,平衡供应养分是保肥增效、防止N素残留和淋失的保证。不同地区土壤、气候、作物、耕作、水肥管理差别很大,同一地区不同农户、不同田块的肥力迥然不同,都在很大程度上增加了 NO_3^- -N的空间变异。分析和评估不同田块的 NO_3^- -N残留和累积情况,采用有效措施减少其在土壤中的大量累积是防止其淋失的基础。

2.3 加强对土壤 NO_3^- -N的利用

NO_3^- -N在土壤中的残留和累积是其淋失的前提,也是淋失的物质基础。累积越少,则淋失的可能性越小。而要减少其累积,加强作物吸收利用是最重要的出路。土壤中残留的 NO_3^- -N是作物需要的有效N源,根据作物对土壤残留 NO_3^- -N的有效利用深度选择合适作物,采用不同措施改善作物生育条件,提高作物本身利用土壤 NO_3^- -N的能力,就能从根本上减少 NO_3^- -N淋失的风险。改善作物生育条件包括:采用合适的密度和栽培方式,保证作物有充足的光照;采用良好的耕作措施,改良土壤结构,保证土壤有良好的水、肥、气、热协调供应;提高水分管理技术,发挥N素的最大增产效应。

水肥管理是影响农田生态系统N素利用的重要因素,水分管理不当会限制N肥增产效应的发挥,引起 NO_3^- -N淋溶。水分耦合效应的大小及方向涉及到作物生长时期两者的用量、组合及养分之间的平衡。应在保持作物稳产、高产,土壤 NO_3^- -N残留最低的基础上,确定不同作物、不同种植方式下,N肥的限量指标和灌溉定额。

参考文献:

- [1] 胡田田, 李生秀. 土壤供氮能力测试方法的研究 IV. 土壤剖面中的起始 NO_3^- -N—可靠的土壤氮素供应指标. 干旱地区农业研究, 1993, 11: 74-82
- [2] Xing GX. N_2O emission from cropland in China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, 52: 249-254
- [3] 吕殿青, 同延安, 孙本华. 氮肥施用对环境污染影响的研究. 植物营养与施肥学报, 1998, 4 (2): 8-5
- [4] 王朝辉, 宗志强, 李生秀. 菜地和一般农田土壤主要养分累积的差异. 应用生态学报, 2002, 13 (9): 1091-1094
- [5] Bowman J. The "greenhouse effect" // Bennett. The "Greenhouse Effect" and UK Agriculture. UK: Center for Agricultural Strategy, University of Reading, 1989
- [6] Baggs EM, Watson CA, Rees RM. The fate of nitrogen from incorporated cover crop and green manure. *Nutrient Cycling in Agroecosystem*, 2000, 56: 153-163
- [7] McIsaac G, David M, Gertner G, Goolsby D. Eutrophication: Nitrate flux in the Mississippi River. *Nature*, 2001, 414: 166-167
- [8] 马立珊. 农田氮素管理与环境质量和作物品质//朱兆良, 文启孝主编. 中国土壤氮素. 南京: 江苏科技出版社, 1992: 267-287
- [9] 张维理, 田哲旭, 张宁, 李晓齐. 我国北方农用氮肥造成地下水硝酸盐污染的调查. 植物营养与肥料学报, 1995, 1 (2): 80-87
- [10] 陈子明, 袁锋明, 姚造华, 周春生, 付高明, 李小平, 王丽霞. 氮肥施用对土体中氮素移动利用及其对产量的影响. 土壤肥料, 1995, 4: 36-42
- [11] Ingrid KT, Bent TC. Cropping system and residue management effects on nitrate leaching and crop yields. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 1998, 68: 73-84
- [12] Ngoran K, Zapata F, Sanginga N. Availability of N from Casuarina residues and inorganic N to maize, using ^{15}N isotope techniques. *Biol. Fertil. Soils.*, 1998, 28: 95-100
- [13] Liang BC, Mackenzie AF. Changes of soil nitrate-nitrogen and denitrification as affected by nitrogen fertilizer on two Quebec soils. *J. of Envi. Quality.*, 1994, 23 (3): 521-525
- [14] 袁新民, 杨学云, 同延安, 李晓林, 张福锁. 不同施氮量对土壤硝态氮累积的影响. 干旱地区农业研究, 2001, 19 (1): 7-13
- [15] 刘宏斌, 李志宏, 张维理, 林葆. 露地栽培条件下大白菜氮肥利用率与硝态氮淋溶损失研究. 植物营养与肥料学报, 2004, 10 (3): 286-291
- [16] 王兴仁, 张福锁, Odowski R. 石灰性潮土对氮肥连续施用的环境承受力. 北京农业大学学报, 1995, 21 (增刊): 95-98
- [17] Zhang WL, Tian ZX, Zhang N, Li XQ. Nitrate pollution of groundwater in northern China. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 1996, 59: 223-231
- [18] 袁新民, 同延安, 杨学云, 李晓林, 张福锁. 施用磷肥

- 对土壤硝态氮累积的影响. 植物营养与肥料学报, 2000, 6 (4): 397-403
- [19] 孙志梅, 薛世川, 彭正萍, 马志辉, 郝立彬. 影响土壤硝态氮淋失的因素及预防措施. 河北农业大学学报, 2001, 24 (3): 95-99
- [20] 黄绍敏, 张鸿程, 宝德俊, 皇甫湘荣. 施肥对土壤硝态氮含量及分布的影响及合理施肥研究. 土壤与环境, 2000, 9 (3): 201-203
- [21] Glendining MJ, Poulton PR, Powlson DS, Jenkinson DS. Fate of ^{15}N -labelled fertilizer applied to spring barley grown on soils of contrasting nutrient status. Plant and Soil, 1997, 195: 83-98
- [22] Black AL, Brown PL, Halvorson AD, Siddoway FH. Dryland cropping strategies for efficient water-use to control saline seeps in the northern Great Plains, U.S.A. Agricultural Water Management, 1981, 4: 295-311
- [23] Ardell DH, Brian JW, Alfred LB. Tillage and nitrogen fertilization influences on grain and soil nitrogen in a spring wheat-fallow system. Agron. J., 2001, 93: 1130-1135
- [24] Bergström LF, Kirchmann H. Leaching of total nitrogen from nitrogen-15-labeled poultry manure and inorganic nitrogen fertilizer. J. Environ. Qual., 1999, 28: 1283-1290
- [25] 袁新民, 同延安, 杨学云, 李晓林, 张福锁. 有机肥对土壤硝态氮累积的影响. 土壤与环境, 2000, 9 (3): 197-200
- [26] Jansson SL. Balance sheet and residual effects of fertilizer nitrogen in a 6-year study with ^{15}N . Soil Sci., 1963, 95: 31-37
- [27] Kirchmann H. Banlance study with aerobic, anaerobic and fresh ^{15}N -labelled poultry manure//Hansen JA, Henriksen K. Nitrogen in Organic Wastes Applied to Soils. London: Academic Press, 1989: 113-125
- [28] Klaus K. Effects of harvesting on nutrient leaching in a Norway spruce (*Picea abies* Karst.) ecosystem on a Lithic Leptosol in the Northern Limestone Alps. Plant and Soil, 2003, 250: 59-73
- [29] 赵允格, 邵明安. 不同施肥条件下农田硝态氮迁移的试验研究. 农业工程学报, 2002, 18 (4): 37-39
- [30] 邢维芹, 骆永明, 王林权, 李生秀, 李立平. 半干旱区玉米水肥空间耦合效应 I. 氮素的吸收和残留及其环境效应. 土壤, 2003, 2: 118-121
- [31] 邢维芹, 王林权, 李立平, 李生秀. 半干旱地区玉米水肥空间耦合效应 II. 土壤水分和速效氮的动态分布. 土壤, 2003, 35 (3): 242-247
- [32] 习金根, 周建斌, 赵满兴, 陈竹君. 滴灌施肥条件下不同种类氮肥在土壤中迁移转化特性的研究. 植物营养与肥料学报, 2004, 10 (4): 337-342
- [33] Mohammad EA, Robertos C, Ashim DG, Rainer L, Gunner KH. Impacts of fertigation via sprinkler irrigation on nitrate leaching and corn yield in an acid-sulphate soil in Thailand. Agricultural Water Management, 2002, 52: 197-213
- [34] 周顺利, 张福锁, 王兴仁. 土壤硝态氮时空变异与土壤氮素表观盈亏 I. 冬小麦. 生态学报, 2001, 21 (11): 1782-1784
- [35] 周顺利, 张福锁, 王兴仁. 土壤硝态氮时空变异与土壤氮素表观盈亏 II. 夏玉米. 生态学报, 2002, 22 (1): 48-53
- [36] 袁锋明, 陈子明, 姚造华. 土壤中的氮素淋洗(综述) // 陈子明主编. 氮素产量环境. 北京: 中国农业科技出版社, 1996: 191-208
- [37] Moreno F, Cayuela JA, Fernández-Boy JE, Murillo JM, Cabrera F. Water balance and nitrate leaching in an irrigation maize crop in SW Spain. Agricultural Water Management, 1996, 32: 71-83
- [38] 张国梁, 章申. 农田氮素淋失研究进展. 土壤, 1998, 6: 291-297
- [39] 李世清, 李生秀. 半干旱地区农田生态系统中硝态氮的淋失. 应用生态学报, 2000, 11 (2): 240-242
- [40] 彭琳, 彭祥林, 卢宗藩. 垆土旱地土壤硝态氮季节性变化与夏季休闲的培肥增产作用. 土壤学报, 1981, 18: 212-222
- [41] 范丙全, 胡春芳, 平建立. 灌溉施肥对壤质潮土硝态氮淋溶的影响. 植物营养与肥料学报, 1998, 4 (1): 16-21
- [42] 王朝辉, 李生秀. 蔬菜不同器官的硝态氮含量与水分、全氮、全磷含量的关系. 植物营养与肥料学报, 1996, 2 (2): 144-152
- [43] Abdirashid AE, Madramootoo C, Hamel C. Influence of water table and nitrogen management on residual soil NO_3^- and denitrification rate under corn production in sandy loam soil in Quebec. Agriculture, Ecosystem and Environment, 2000, 79: 187-197
- [44] Di HJ, Cameron KC. Nitrate leaching in temperate agroecosystems: Sources, factors and mitigating strategies. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2002, 46:

- 237-256
- [45] 巨晓棠, 刘学军, 邹国元, 王朝辉, 张福锁. 冬小麦/夏玉米轮作体系中氮素的损失途径分析. 中国农业科学, 2002, 35 (12): 1493-1499
- [46] 吴海卿, 杨传福, 孟兆江. 应用 ^{15}N 示踪技术研究土壤水分对氮素有效性的影响. 土壤肥料, 2000 (1): 16-18, 37
- [47] Rangall GW, Iragavarapu TK. Impact of long-term tillage systems for continuous corn on nitrate leaching to tile drainage. J. Environ. Qual., 1995, 24: 360-366
- [48] Kanwar RS, Colvin TS, Karlen DL. Ridge, mold-board, chisel and no-tillage effects on tile water quality beneath two cropping systems. Prod Agric., 1997, 10: 277-234
- [49] Clough TJ, Ledgard SF, Sprosen MS, Kear MJ. Fate of ^{15}N -labelled urine on four soil types. Plant and Soil, 1998, 199: 195-203
- [50] Silva RG, Cameron KC, Di HJ, Smith NP, Buchan GD. Effect of macropore flow on the transport of surface-applied cow urine through a soil profile. Austr. J. Soil Res., 2000, 38: 13-23
- [51] Timlin DJ, Ahuja LR, Ankeny MD. Comparison of three field methods to characterize apparent micropore conductivity. Soil Sci. Soc. Am. J., 1994, 58: 278-284
- [52] Oikeh SO, Carsky RJ, Kling JG, Chude VO, Horst WJ. Differential N uptake by maize cultivars and soil nitrate dynamics under N fertilization in west Africa. Agriculture, Ecosystem and Environment, 2000, 79: 187-197
- [53] 杨学云, 张树兰, 袁新民, 同延安. 长期施肥对壤土硝态氮分布、累积和移动的影响. 植物营养与肥料学报, 2001, 7 (2): 134-138
- [54] Logsdon SD, Thomas CK, David WM, John HP. Nitrate leaching as influenced by cover crops in large soil monoliths. Agron. J., 2002, 94: 807-814
- [55] 李世清, 李生秀. 关中灌区夏季休闲效果评价. 生态农业研究, 2000, 8 (2): 54-57
- [56] Gustafson A. Nitrate leaching from arable land in Sweden under four cropping systems. Swedish J. Agric. Res., 1987, 17: 169-177
- [57] Thomsen IK, Hansen JF, Kjellerup V, Christensen BT. Effects of cropping system and rates of nitrogen in animal slurry and mineral fertilizer on nitrate leaching from a sandy loam. Soil Use Manage, 1993, 9: 53-58
- [58] 刘敏超, 曾长立, 王兴仁, 张福锁. 氮肥施用对冬小麦氮肥利用率及土壤剖面硝态氮含量动态分布的影响. 农业现代化研究, 2000, 21 (5): 309-312
- [59] 刘晓宏, 田梅霞, 郝明德. 黄土旱塬长期轮作施肥土壤剖面硝态氮的分布与累积. 土壤肥料, 2001, 1: 9-12

Nitrate Nitrogen Residue and Leaching in Dryland Soil and Influence Factors

WANG Zhao-hui, LI Sheng-xiu, WANG Xi-na, SU Tao

(College of Resources and Environmental Science, Northwest Agriculture and Forestry University, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: Fertilizer nitrogen (N) mainly remains in form of nitrate N in dryland soil of northern China if not taken up by crops, which may be leached downward to subsoil by rainfall and irrigation water, flowed into groundwater by runoff, and released to atmosphere in form of N_2O by denitrification, thus, may threat soil, water and atmosphere. Residue and leaching of nitrate N in soil profile and its relationships to factors, such as fertilization, irrigation and/or precipitation, tillage, soil and plant were discussed in this paper, and issues worthy especially attention in future study were also put forward: ①establishing long-term experiments to determine threshold of nitrate N leaching, and to forecast tendency of nitrate residue and leaching; ②optimizing crop cultivation and nutrient management to promote crop capacity to use soil nitrate N; ③improving fertilization technique to enhance nitrogen management and to prevent nitrate N accumulation in dryland soil.

Key words: Dryland, Soil, Nitrogen fertilizer, Nitrate N residue, Nitrate N leaching