

三江平原水田氮的侧渗输出研究

祝惠^{1,2}, 阎百兴^{1*}

(1. 中国科学院东北地理与农业生态研究所湿地生态与环境重点实验室, 长春 130012; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要:为探讨三江平原水田面源污染物氮的输出机制, 通过不同尺度田间原位实验, 研究了氮在水田-田埂-渠系系统侧渗输出过程中氮含量、田埂截留率及侧渗速率的变化规律, 并对水田氮流失负荷进行了量化. 结果表明, 近沟渠田埂宽度对侧渗速率和截留氮素的能力影响明显. 随田埂宽度的增加, 侧渗速率降低, 而田埂对氮素的截留能力增强, 其中, 田埂对氨氮(NH_4^+-N)的截留率大于总氮(TN)和硝态氮(NO_3^--N). 控制氮流失的最佳田埂宽度建议达到80~130 cm, 渠系深度150 cm. 现有耕作模式下, 三江平原单位面积水田侧渗流失的TN为 $11 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 占当年施肥总量的6.7%, 侧渗是水田氮素输出的一个重要途径; 而单位面积水田TN流失负荷为 $25.3 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 占施肥总量的15.3%, 三江平原大规模旱田改为水田的农业面源污染不容忽视.

关键词:侧渗; 氮; 负荷; 面源污染; 三江平原

中图分类号: X592 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)01-0108-05

Export of Nitrogen by Lateral Seepage from Paddy Field in Sanjiang Plain

ZHU Hui^{1,2}, YAN Bai-xing¹

(1. Key Laboratory of Wetland Ecology and Environment, Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130012, China; 2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: The present study aims to discuss the export mechanism for nonpoint source pollution of nitrogen from paddy field in Sanjiang Plain. Different scales of in-situ experiments were performed to study the concentrations of nitrogen, the intercepting ratio of bund to nitrogen, and the lateral seepage velocity during the export process of nitrogen in the field-bund-trench system. The annual export load of nitrogen was also quantified. The results showed that the width of near-trench bund affected the lateral seepage velocity and the intercepting ability of bund to nitrogen obviously. With the increasing of the width, the velocity decreased, however, the intercepting ability increased. The intercepting ratio of bund to ammonia nitrogen was bigger than that of total nitrogen and nitrate nitrogen. In order to control the nitrogen loss, the width of near-trench bund and the depth of trench were suggested to be at 80-130 cm and 150 cm, respectively. Under the current cultivation mode, the export load of total nitrogen from lateral seepage was $11 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, accounting for 6.7 percent of the total fertilizer applied, demonstrating that lateral seepage was an important pathway of nitrogen loss. And the export load of total nitrogen was about $25.3 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, accounting for 15.3 percent of the total fertilizer applied, the agricultural nonpoint source pollution of the large scale development of paddy fields in Sanjiang Plain should not be neglected.

Key words: lateral seepage; nitrogen; load; nonpoint source pollution; Sanjiang Plain

三江平原地处我国东北边陲, 由黑龙江、松花江和乌苏里江冲积而成, 曾是我国最大的沼泽湿地集中连片分布区, 同时又是我国重要的优质商品粮生产基地^[1~3]. 目前, 为增加粮食产量, 黑龙江省土地整理重大项目“两江一湖”灌溉工程已逐步开工建设, 届时将旱改水面积 $2.78 \times 10^5 \text{ hm}^2$. 但是, 水田在肥水管理和地面覆盖等方面与旱田的较大差别将导致二者在面源污染物输出负荷方面存在差异^[4]. 例如, 阎百兴^[5]在对吉林西部农田面源污染进行研究时发现, 单位面积水田的面源污染输出负荷可达到旱田的5~21倍. 因此, 对三江平原大规模旱改水作用下的面源污染进行研究, 将对地表水及区域生态环境保护具有重要意义.

侧渗是指在水田这种特定流域发生的污染物水

平迁移流失, 是农业面源污染物输出的重要途径之一^[6]. 目前国内外关于水田径流流失的研究较多^[7~10], 而对侧渗流失的研究相对较少, 特别在我国, 已有研究仅集中在南方部分地区^[6, 11~13]. 由于南北方自然环境和耕作方式等存在差异, 污染物的侧渗输出规律可能有所不同. 因此, 本研究试图通过2种不同尺度田间原位实验相结合的方法, 研究三江平原水田面源污染物氮的侧渗输出规律, 量化水田氮的流失负荷, 以期为研究区农业面源污染控制措施的制定提供参考依据.

收稿日期: 2010-01-13; 修订日期: 2010-03-25

基金项目: 中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX2-YW-Q06-03); 国家自然科学基金项目(40901128)

作者简介: 祝惠(1983~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为水环境污染与防治, E-mail: zhuhui_0202@163.com

* 通讯联系人, E-mail: yanbx@neigae.ac.cn

1 材料与方法

1.1 研究区概况

三江平原属温带大陆性季风气候,年平均降雨量 550 ~ 600 mm,主要集中在 7 ~ 9 月.本研究实验田设在中国科学院三江平原沼泽湿地生态试验站(133°31'E,47°35'N)农田综合试验场内(图 1),主要由小叶章(*Calamagrostis angustifolia*)草甸开垦而

成,土壤类型为潜育白浆土,其土壤表层为 25 ~ 30 cm 的暗灰黑色腐殖质层,土壤质地黏重,通气和透水性差.白浆土是三江平原主要土壤类型之一,面积 $1.49 \times 10^5 \text{ hm}^2$,占三江平原总面积的 23.67%^[14],因此,选择该实验田可具有一定代表性.水稻种植按当地耕作模式进行,5 月打浆、插秧,8 月下旬排干稻田积水,10 月中上旬收割.氮肥 40% 作基肥,60% 作追肥,共施氮肥总量(以 N 计)165 kg·hm⁻².

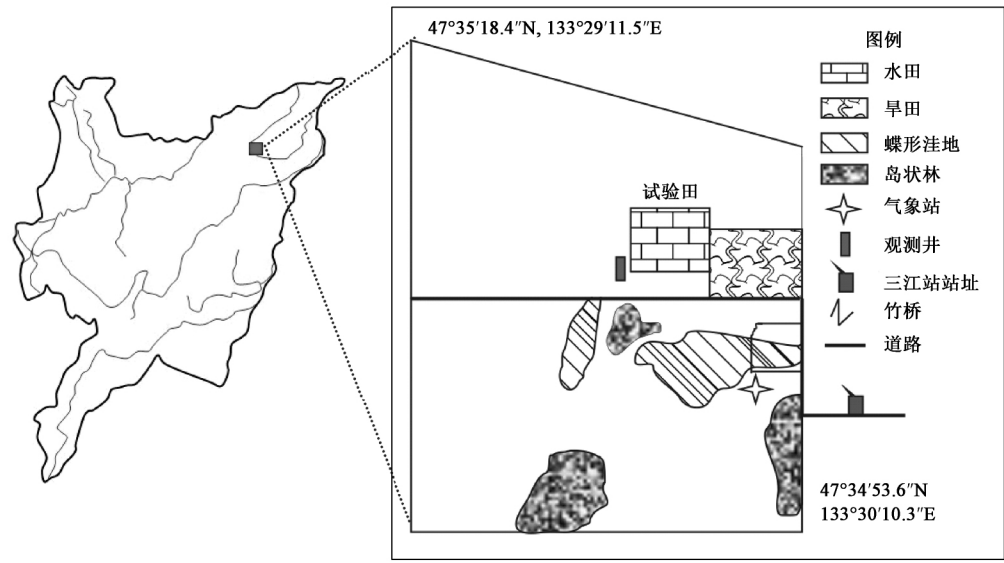


图 1 试验田位置示意
Fig. 1 Location of the experimental plot

1.2 实验设计

(1)侧渗渠 2009 年 5 月,在实验田周边堵截天然渠系使其两端封闭,渠系长 26.5 m,宽 2.4 m,两侧为水田田埂,田埂宽度 80 ~ 100 cm,共设置 3 个重复.由于渠系较深,接近黏土层,因此底部渗透性较差,可忽略渠系水的下渗运动.渠系水量平衡可用式(1)表示:

渠系水量变化 = 降雨量 + 侧渗量 - 蒸发量 (1)
采用 Odyssey 电容式水位计(产自新西兰,分辨率 0.8 mm,设置读数时间 30 min/次)测定渠系水位变化值进而估算水量变化;降雨量和蒸发量数据由中国科学院三江平原沼泽湿地生态实验站提供.侧渗速率以单位横截面积田埂在单位时间内的侧渗量表示,单位 $\text{m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$.当渠系水量增加到一定高度时,人工将其排出,并重新开始下一监测周期.

(2)侧渗管 2009 年 5 月,在近沟渠田埂由地面向下按照田面以下不同深度(0 ~ 30 cm、30 ~ 60 cm、60 ~ 90 cm)和距田边不同距离(30 cm、80 cm、130 cm)位置(模拟不同田埂宽度),垂直打入 PVC 侧

渗管(直径 50 mm)27 根(每种处理 3 个重复).侧渗管布设位置及设计见图 2.采样前先抽空存水区水分,记录时间,待水位上升到一定高度时,再次记录时间,根据水位上升速度计算侧渗速率 $[\text{m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}]$.用负压采样器采集存水区水样,同时采集稻田积水,带回实验室 4℃ 保存,于 24 h 内分析完毕.采样频次为每隔 7 ~ 10 d 采样一次,单次施肥或降雨后加大采样频次至每隔 1 ~ 2 d 采样一次.

1.3 测试方法及质量控制

水样总氮(TN)采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定,硝态氮(NO_3^- -N)采用酚二磺酸分光光度法测定,氨氮(NH_4^+ -N)采用纳氏试剂分光光度法测定^[15].测试过程使用的化学试剂购自北京化工厂,纯度为分析纯.仪器为 TU1900 紫外可见分光光度计(北京普析通用仪器公司).各指标均在标准曲线相关系数达到 0.995 以上才进行测试,同时设置试剂空白实验以检验试剂纯度及其对测试结果的影响.

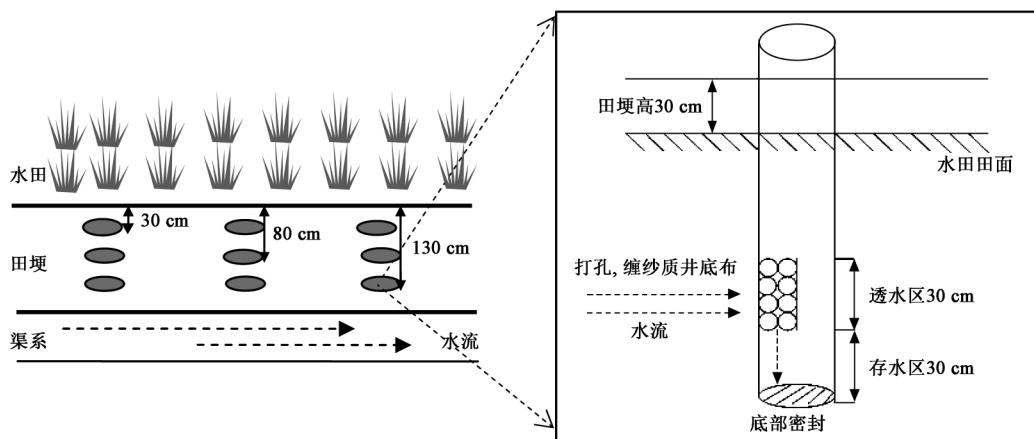


图2 侧渗管布设及设计示意

Fig. 2 Layouts and design of the lateral seepage-tube

2 结果与讨论

2.1 田埂对侧渗速率的影响

由小尺度实验(侧渗管)得到的各宽度田埂侧渗速率为 $0.426 \sim 1.53 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ 。如图3所示,侧渗速率总体上随田埂宽度增加而降低,并在相同宽度田埂以下随深度增加而降低。稻田积水渗透至地面以下后,其驱动力受水文条件影响,当运动至距离田面较远的位置时,驱动力降低,因此,侧渗速率降低;另外,侧渗速率还受田埂紧实度的影响,试验田主要是由小叶章草甸开垦而成,开垦年代久远,因而随深度增加土壤密实度增加,导致侧渗速率在较深位置的降低。

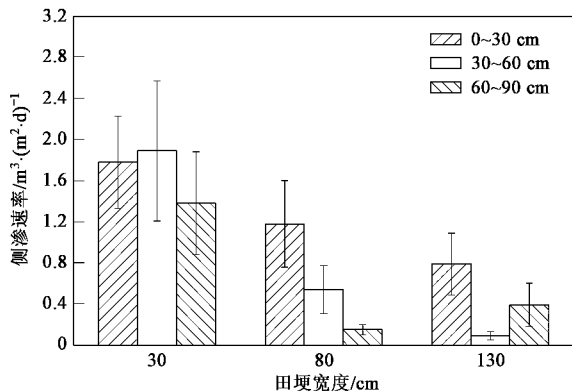


图3 田埂对侧渗速率的影响

Fig. 3 Effect of bund on the lateral seepage velocity

在田埂宽度 130 cm, 深度 60 ~ 90 cm 位置的侧渗速率与整体趋势略有不同, 其平均侧渗速率远高于相同宽度 30 ~ 60 cm 深度位置的速率。在监测过程中发现该点的速率波动较大, 并与田埂另一侧渠

系水位变化有关。当渠系水位上升至田面以下 60 ~ 90 cm 高度时, 该点侧渗速率增大, 当渠系水位下降以后, 速率相应的降低。因此, 在这一点测得的速率可能受到渠系水渗透的影响, 并不代表该点的实际侧渗速率。侯宏冰等^[16]认为黄河水位的变化, 将会通过侧渗引起两岸地下水位的变化, 即水位较高时, 将发生水分向两岸的侧渗补给。与之相类似, 本研究中该点位置出现的异常结果很可能是受到渠系水向田埂“反渗透”作用的影响。

上述小尺度实验结果可以很好地描述田埂宽度和深度对侧渗速率的影响规律, 因此, 可以作为定性分析的依据。然而, 由于侧渗管打孔处包裹的塑料网孔隙可能比天然土壤的孔隙大, 其渗透系数略高, 且由于地面以下的压力较大, 测得的速率可能略高于实际速率, 因此不拟采用小尺度模拟实验结果作为侧渗速率定量分析的依据。侧渗渠尺度较大, 其设计条件与天然情况极为接近, 两侧田埂基本未受到干扰, 因此采用侧渗渠测得的结果, 即由公式(1)计算得到的侧渗速率 $[0.344 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}]$ 作为定量分析的依据, 用来估算氮素的侧渗流失量。

2.2 田埂对氮的截留能力

截留率反映不同宽度田埂及其不同深度位置对氮素的截留能力, 计算公式为:

$$V = (c_0 - c_i) / c_0 \times 100\% \quad (2)$$

式中, V 为截留率; c_0 为稻田积水中氮的浓度; c_i 为侧渗液中氮的浓度。

不同田埂宽度和深度位置对氮素的截留能力如图4所示。截留率总体上随田埂宽度和深度的增加而增加, 这与侧渗速率的变化规律相反。田埂对不同

形态氮的截留能力存在较大差别. 对 TN 和 NO_3^- -N 的截留能力较低, 一般 $< 50\%$, 而对 NH_4^+ -N 的截留率远高于 TN 和 NO_3^- -N, 最大截留率可达 80% . 土壤对 NH_4^+ -N 的截留以物理吸附为主, 土壤含有带大量负电荷的聚集体, 因此对 NH_4^+ -N 具有较强的吸附作用. 而 NO_3^- -N 带负电荷, 不易被土壤吸附, 极易迁移, 田埂对其在侧渗液中的截留效应不明显. 此外, 土壤溶液中氧化还原电位的改变易导致 NO_3^- -N 形态的转化. 随土壤深度的增加, 氧化还原电位降低, 在还原条件下, 随水分运移到田埂土壤中的 NO_3^- -N 可能在反硝化细菌的作用下, 发生反硝化反应.

本研究发现无论侧渗速率还是侧渗液中氮素浓度均受田埂宽度的影响, 表明氮素通过侧渗输出至渠系过程中, 田埂起到了过滤作用. 因此, 在实际耕

作中应控制田埂宽度, 使其达到 $80 \sim 130 \text{ cm}$, 若田埂宽度过窄, 将加快稻田积水的侧渗输出, 同时, 对侧渗液中氮素的截留能力也会降低, 导致水田氮侧渗输出总量的增加. 另外, 田埂另一侧的渠系深度设计也需慎重考虑. 渠系深度过浅, 不能达到及时输水的功能, 降低农田水利系统的基本功能; 而渠系过深, 将使渠系水位始终处于相对较低的水平, 增大了稻田积水与渠系水位之间的高度差, 即水势差增大, 从而促进侧渗过程, 导致污染物侧渗输出负荷增大. 因此建议渠系深度在 150 cm 为宜. 除了上述因素, 水田氮素的侧渗输出还与土壤本身质地、持水能力、田埂生成年份等有关. 另外, 侧渗还受耕作方式、稻田积水深度、降雨量以及化肥施用量等多种因素的影响^[11,12], 均有待于进一步深入研究.

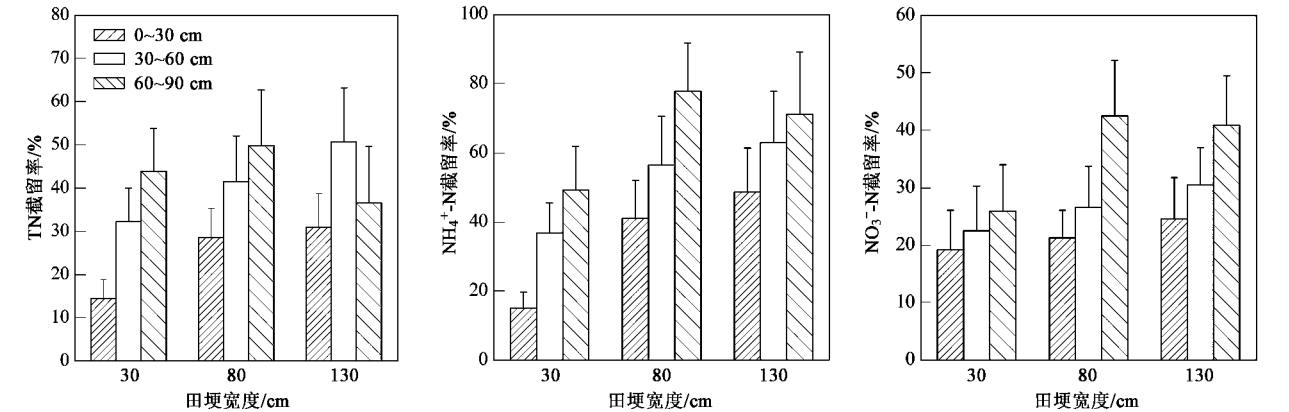


图4 田埂对氮素的截留能力
Fig. 4 Intercepting ability of the bund to nitrogen

2.3 水田氮输出负荷估算

农田水系统的水平衡可用下列公式表示:

$$I + R = E + T + S + P + D + dW \quad (3)$$

式中, I 代表灌溉水量; R 代表降雨量; E 代表蒸发量; T 代表植物蒸腾量; S 代表侧渗量; P 代表下渗量; D 代表地表径流及人工排水量; dW 代表土壤水量. 由于重点关注的是面源污染物由水田随水分迁移至水环境中的过程和负荷量, 因此仅需考虑侧渗量(S), 下渗量(P)和地表径流及人工排水量(D). Yoh 等^[17]研究水在三江平原稻田土壤中的渗透性时发现, 水的渗透率非常低 ($< 0.2 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$), 稻田积水的垂直迁移, 即 P 下渗量可忽略不计. 因此研究区水田的排水量由 3 部分组成: 地表径流排水、人工排水和地下侧渗排水. 在水稻插秧前和成熟期人工排水 2 次, 第 1 次在打浆后-插秧前排放, 约排放 5 cm 水深, 第 2 次在乳熟后排出, 约 4 cm . 侧渗速率以

大尺度(侧渗渠)实验结果, 即 $0.344 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ 计算, 侧渗时间以 103 d (5 月 10 日 ~ 8 月 20 日) 计算. 水田排水总量估算结果见表 1. 人工排水中氮浓度按照排水前实测的稻田积水中氮浓度计算, 降雨产流排水中氮浓度按照实测的径流中氮浓度加权平均值计算, 侧渗排水中氮浓度按照多次测得的侧渗液氮浓度加权平均值计算.

表 1 单位面积农田年排水总量估算 $\times 10^2/\text{m}^3 \cdot \text{hm}^{-2}$			
Table 1 Annual drainage amount of per unit area of the paddy field $\times 10^2/\text{m}^3 \cdot \text{hm}^{-2}$			
输出途径	人工排水	侧渗水 ¹⁾	降雨产流排水
年输出总量	9.0 ²⁾	19.3 ³⁾	10.0

1) 三江平原平均 1 km^2 水田面积约有 2.6 km 长沟渠, 沟渠水平面距稻田积水水平面约 1 m 高; 2) 人工排水年径流总量 = (第 1 次排水深度 + 第 2 次排水深度) $\times$ 水田面积; 3) 侧渗水总量 = 侧渗速率 $\times$ 沟渠横断面积 $\times$ 天数

水田氮素输出负荷估算结果见表 2,单位面积水田 TN 年输出负荷 $25.3\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,占当年施肥总量的 15.3%. 地表径流和人工排水虽然每次的排放量较大,但持续时间和排放次数有限. 其中,地表径流部分,只有强降雨发生后,稻田积水高度超过田埂堰口时才发生,而此时氮的浓度已经被雨水稀释;人工排水部分,在整个耕作期只有 2 次,其中 8 月排水时,由于距离施肥时间较远,氮的浓度较低,因此,地表径流和人工排水部分从总量上看并不高. 侧渗虽然每天的排放量有限,但水田在整个耕作期间有连续 100 d 的时间处于淹水状态,使侧渗过程持续发

生,因此从总量上看,侧渗在水田氮素输出负荷中的贡献率略高于地表径流和人工排水. 通过侧渗流失的 TN 为 $11.0\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,占当年施肥量的 6.7%,说明侧渗是水田氮素输出的一个重要途径. Liang 等^[11]在研究太湖流域水田氮素侧渗输出时也发现,通过侧渗流失的 TN 占施肥总量的 4.7%~6.6%,本研究得到的结果与之接近. 对于 2 种形态氮, NH_4^+-N 的总输出量高于 NO_3^--N ,虽然田埂对 NH_4^+-N 的截留能力强于 NO_3^--N ,但测试结果显示稻田积水中 NH_4^+-N 的平均浓度高于 NO_3^--N ,因此导致其输出总量高于 NO_3^--N ,这与 Liang 等^[11]的研究结果也一致.

表 2 单位面积水田氮素年输出负荷及占当年施肥量的比例

Table 2 Annual export of nitrogen from per unit area of paddy field and its proportion to the total fertilizer applied								
氮形态	总负荷 / $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$	比例 /%	地表径流 / $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$	比例 /%	人工排水 / $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$	比例 /%	侧渗 / $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$	比例 /%
TN	25.3	15.3	8.8	5.3	5.5	3.3	11.0	6.7
NH_4^+-N	3.8	2.3	1.5	0.9	0.9	0.6	1.4	0.8
NO_3^--N	1.3	0.8	0.4	0.2	0.3	0.2	0.6	0.3

3 结论

(1)水田氮素通过近沟渠田埂向渠系迁移的过程受田埂宽度影响明显,随田埂宽度的增加,侧渗速率降低,而对氮素的截留能力增强,建议使近沟渠田埂宽度达到 80~130 cm,以减少氮素的侧渗流失;渠系水位可能通过“反渗透”作用影响氮的侧渗输出,综合考虑渠系的输水功能和控制氮流失问题,建议将渠系深度设计为 150 cm 左右.

(2)受截留机制影响,田埂对不同形态氮的截留能力不同,对 NH_4^+-N 的截留率高于 TN 和 NO_3^--N .

(3)现有耕作模式下,三江平原水田 TN 流失负荷为 $25.3\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,占当年施肥总量的 15.3%,其中,通过侧渗流失的 TN 占施肥量的 6.7%,说明侧渗是水田氮素流失的一个重要途径. 综合本研究结果,三江平原大规模旱田改为水田的农业面源污染不容忽视.

参考文献:

[1] 姜琦刚,崔瀚文,李远华. 东北三江平原湿地动态变化研究[J]. 吉林大学学报(地球科学版),2009,39(6):1127-1133.

[2] 陆琦,马克明,卢涛,等. 三江平原农田渠系中氮素的时空变化[J]. 环境科学,2007,28(7):1560-1566.

[3] 王丽丽,宋长春,郭跃东,等. 三江平原不同土地利用方式下凋落物对土壤呼吸的贡献[J]. 环境科学,2009,30(11):3130-3135.

[4] Sharply A N, Charpa S C, Wedepohl R, et al. Managing agriculture phosphorus protection of surface waters: Issues and options[J]. J Environ Qual,1994,14(6):24-29.

[5] 阎百兴. 吉林西部农田面源污染负荷研究[D]. 长春:中国科学院长春地理研究所. 2001.

[6] 周根娣,梁新强,田光明,等. 田埂宽度对水田无机氮磷侧渗流失的影响[J]. 上海农业学报,2006,22(2):68-70.

[7] Guo X J, Hu X F, Wang S P, et al. Nitrogen losses from flooded rice field[J]. Pedosphere,2002,12(2):151-156.

[8] Comoretto L, Arfib B, Talva R, et al. Runoff of pesticides from rice fields in the Ile de Camargue (Rhône river delta, France): Field study and modeling[J]. Environ Pollut,2008,151:486-493.

[9] Zhang Z J, Zhang J Y, He R, et al. Phosphorus interception in floodwater of paddy field during the rice-growing season in Taihu Lake Basin[J]. Environ Pollut,2007,145:425-433.

[10] Guo H Y, Zhu J G, Wang X R, et al. Case study on nitrogen and phosphorus emissions from paddy field in Taihu region[J]. Environ Geochem Health,2004,26:209-219.

[11] Liang X Q, Li H, Chen Y X, et al. Nitrogen loss through lateral seepage in near-trench paddy fields[J]. J Environ Qual,2008,37:712-717.

[12] 梁新强,李华,陈英旭,等. 水田氮素径流-侧渗-下渗流失特征模拟[J]. 江苏大学学报(自然科学版),2008,29(1):78-81.

[13] Liang X Q, Chen Y X, Li H, et al. Modeling transport and fate of nitrogen from urea applied to a near-trench paddy field[J]. Environ Pollut,2007,150:313-320.

[14] 刘双全. 三江平原地区高效施肥对水稻产量及品质的影响[J]. 黑龙江农业科学,2008,(5):56-58.

[15] 国家环境保护局. 水和废水监测分析方法[M]. (第三版). 北京:中国环境科学出版社,1989. 254-280.

[16] 侯宏冰,刘长礼,叶浩,等. 黄河下游悬河温县段河水位变化对侧渗的影响研究[J]. 南水北调与水利科技,2007,5(5):109-112.

[17] Yoh M, Gou Y, Wang D, et al. Biogeochemical behaviors of dissolved iron in Sanjiang Plain, China: discharge, chemical forms, and year-to-year variation[R]. Report on Amur-Okhotsk project No. 5. Japan: Research Institute for Humanity and Nature;2008. 53-57.