

柳云龙, 卢小遮, 龚峰景, 等. 稻田施肥后田面水氮素动态变化特征[J]. 江苏农业科学, 2017, 45(21): 268–271.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.21.075

稻田施肥后田面水氮素动态变化特征

柳云龙¹, 卢小遮¹, 龚峰景², 赵永才²

(1. 上海师范大学地理系, 上海 200234; 2. 宁波市环境保护科学研究设计院, 浙江宁波 315012)

摘要:采用具有独立排灌系统的田间试验分析研究了施氮后水稻田面水总氮、铵态氮、硝态氮的动态变化特征。结果表明, 施氮能明显提高田面水氮素含量, 其中铵态氮和总氮的含量远高于硝态氮含量, 并且总体上随施肥量的增加而增加。施氮后田面水总氮、铵态氮浓度均在次日达到最大值, 并随时间的推移而快速下降。第 1 次追肥后 9 d, 各小区田面水总氮浓度降至施肥后 1 d 的 7%~12%, 田面水铵态氮浓度则降为 1.66%~3.96%, 接近于对照小区, 施氮后 1 周是防止水稻田面水铵态氮和总氮流失的关键时期。

关键词:稻田; 总氮; 铵态氮; 硝态氮; 变化特征

中图分类号: S511.06 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2017)21-0268-04

近年来, 中国农业面源污染问题日趋严重, 沿海发达地区尤为突出, 由此引起的水质恶化问题越来越受到重视。水稻是中国尤其是中国东南部地区最主要的粮食作物, 其种植过程中传统的肥料和水管理模式下可导致农田氮磷面源流失加剧, 特别是近年来农户为追求更高产量而施入了过量的肥料, 使得氮磷积累导致的负面生态效应远大于作物的产量增益, 水稻田面源污染的控制离不开对持水状态下田面水氮素动态行为特征的研究^[1-2]。对水质造成影响的行为最有可能发生在水稻高产田, 高产田土壤基础肥力比较充足, 在农业增产和保障粮食供应方面起着重要的作用, 但氮、磷肥的施用容易造成氮、磷流失, 引起富营养化, 破坏水体生态系统的平衡^[1,3-4]。氮流失的途径包括挥发、流失、土壤渗漏、地表径流流失等^[5-7], 其中稻田田面水氮浓度的高低是决定氮挥发、硝化、反硝化及径流氮排放多少的关键因素^[8]。面对我国南方地区农田传统水肥管理模式所引发的环境问题, 研究制定科学有效的水肥管理措施是目前控制农业面源污染的重要命题, 对提高农业生产水平和保护生态环境具有重要的意义^[9]。本研究以浙江宁绍平原高产水稻田为例, 通过田间试验系统观测田面水氮素的动态变化特征, 分析不同施肥水平下田面水氮素浓度的变化, 以为实施田间氮素优化管理模式提供参考。

收稿日期: 2016-06-07

基金项目: 浙江省宁波市科技局项目(编号: 2008C50016); 上海师范大学校级项目(编号: SK201522)。

作者简介: 柳云龙(1971—), 男, 安徽池州人, 博士, 副教授, 从事土壤环境科学的研究。Tel: (021) 64328912; E-mail: liu_zju@126.com。

1 材料与方法

1.1 大田试验设计

试验地位于浙江省宁波市三七市镇现代农业示范区, 土壤类型为青紫泥土, 土壤质地黏重, 土体结构为 A-Ap-Gw-G, 其中总耕作层(A)为 0.18 m, 犁底层(Ap)为 0.10 m, 潜育层(Gw)为 0.16 m, 潜育层(Gw)以下为潜育层(G)。耕作层土壤平均容重为 0.86 g/cm³, 孔隙度为 67.55%, 土壤 pH 值为 6.0, 土壤有机质含量为 96.25 g/kg, 土壤有效磷、速效钾含量分别为 16.2、104.0 mg/kg。供试水稻品种为宁-88, 共设 16 个试验小区(每小区面积 6 m×3 m), 试验区周围是非试验保护区。各小区间设有隔离带, 以减少侧渗和串流。设立独立的单排单灌系统, 灌溉水为当地的河水。试验对氮肥的施用进行控制, 磷肥的施用及其他的农业管理方式遵循当地的农事习惯。

1.2 氮肥施用方案设计

试验设置 5 个氮肥处理, 供试氮肥为碳酸氢铵、尿素(表 1)。2010 年 7 月 31 日, 碳酸氢铵(600 kg/hm²)、氯化钾(112.5 kg/hm²)作为基肥施入各小区田面, 随即用田耙将其与表土进行人工拌匀, 施基肥后当天插秧, 插秧密度为 32 穴/列, 18 穴/行, 每穴保证有基本苗 4 株。另外表施 2 次追肥(蘖肥和穗肥, 追肥时间分别为 8 月 7 日和 8 月 22 日), 在田面进水高度达 6 cm 后进行施肥。小区区组随机排列, 3 次重复。

1.3 水样采集与分析

水稻追施蘖肥、穗肥前采集田面水基样, 追施蘖肥后 1、3、5、7、9 d 以及追施穗肥后 1、2、3、5、7 d 采集水样, 同时同步采集灌溉水样。采用 100 mL 医用注射器进行取样, 先用田面

[8] 中华人民共和国水利部. 地下水监测规范: SL 183—2005[S]. 北京: 中国水利水电出版社, 2005.

[9] Baier W, Robertson G W. A new versatile soil moisture budget[J]. Canadian Journal of Plant Science, 1966, 46(3): 299–315.

[10] Dyer J A, Baier W. Weather-based estimation of field workdays in

fall[J]. Canadian Agricultural Engineering, 1979, 21(2): 119–122.

[11] Dyer J A. A new infiltration sub-model for soil moisture budgeting [C]//Proceedings of Manitoba Society of Soil Science 27th Annual Meeting, 1984: 79–93.

表 1 各小区施肥方案设计

处理	施氮肥量 (kg/hm ²)	折合纯氮 (kg/hm ²)	施氮量 (kg/小区)
N-0	0	0	0
N-1	600(碳酸氢铵)+90(尿素)	143.4	1.08 ^① +0.108 ^② +0.054 ^③
N-2	600(碳酸氢铵)+135(尿素)	164.1	1.08 ^① +0.162 ^② +0.081 ^③
N-3	600(碳酸氢铵)+180(尿素)	184.8	1.08 ^① +0.216 ^② +0.108 ^③
N-4	600(碳酸氢铵)+202(尿素)	195.0	1.08 ^① +0.243 ^② +0.122 ^③
N-5	600(碳酸氢铵)+225(尿素)	205.5	1.08 ^① +0.270 ^② +0.135 ^③

注:①表示基肥;②表示基肥;③表示穗肥;纯氮的计算按照碳酸氢铵含纯氮 17%,尿素含纯氮 46% 计算。

水润洗注射器,然后不扰动土层小心抽取 8 处上层田面水,共采集水样 250 mL,注入已用田间水润洗过的聚乙烯瓶内,带回实验室进行样品分析。水样中硝态氮浓度的测定采用紫外分光光度法;铵态氮浓度采用靛酚蓝比色法进行测定;水样中总氮浓度的测定方法为:先经过碱性过硫酸钾在 120~124℃ 高温下氧化消煮 30 min,将原水样中的总氮转化为硝态氮,再用 DU800 紫外分光光度计测定其在 220、275 nm 2 个波长处的吸光度。

2 结果与分析

2.1 田面水不同形态氮素浓度动态变化

由图 1 可知,2 次追肥后各试验小区田面水总氮与铵态氮浓度变化特征相似。追肥前各小区田面水总氮、铵态氮浓度相近。追肥后各小区田面水总氮、铵态氮浓度迅速提高,在施肥后 1 d(8 月 8 日)即出现峰值,施氮处理的各小区总氮浓度在 22.39~48.44 mg/L、铵态氮在 20.51~44.82 mg/L 之间,且总氮、铵态氮浓度随着施氮量的增加而增加。随着第 2 次追肥量的减少,第 2 次峰值也降低,总氮浓度的变化范围为 9.93~24.12 mg/L,铵态氮浓度为 8.78~18.94 mg/L。从追肥后 2 d 开始,随着时间的推移,总氮、铵态氮浓度呈明显下

降趋势。第 1 次追肥后 3 d(8 月 10 日)各小区田面水总氮浓度已降至施肥后 1 d 浓度的 54.05%~79.40%,铵态氮浓度已降为施肥后 1 d 浓度的 53.01%~68.54%。追肥后 9 d(8 月 16 日),田面水总氮浓度降为 2.68~5.16 mg/L,为施肥后 1 d 浓度的 7%~12%;田面水铵态氮浓度降为 0.59~1.67 mg/L,为施肥后 1 d 浓度的 1.66%~3.96%,接近于空白小区浓度。第 2 次追肥后 2 d 各小区田面水总氮浓度降至施肥后 1 d 浓度的 57.13%~86.24%,铵态氮浓度已降为施肥后 1 d 浓度的 59.40%~83.03%。追肥后 7 d(8 月 14 日),田面水总氮浓度降为 1.97~2.66 mg/L,为追肥后 1 d 浓度的 10.43%~19.85%,铵态氮浓度降为 0.48~1.08 mg/L 之间变化,是施肥后 1 d 浓度的 3.90%~5.71%。2 次追肥后田面水铵态氮浓度均在 1 周左右降至对照小区不施氮处理水平。尿素作为氮肥施入稻田,迅速发生水解,铵态氮是其最初的离子态分解产物。因此氮肥施用 1 d 后,田面水中总氮和铵态氮浓度迅速达到最大值。之后,由于天气热、气温高,氮的挥发损失强烈,同时水稻对氮素的吸收以及硝化作用、反硝化作用和氮素渗漏等因素均影响氮的损耗,导致总氮、铵态氮浓度随着时间的延长而逐渐下降。

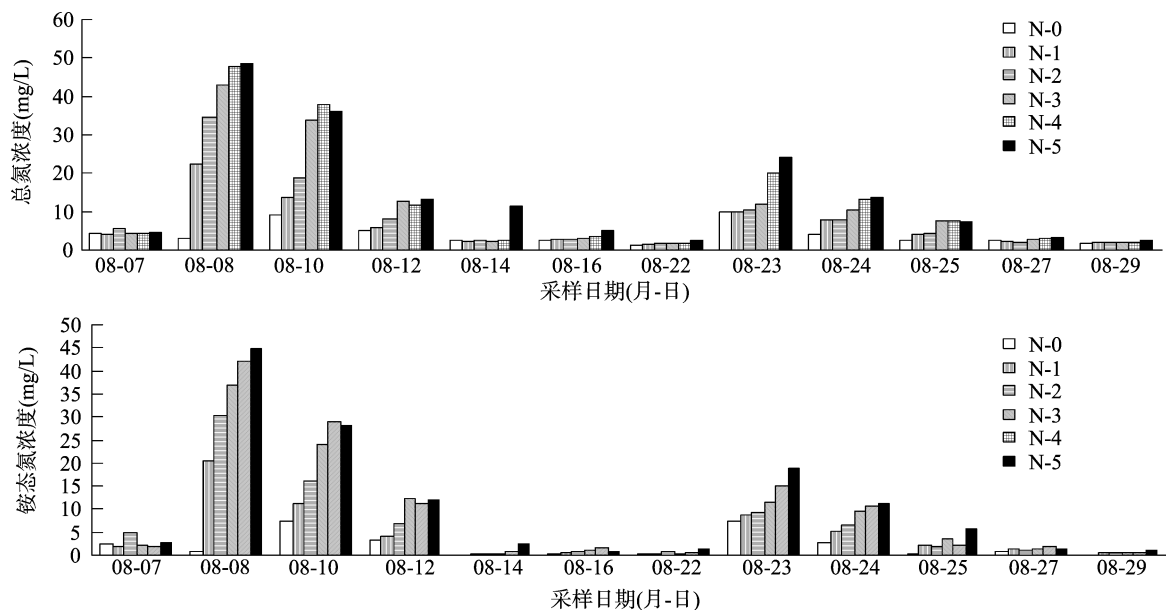


图 1 2 次追肥后田面水总氮、铵态氮的动态变化

与铵态氮相比,田面水硝态氮浓度峰值出现时间相对滞后(图 2)。2 次追肥后 1 d 硝态氮浓度的变化较小,第 1 次追肥后 1 d(8 月 8 日)硝态氮的浓度和施肥前(8 月 7 日)田面

水浓度(1.83~2.46 mg/L)相比,只有轻微的增大,变化范围为 2.04~2.59 mg/L;第 2 次追肥后田面水硝态氮也呈现相似的变化规律,施肥前(8 月 22 日)田面水硝态氮的浓度在

1.31 ~ 1.58 mg/L 之间变化,施肥后 1 d(8 月 23 日)硝态氮浓度在 1.83 ~ 2.08 mg/L 范围内变化。第 1 次追肥后, N-1、N-4、N-5 小区田面水硝态氮浓度在施肥后 3 d 出现峰值,硝态氮浓度分别为 2.84、3.98、3.82 mg/L, N-2 和 N-3 小区直到施肥后 5 d 才出现峰值,硝态氮浓度分别为 2.96、3.11 mg/L。第 2 次施肥后田面水硝态氮浓度都是在施肥后 2 d 出现峰值,硝态氮浓度在 2.07 ~ 2.43 mg/L 范围内,之后田面水硝态氮浓度随着时间的推移呈降低趋势。在第 1 次施肥后 9 d 各施肥处理小区硝态氮浓度变化范围为 1.92 ~ 2.79 mg/L,已降至施肥前各小区田面水硝态氮浓度(1.83 ~ 2.46 mg/L)水平,第 2 次施肥后 7 d,各施肥处理小区硝态氮浓度已降至不施肥处理小区浓度和第 2 次追肥前田面水浓度水平,变化范围在 1.27 ~ 1.52 mg/L 之间。田面水硝态氮浓

度发生这种变化的原因,是由于施肥前田面水硝态氮含量低,硝态氮含量的增加主要是铵态氮通过硝化反应而产生的。试验田采用间歇式进水,稻田不断充氧,有利于硝化作用的进行,使得化学自养菌可利用 NH_4^+ 为原料经过氧化反应形成 NO_3^- 。这种进水方式使得在根系较少的兼性区和厌氧区的反硝化细菌得不到最适宜的环境,其反应速度较硝化细菌弱,因此硝化作用强于反硝化作用,从而导致硝酸盐含量的升高。试验开始时,硝态氮形成量较小,稻田表面水体中硝态氮含量也较少,随着试验时间的推移,尿素大量分解成铵态氮,硝化作用变得强烈,远大于反硝化作用,致使硝态氮在施肥后 3 d 或 5 d 达到最大值。随后,虽然硝化作用仍然比较强烈,但是由于田面水中氮素总量的下降,致使硝化作用形成的硝态氮小于损失的硝态氮,因此硝态氮随之不断下降^[4,10]。

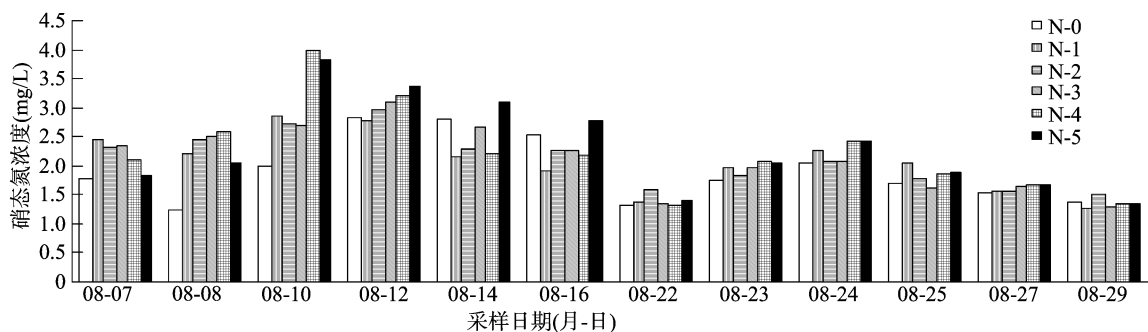


图2 2次追肥后田面水硝态氮变化

2.2 不同施肥处理水平下氮素浓度动态变化

由图 3 可知,各处理小区追肥后田面水总氮和铵态氮浓度整体上远高于硝态氮浓度,其中各处理小区田面水硝态氮浓度均低于 5 mg/L,说明水稻田追施尿素能提高田面水总氮和铵态氮含量,但提高 3 氮浓度的能力有所差异,具体表现为总氮 > 铵态氮 > 硝态氮。田面水 3 氮浓度的提高增加了氮肥流失的可能。如果此时有强降雨或者人为排水,发生农田溢水或径流流失,铵态氮是氮素流失的主要形态;如果没有地表径流流失,由于铵态氮能被土壤颗粒吸附保持,随着硝化作用的进行,在农田氮素田间渗漏损失中硝态氮是主要的流失形态^[11-14]。同时图 3 显示,施肥后各处理小区田面水 3 氮浓度整体上随施肥量的增加而增加。可通过控制施肥量、增加施肥次数、分次施肥有效降低田面水 3 氮浓度,降低氮素流失风险。对照小区(N-0)3 氮浓度和其他处理一样也呈波动变化,但其波动幅度较小,在 10 mg/L 以内波动,其田面水总氮和铵态氮高峰出现在追肥后 1 ~ 3 d(8 月 10 日,8 月 23 日),这既与空白小区土壤基础肥力较高、地下水氮供应有关,也与作为灌溉水源的河流水系水质变化有关。

2.3 灌溉水氮素动态变化

从图 4 可知,灌溉水氮素含量在试验期间同样出现 2 次峰值,在第 1 次追肥后 1 d 和 3 d(8 月 8 日,8 月 10 日),河水的总氮浓度分别为 10.93、9.85 mg/L,铵态氮浓度分别为 7.06、8.10 mg/L。第 2 次施肥后 1 d(8 月 23 日)灌溉水总氮浓度为 8.11 mg/L,铵态氮浓度为 5.95 mg/L,超过了我国的 GB3838—2002《地表水环境质量标准》V 类限值。灌溉河水氮素浓度的这种变化与试验区外的水稻种植施肥有关,说明在当地传统的水肥管理模式,施肥是水田田面水氮素增加

的主要原因,连续降雨或不合理灌溉排水使氮素通过地表径流和土壤渗漏产生流失成为可能。因此,要控制氮素流失,不仅要在源头上控制,也要注重氮素使用过程的管理,根据水稻生长期对氮肥的需要,分次施肥,控制氮肥用量以达到防止氮素大量流失的风险。

3 结论

施氮可明显提高田面水氮素含量,尤其是铵态氮和总氮的含量,并且整体上随施肥量的增加而增加,分次施肥能降低田面水氮素的浓度,从而减少氮素流失风险。

施氮后田面水总氮、铵态氮浓度均在 1 d 后达到最大值,并随着时间的推移而下降,硝态氮浓度的变化存在一定的滞后性,施氮后 1 周内是防止水稻田面水铵态氮和总氮流失的关键时期。

灌溉水 3 氮浓度呈现明显的波动变化,说明在传统的水肥管理模式,存在明显的氮素流失。因此,需要对施肥方式、施肥水平、灌溉方法以及田间水的管理进行科学研究,从环境污染控制和农业生产的需要出发,提出最佳方案,降低农田氮的排出负荷。

参考文献:

- [1] 张志剑,董亮,朱荫渭. 水稻田面水氮素的动态特征、模式表征及排水流失研究[J]. 环境科学学报,2001,21(4):475-480.
- [2] 张志剑,王兆德,姚菊祥,等. 水文因素影响稻田氮磷流失的研究进展[J]. 生态环境,2007,16(6):1789-1794.
- [3] 冯涛,杨京平,施宏鑫,等. 高肥力稻田不同施氮水平的氮肥效应和几种氮肥利用率的研究[J]. 浙江大学学报(农业与生命科学

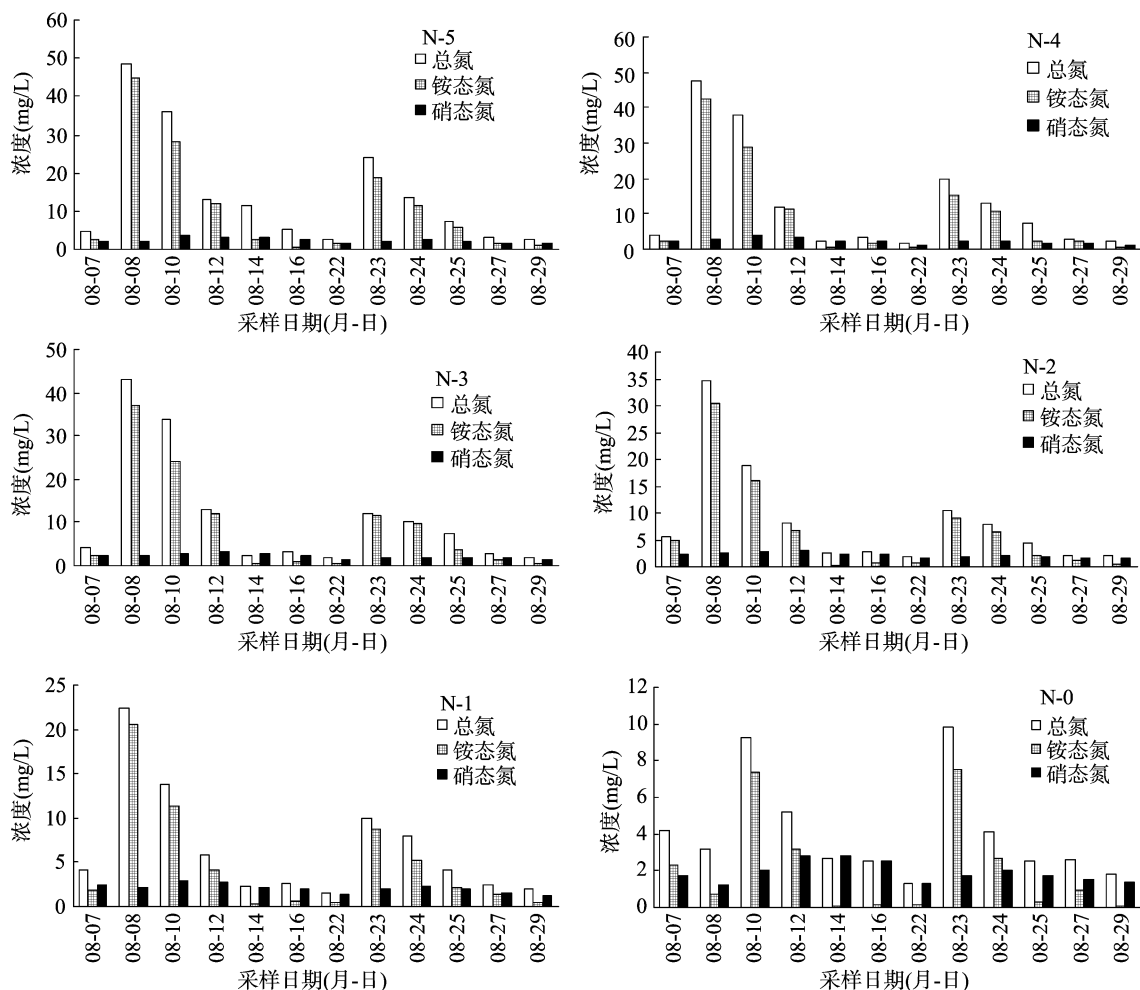


图3 不同施肥小区 3 氮浓度变化

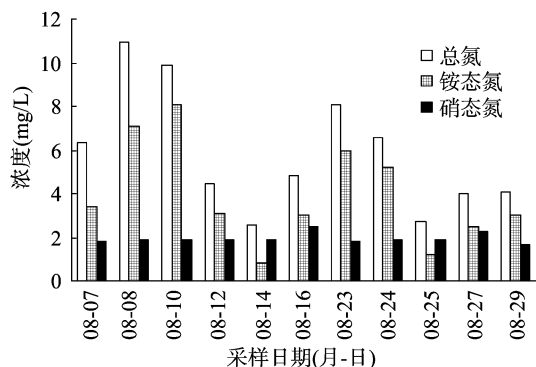


图4 灌溉水氮素的动态变化

学版), 2006, 32(1): 60-64.

- [4] 金洁, 杨京平, 施洪鑫, 等. 水稻田面水中氮磷素的动态特征研究[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(2): 357-361.
- [5] Fillery R P, de Datta S K. Ammonia volatilization from nitrogen volatilization as a N loss mechanism in flooded rice fields[J]. Fertilizer Research, 1986, 9: 78-98.
- [6] Ju X T, Liu X J, Zhang F S, et al. Nitrogen fertilization, soil nitrate accumulation, and policy recommendations in several agricultural regions of China[J]. Amibio, 2004, 33(5): 300-305.

- [7] Kopifski J, Tujaka A, Igras J. Nitrogen and phosphorus budgets in Poland as a tool for sustainable nutrients management[J]. Acta Agriculturae Slovenica, 2006, 87(1): 173-181.
- [8] de Datta S K. Improving nitrogen fertilizer efficiency in lowland rice in tropical Asia[J]. Fertilizer Research, 1986, 9(1-2): 171-186.
- [9] Zhu Z L, Chen D L. Nitrogen fertilizer use in China - contributions to food production, impacts on the environment and best management strategies[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2002, 63(2/3): 117-127.
- [10] 李荣刚, 翟云忠. 江苏省武进市高产水稻田氮素渗漏损失研究[J]. 农村生态环境, 2000, 16(3): 19-22.
- [11] 敖和军, 邹应斌, 申建波, 等. 早稻施肥对连作晚稻产量和氮肥利用率及土壤有效氮含量的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2007, 13(5): 772-780.
- [12] 邓美华, 谢迎新, 熊正琴, 等. 长江三角洲氮收支的估算及其环境影响[J]. 环境科学学报, 2007, 27(10): 1709-1716.
- [13] 孟建, 李雁鸣, 党红凯. 施氮量对冬小麦氮素吸收利用, 土壤中硝态氮积累和籽粒产量的影响[J]. 河北农业大学学报, 2007, 30(2): 1-5.
- [14] 钟旭华, 黄农荣, 郑海波, 等. 不同时期施氮对华南双季杂交稻产量及氮素吸收和氮肥利用率的影响[J]. 杂交水稻, 2007, 22(4): 62-66, 70.