

邓天天, 张玉珠, 马 培, 等. 不同氮磷配比对农田土壤硝化作用的影响[J]. 江苏农业科学, 2018, 46(17): 269–272.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2018.17.069

不同氮磷配比对农田土壤硝化作用的影响

邓天天, 张玉珠, 马 培, 陈 纳

(河南工程学院资源与环境学院, 河南郑州 451191)

摘要:以河南省许昌市某地区农田土壤为供试土样, 采用室内培养的方式, 通过设置不同氮磷比处理土样, 研究不同氮磷比在硝化作用过程中对土壤 pH 值、硝化作用时间和硝化回收率的影响。结果表明, 试验测试所用土壤铵态氮硝化类型为缓慢型, 铵态氮的减少明显快于硝态氮的增加; 氮磷配合施用处理土壤的 pH 值在开始培养时有所下降, 随后呈上升趋势; 磷酸盐的加入对土壤有一定的缓冲作用, 减缓了硝化过程中土壤 pH 值的下降, 有利于硝化作用的进行; 氮磷施肥有利于增加土壤硝化回收率, 可以有效减少硝化过程中的氮损失; 不同氮磷比对土壤硝化作用回收率影响有较大区别, N:P 分别为 3:1、1:1、1:3 时硝化回收率分别为 74.67%、90.00%、98.00%, 比加等量氮不加磷对照组分别增加 14.67、44.00、6.00 百分点; 合理的氮磷比(1:1)施肥对减少硝化作用过程中的氮损失有重要作用。

关键词:土壤硝化作用; 硝化回收率; 氮磷比; 土壤 pH 值; 硝化作用时间; 硝化回收率

中图分类号: S143.4 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2018)17-0269-04

化肥在农业生产中具有重要的增产作用。19 世纪以来, 世界化肥用量大大增加, 我国作为农业大国, 化肥用量在世界上也一直占有相当大的份额。1991—2010 年, 我国化肥使用量从 2 805.0 万 t 增加到 5 561.7 万 t, 年增长率为 3.7%^[1-2]。但我国氮肥利用率只有 30%~40%, 氮肥施入土壤之后, 农作物在生长过程中能够吸收利用的比例很少, 其余大部分都会通过各种途径损失于环境中。

硝化作用是生物圈氮循环的重要因素, 硝化作用一方面

促进了铵态氮向硝态氮转化, 可以有效减少氮挥发, 增加植物对氮素的利用; 另一方面也加速了氮素损失, 导致氮肥利用率较低, 大量氮素流失^[3]。农田土壤氮损失的途径主要有氮的淋溶损失、氮的径流损失、氮的硝化反硝化损失和氮挥发。没有被土壤利用的化肥还会通过地表径流、淋溶进入地表水和地下水, 造成环境问题^[4-5]。反硝化作用的底物 NO₃⁻主要来自硝态氮或铵态氮的转化, 微生物在厌氧或缺氧条件下将底物还原为 NO₂⁻、NO、N₂O, 最终产物为 N₂, 但中间产物也有可能被释放出来^[6-8]。在淹水条件下, 反硝化作用是氮素损失的主要途径, 旱地土壤在某些微域环境中也有可能发生反硝化作用。

目前国内外对硝化反硝化作用以及氮挥发过程造成的氮

收稿日期: 2017-06-10

基金项目: 河南省教育厅项目(编号: 16A610016)。

作者简介: 邓天天(1987—), 女, 河南郑州人, 博士, 讲师, 主要从事农田土壤污染治理研究。E-mail: 280233394@qq.com。

346-349.

[14] 逢焕成, 李玉义, 严慧峻, 等. 微生物菌剂对盐碱土理化和生物性状影响的研究[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(5): 951-955.

[15] 朱晓涛, 米晓辉, 王玉萍. 两种测定土壤全盐量方法的比较[J]. 甘肃农业科技, 2010(4): 14-16.

[16] Sheng M, Tang M, Chen H, et al. Influence of arbuscular mycorrhizae on the root system of maize plants under salt stress[J]. Canadian Journal of Microbiology, 2009, 55(7): 879-886.

[17] Zhang Y F, Wang P, Yang Y F, et al. Arbuscular mycorrhizal fungi improve reestablishment of *Leymus chinensis* in bare saline-alkaline soil: implication on vegetation restoration of extremely degraded land[J]. Journal of Arid Environments, 2011, 75(9): 773-778.

[18] Abdel-Fattah G M, Abdul-Wasea A A. Arbuscular mycorrhizal fungal application to improve growth and tolerance of wheat (*Triticum aestivum* L.) plants grown in saline soil[J]. Acta Physiologiae Plantarum, 2012, 34(1): 267-277.

[19] Parida A K, Das A B. Salt tolerance and salinity effects on plants: a review[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2005, 60(3): 324-349.

[20] 高彦花, 张华新, 杨秀艳, 等. 耐盐碱植物对滨海盐碱地的改良

效果[J]. 东北林业大学学报, 2011, 39(8): 43-46.

[21] 唐相亭, 金研铭. 耐盐碱植物研究进展[J]. 北方园艺, 2012(22): 181-184.

[22] 王 婧, 逢焕成, 李玉义, 等. 微生物菌肥对盐渍土壤微生物区系和食葵产量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(11): 2186-2191.

[23] 潘 峰, 刘滨辉, 袁文涛, 等. 不同改良剂对紫花苜蓿生长和盐渍化土壤的影响[J]. 东北林业大学学报, 2011, 39(5): 67-68.

[24] 宋燕飞, 金忠华, 孙丹丹. 盐碱胁迫下复合微生物菌剂对玉米根系性状的影响[J]. 杂粮作物, 2008, 28(3): 160-162.

[25] 王金满, 白中科, 叶驰驱, 等. 脱硫石膏与微生物菌剂联合施用对盐碱化土壤特性的影响[J]. 应用基础与工程科学学报, 2015, 23(6): 1080-1087.

[26] 逢焕成, 李玉义, 于天一, 等. 不同盐胁迫条件下微生物菌剂对土壤盐分及苜蓿生长的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2011, 17(6): 1403-1408.

[27] 杜连凤, 刘文科, 刘建玲. 三种秸秆有机肥改良土壤次生盐渍化的效果及生物效应[J]. 土壤通报, 2005, 36(3): 309-312.

[28] 谷思玉, 聂艳龙, 何 鑫, 等. 生物有机肥对盐渍土改良效果评价[J]. 东北农业大学学报, 2015, 46(8): 38-43.

损失已有大量研究^[9-12],结果表明不同地区土壤硝化作用和氮素损失有明显差别,且影响因素也有不同。不同氮磷配施对氨挥发和反硝化作用氮损失都有重要影响。刘延慧通过土壤培养试验对氮磷肥配施对氨挥发的规律及机制的研究表明,施加等量氮肥之后施加不同量磷肥处理的土壤,氨挥发速率有一定变化,并且变化呈现出一定的规律性^[13]。不同施磷处理土壤氨挥发速率规律是先增大,到达最大值后再减小,随着施磷量的增加,氨挥发速率的峰值也会变大。氮磷配施对土壤 pH 值也有一定影响,会直接导致硝化作用结果的不同。

但是由于反硝化作用需要在厌氧或缺氧条件下进行,目前对反硝化作用影响因素及 N₂O 排放的研究也大多集中在稻田土壤上。河南省作为农业大省,作物种植类型以小麦玉米为主,耕地类型也多为旱田土壤,反硝化作用造成的氮损失并不严重,对此地区硝化作用影响因素及其氮损失的影响少有研究。本试验通过室内土壤培养的方法,研究在土壤中施加不同氮磷比肥料对硝化作用可能产生的影响,找到最佳氮磷比,改善土壤氮磷营养,促进铵态氮向硝态氮的转化,减少硝化过程中的氮素损失。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

本试验所用土样来自河南省许昌市某麦田。许昌市位于河南省腹地,属于伏牛山余脉向豫东平原过渡地带。采样区属暖温带亚湿润季风气候,雨量较多,光照充足,无霜期长。年平均气温 15℃ 左右,1 月平均气温 0.7℃,7 月平均气温 27.1℃,年降水量 700 mm 左右,无霜期 217 d。土样理化性质如表 1 所示。

表 1 土样原始理化性质

有机碳含量 (g/kg)	全磷含量 (g/kg)	有效磷含量 (mg/kg)	硝态氮含量 (mg/kg)	铵态氮 含量(mg/kg)	pH 值
10.28	4.10	17.05	10.03	16.58	8.06

1.2 试验方法

试验以 NH₄HCO₃ 和 KH₂PO₄ 为氮源和磷源,设置 5 个不同浓度梯度的 N、P 养分添加比例:4:0、3:1、1:1、1:3、0:4,同时设置与 3:1、1:1、1:3 这 3 组等量加氮不加磷的土样作为对照组(3:0、2:0、1:0),以不添加任何养分的原始土样为空白对照(CK),共设置 9 个试验组。试验中所用 NH₄HCO₃ 含 N 量为 17.0%,KH₂PO₄ 含磷量为 23.4%。N、P 纯养分添加总量为 100 mg/kg。各 N、P 加入量如表 2 所示。

表 2 试验土样 N、P 加入量

编号	N、P 加入量(mg/kg)
1	100N + 0P
2	75N + 25P
3	50N + 50P
4	25N + 75P
5	0N + 100P
6	75N + 0P
7	50N + 0P
8	25N + 0P
9	0N + 0P

培养时,分别称取 100.0 g 土样,装入 250 mL 锥形瓶中进行土壤培养。根据原始土样含水量及表 2 将肥料分别配制

成溶液,加入各不同氮磷比对应溶液使土样含水率为田间最大持水率的 60%。搅拌均匀,使肥料和土壤充分混合。瓶口用聚乙烯保鲜膜封口,保持土样培养时的透气性,在 (25 ± 1)℃ 的恒温振荡箱中培养。分别在培养的第 1、3、5、7、9、11、13、15 天取样,测定土样中的铵态氮、硝态氮含量和 pH 值。

1.3 测定方法

土壤 pH 值的测定:称取 3 g 土样于 50 mL 烧杯中,加入 15 mL 蒸馏水,剧烈搅动 1 min 使土样充分散开,静止 0.5 h 后用 pH 计测定 pH 值。

土壤铵态氮的测定:参照国际标准 HJ 634—2012《土壤氨氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮的测定 氯化钾溶液提取-分光光度法》。

土壤硝态氮的测定:酚二磺酸比色法。

2 结果与分析

2.1 硝化过程中 pH 值的变化

大量研究表明,土壤硝化作用的进行受土壤 pH 值大小变化影响很大。在低 pH 值的弱酸环境中,硝化微生物的生长受到抑制,活性降低,不利于硝化作用的进行。pH 值在 3~8 范围内时,pH 值与硝化速率呈正相关关系。硝化作用最佳 pH 值为 8,反硝化作用最佳 pH 值为 5~8。

图 1 表示不同氮磷比处理土样在培养过程中 pH 值的变化。从图 1 可以看出,除第 1 组外,其余单施氮组(第 6、7、8 组)处理土样 pH 值在培养开始时均比原始土样有所增加,第 5 天开始下降,第 11 天左右下降到最低值,之后开始慢慢恢复,直到接近起始 pH 值。氮磷配合施用组(第 2、3、4 组)处理土壤 pH 值在开始培养时有所下降,随后呈上升趋势。

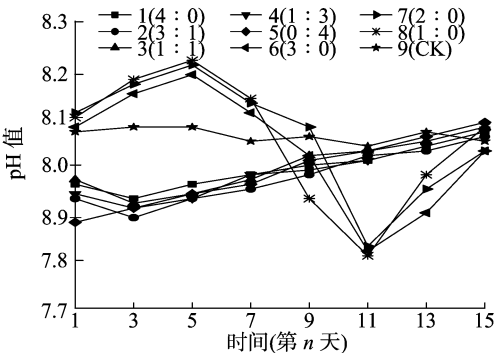


图 1 不同氮磷比下 pH 值随时间变化情况

本试验所用氮肥为 NH₄HCO₃,NH₄HCO₃ 加入土壤后发生分解反应生成 NH₄⁺,导致土壤开始培养后 pH 值升高。培养一段时间后,NH₄⁺ 因硝化作用被分解生成 H⁺,土壤 pH 值开始下降,第 9~11 天硝化作用基本完成,土样中 NH₄⁺ 的分解也已经全部完成,pH 值开始上升。而氮磷同时施加土样因为有磷酸盐的加入,培养开始后 pH 值有所下降。第 3~5 天后磷酸盐加入土样一定时间,被土壤吸附固定,酸性减弱,土壤 pH 值开始上升。虽然土壤硝化作用会使 pH 值变小,但硝化作用造成的 pH 值下降较少,所以加入磷酸盐后土壤 pH 值还是呈缓慢上升趋势。对比氮磷配合施用处理土样和加氮不加磷处理土样可以看出,加入磷酸盐后土壤 pH 值的变化幅度明显变小,磷酸盐的加入减缓了硝化过程中 pH 值的变化。

2.2 不同氮磷比对土壤硝化作用中铵态氮转化的影响

从图 2、图 3 中可以看出,土样铵态氮含量在第 5~7 天后降到最低,相当于空白土样中的铵态氮含量,铵态氮转化完成。不同氮磷比处理土样中,铵态氮的剩余量与氮肥加入量无关,培养第 7 天后铵态氮含量都下降到了 20 mg/kg 以下。而硝态氮在培养的第 7~11 天才能达到最大值,硝态氮含量的增长明显滞后于铵态氮含量的减少,说明本试验所用的土壤硝化作用类型为硝化作用缓慢型。

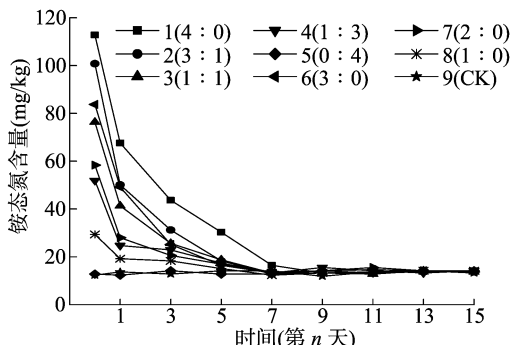


图2 铵态氮含量在培养过程中的变化

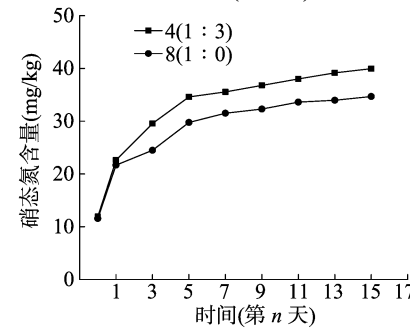
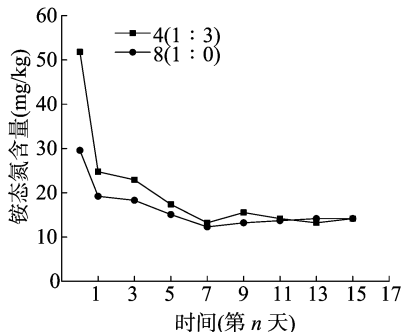
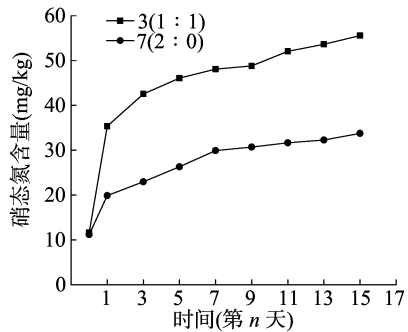
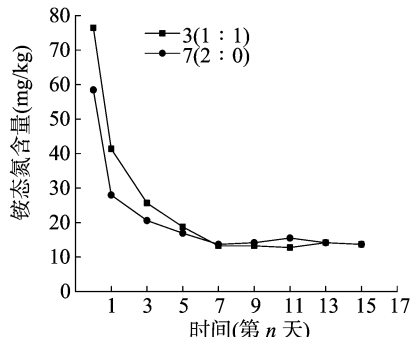
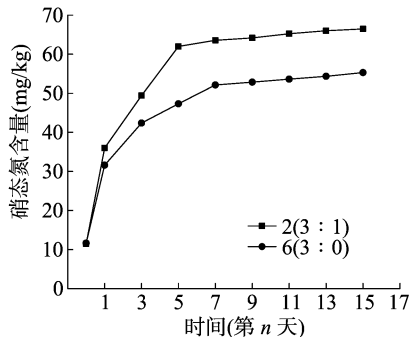
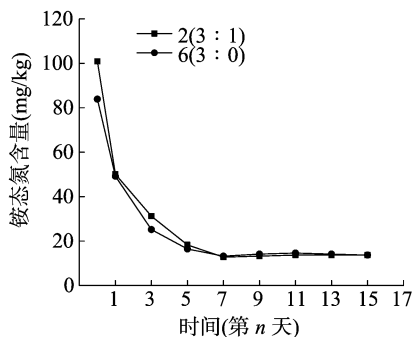


图4 不同氮磷比处理与不加磷对照组硝化作用对比

这一结果表明,施加氮肥的同时加入一定的磷肥有助于土壤硝化作用的进行,可以缩短硝化作用结束时间,促进铵态氮转化为硝态氮,这可能与磷酸盐对 pH 值的缓冲作用有关。从图 1 中 pH 值的变化可以看出,氮磷同时施加可以减小土壤 pH 值的变化幅度,而 pH 值是影响硝化作用和氨挥发的重要途径。农田氮损失的途径中,氨挥发和反硝化过程中的氮损失是其主要部分。反硝化作用需要在厌氧或缺氧条件下进行,而许昌市农作物种植以小麦和玉米为主,土壤含水量较低,反硝化作用造成的氮损失比较小。铵态氮在土壤中含量较高时,容易转化为 NH_3 ,氨挥发造成的氮损失严重。氮磷同时施加处理土样使得铵态氮转化率比不加磷处理土样有很大

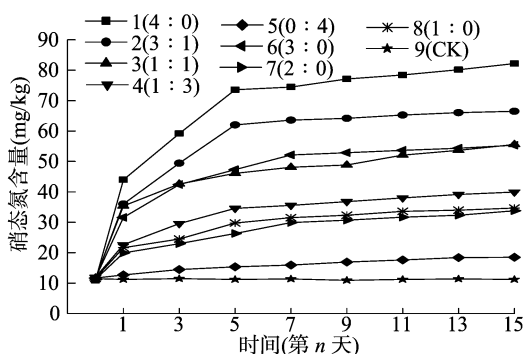


图3 硝态氮含量在培养过程中的变化

从图 4 可以看出,对比等氮施加量条件下加磷和不加磷处理土样可以看出,在加入氮量相等的情况下,加磷处理土样明显比不加磷处理土样硝化作用完成率要高。加磷和不加磷处理土样中铵态氮在第 7~9 天基本都能完全分解,之后含量保持稳定;而加磷处理土样比不加磷处理土样在硝化作用过程中硝态氮含量明显要高,硝化作用完成后硝态氮最大含量也明显高于不加磷处理土样。氮磷比为 1:1 时,加磷、不加磷处理土样硝化作用后硝态氮含量差别最大。

提高,从而减少了土壤硝化过程中的氮损失。

2.3 不同氮磷比对土壤硝化回收率的影响

硝化持续时间通常指土壤在硝化作用过程中硝态氮达到稳定所需要的时间,此时,加入铵态氮土壤中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的含量与不加入铵态氮土壤中硝态氮含量的差值占加入铵态氮的含量的百分比为硝化回收率。硝化回收率能够反映硝化过程中的氮素损失大小,硝化回收率越大,氮素损失量越低。

从表 3 可以看出,施加不同氮磷比肥料对土壤硝化作用中硝化回收率有较大影响,第 1 组氮磷比为 4:0 处理土样硝化回收率为 72.00%,是 3 个不同氮磷比试验组中的最低值;第 4 组氮磷比为 1:3 处理土样硝化回收率达到了 98.00%,

表 3 不同氮磷比土壤硝化回收率

编号	氮磷比	硝化回收率 (%)
1	4 : 0	72.00
2	3 : 1	74.67
3	1 : 1	90.00
4	1 : 3	98.00
6	3 : 0	60.00
7	2 : 0	46.00
8	1 : 0	92.00

是本试验结果中的最高值。

对比加磷和不加磷处理土样结果(图 5)可知,同时施加氮磷处理土样在硝化过程中氮素损失量明显比加等量氮不加磷对照组低。其中氮磷比为 1 : 1 处理土样加磷与不加磷对比土壤硝化回收率差别最大,氮磷同时施加比加氮不加磷处理的土样硝化回收率增加 44 个百分点。在硝化过程中,氮挥发是氮素损失的重要途径,研究表明,氮磷肥同时施加可以有效减少硝化过程中的氮挥发。对比 6、7、8 这 3 组不加磷处理土样也可以看出,过量施加氮肥会增加土壤硝化作用过程中氮的损失,这与硝化作用中的氮挥发有关。微生物在生长过程中都有最佳的营养物质比例,保证充足的磷营养元素供应是十分有必要的,在最合适的生存环境,微生物才能保持相当的活性。氮磷同时施加改善了土壤的性质,微生物的生长所需的营养元素比例也有所不同,更加适合微生物的生长繁殖,同时还提高了氮素的固定和吸附。施肥时温度越低,土壤对氮的固定率越高,土壤中存在过多的 NH_4^+ ,会促进氮挥发。氮磷同时施加较单独施加氮肥时温度降低,土壤固定态氮的含量升高,氮损失量也会有所增加。虽然第 4 组氮磷比为 1 : 3 时土壤硝化回收率达到最大值,但其氮素施加量比其他组明显减少,氮磷比不符合植物生长对氮、磷营养元素的需求比例,造成磷肥大量浪费,且硝化回收率对比第 8 组没有明显增加。

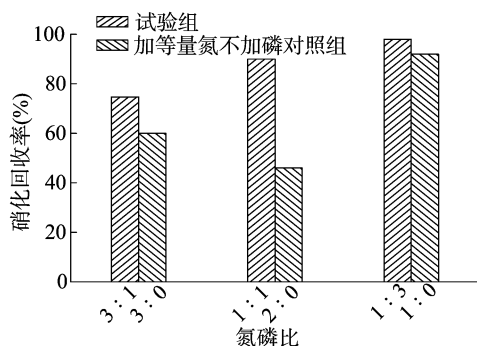


图 5 加磷、不加磷土壤硝化回收率对比

3 结论与讨论

本研究结果表明,试验测试所用土壤铵态氮硝化类型为缓慢型。土壤中 NH_4^+ 转化为 NO_2^- 速度较快,而 NO_2^- 转化为 NO_3^- 的速度较慢,铵态氮的减少明显快于硝态氮的增长。氮磷配合施加处理土样硝化作用时间明显短于单施氮处理土样。氮磷配合施用对土壤 pH 值有一定的缓冲作用,延缓了因硝化作用造成的 pH 值下降。土壤 pH 值与 NH_4^+ 的形态转

化以及硝化过程中微生物的活性和生长繁殖都有密切关系,氮磷配合施用造成的 pH 值变化对土壤硝化时间及硝化作用回收率都有一定的影响。

不同氮磷比对土壤硝化作用回收率有较大影响。氮磷配施处理土样对比其等量加氮不加磷处理土样硝化回收率有明显提高,氮磷比为 3 : 1 时,硝化回收率提高 14.67 百分点;氮磷比为 1 : 1 时,硝化回收率提高 44.00 百分点,达到 90.00%;氮磷比为 1 : 3 时,硝化回收率提高 6.00 百分点。氮磷配施大大提高了土壤中铵态氮的转化效率,可以有效减少氮素损失。氮磷比为 1 : 1 时对减少土壤硝化过程中氮损失效果最好。

本研究在一定程度上取得了阶段性进展,但还有许多不足之处。试验研究了不同氮磷比对农田土壤硝化作用的影响,表明氮磷配施对土壤硝化速率以及硝化回收率有较好效果。为进一步减少农田土壤硝化过程中的氮素损失,改善农业氮肥利用率较低,减少氮损失造成的环境污染提供了科学依据。

对反硝化作用过程中氮损失的影响因素及机制目前已有许多研究成果,但大都集中在稻田土壤中。本试验所用土样为旱田土壤,且该区域降水量较少,农田土壤反硝化作用较弱。不同氮磷比对氮挥发以及淋溶作用等对农田氮损失的影响还需要做进一步研究。

参考文献:

- [1] 崔玉亭. 化肥与生态环境保护[M]. 北京:化学工业出版社,1999.
- [2] 党永富. 土壤污染与生态治理——农业安全工程系统建设[M]. 北京:中国水利水电出版社,2015.
- [3] 鲍俊丹,石美,张妹婷,等. 中国典型土壤硝化作用与土壤性质的关系[J]. 中国农业科学,2011,44(7):1390-1398.
- [4] 王峰,陈玉真,尤志明,等. 不同施氮量对两种茶园土壤硝化作用和 pH 值的影响[J]. 茶叶科学,2015,35(1):82-90.
- [5] 李良谟,潘映华,周秀如,等. 太湖地区主要类型土壤的硝化作用及其影响因素[J]. 土壤,1987,19(6):289-293.
- [6] 朱永官,王晓辉,杨小茹,等. 农田土壤 N_2O 产生的关键微生物过程及减排措施[J]. 环境科学,2014,35(2):792-800.
- [7] 邹国元,张福锁,陈新平,等. 农田土壤硝化-反硝化作用与 N_2O 的排放[J]. 土壤与环境,2001,10(4):273-276.
- [8] 鲍俊丹. 土壤氮素硝化过程中亚硝态氮的累积及其影响因素研究[D]. 杨凌:西北农林科技大学,2009.
- [9] Dentener F J, Crutzen P J. A three-dimensional model of the global ammonia cycle[J]. Journal of Atmospheric Chemistry, 1994, 19(4): 331-369.
- [10] Xing G X, Zhu Z L. Regional nitrogen budgets for China its major watersheds[J]. Biogeochemistry, 2002, 57(1):405-427.
- [11] Tiara G M, Cao J L, Cai Z, et al. Ammonia volatilization from winter wheat field top-dressed with urea[J]. Pedosphere, 1998, 8(4): 331-336.
- [12] Fu J C, Woodard H J, Hossener L R. Nitrification in high chloride zones near fertilizer brads in a calcareous soil[J]. J of Plant Nutr, 1994, 17(4):607-629.
- [13] 刘延慧. 农田生态系统氮磷配施的氮挥发规律及机理研究[D]. 长春:吉林农业大学,2006.