

农田土壤氨挥发的过程和控制技术研究

朱 影^{1,2}, 庄国强^{2,3}, 吴尚华^{2,3}, 黄占斌¹, 庄绪亮^{2,3}

- (1. 中国矿业大学(北京), 北京 100083;
2. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085;
3. 中国科学院大学资源与环境学院, 北京 100049)

摘要: 氮肥过量使用且植物利用率低造成农田氨挥发严重, 是大气中氨的重要来源。农田土壤氨挥发主要来自尿素水解氨化过程和硝酸盐异化还原成铵过程, 受温度、水分、施肥剂量和施肥方式等多种因素的影响。目前减少农田氨挥发的方法主要包括减少氮肥施用量, 深施, 添加脲酶抑制剂, 以及施用生物炭、腐殖酸类氮肥增效剂等, 对于不同类型的土壤应采用不同的氨挥发控制方法。文章针对我国目前农业氨挥发的情况详细论述了农田土壤氨的产生过程、影响氨挥发的因素以及氨挥发的控制技术。

关键词: 氨挥发; 影响因素; 控制方法

中图分类号: X53

文献标志码: A

DOI: 10.16803/j.cnki.issn.1004-6216.2020.06.015

Ammonia Volatilization Process and Control Technology of Farmland Soil

ZHU Ying^{1,2}, ZHUANG Guoqiang^{2,3}, WU Shanghua^{2,3}, HUANG Zhanbin¹, ZHUANG Xuliang^{2,3}

- (1. China University of Mining and Technology-Beijing, Beijing 100083, China;
2. Research Center for Eco-environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China;
3. College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Ammonia is an important part of the nitrogen cycle in the terrestrial ecosystem, and also an important pollutant in the air. Excessive use of nitrogen fertilizer and the low utilization rate of plants lead to serious ammonia volatilization from the farmland. And this is a major source of the ammonia in the atmosphere. The ammonia volatilization of the farmland soil mainly sources from the process of urea hydrolysis ammoniation and the process of nitrate dissimilation reduction to ammonia. The volatilization is affected by many factors such as temperature, water content, fertilization dosage and fertilization method. Recently, the methods to reduce the ammonia volatilization include reducing the amount of nitrogen fertilizer, deep application, adding urease inhibitor, and adding nitrogen synergist of biochar and humic acid. All these methods should be applied reasonably based on the properties of different soils. According to the current situation of the ammonia volatilization in China, this paper investigates the ammonia production process of the farmland soil and the factors affecting ammonia volatilization as well as the possible control techniques.

Keywords: Ammonia Volatilization; Influence Factor; Control Technology

CLC number: X53

氨是陆地生态系统氮循环过程的重要组成部分, 同时也是一种重要的大气污染物。作为大气中唯一的碱性气体, 氨会与 SO_2 和 NO_x 等酸性物质反应生成含氨气溶胶^[1], 这些次生气溶胶是雾霾中 $\text{PM}_{2.5}$ (空气动力直径 $\leq 2.5 \mu\text{m}$ 的颗粒物) 的主要组成成分, 严重影响空气质量, 危害人体健康, 此外还

会破坏空气中的甲烷氧化, 使温室效应加剧^[2]。氨在对流层中会被氧化成 NO 、 NO_2 和相当数量的 N_2O , 其中 N_2O 是一种强烈的温室气体, 其温室潜势是 CO_2 的 265 倍^[3]。氨氧化后产生的 NO_x 还会通过干湿沉降回到土壤和地表水中, 造成土壤酸化和水体富营养化, 导致生物多样性丧失, 造成严重

收稿日期: 2020-05-15

基金项目: 华北平原种植业高效控氨减排关键技术(2018YFC021330)

作者简介: 朱 影(1996-), 女, 硕士研究生。研究方向: 土壤氮循环。E-mail: zhuyi1021@163.com

通信作者: 吴尚华(1992-), 男, 博士、助理研究员。研究方向: 土壤微生物生态学与生物修复技术。E-mail: shwu@rcees.ac.cn

引用格式: 朱 影, 庄国强, 吴尚华, 等. 农田土壤氨挥发的过程和控制技术研究[J]. 环境保护科学, 2020, 46(6): 88-96.

的生态污染^[4]。

农田氮挥发是全球氮排放的重要来源,是氮素以氨气形式从土壤或水田表面逸散到大气中的过程,其中氮肥施用所带来的氮挥发约占排放总量的53.5%^[5-6]。中国是世界上氮肥生产和使用量最大的国家,2018年氮肥施用量(折纯量)已达到 5.65×10^7 t^[7],大量氮肥的施用造成氮素以氨挥发和土壤淋失等形式损失严重,尤其是在碱性和石灰性土壤居多的华北平原,氨挥发占氮肥用量的比例高达23%^[8]。虽然华北平原仅占全国总面积的3.3%,但

其农田氮挥发量占全国总氮挥发量的27%^[9]。大量的氨挥发不仅增加了种植成本,还造成了严重的环境污染。为了提高氮肥利用率,减轻农田氮素污染,对农田氮挥发进行控制是我国农业面临的重要问题。

1 农田氮的产生过程

农田土壤氮的产生主要有化学过程和生物过程2种,主要来源于尿素水解和硝酸盐异化还原成铵的过程,土壤氮的源和汇见图1。

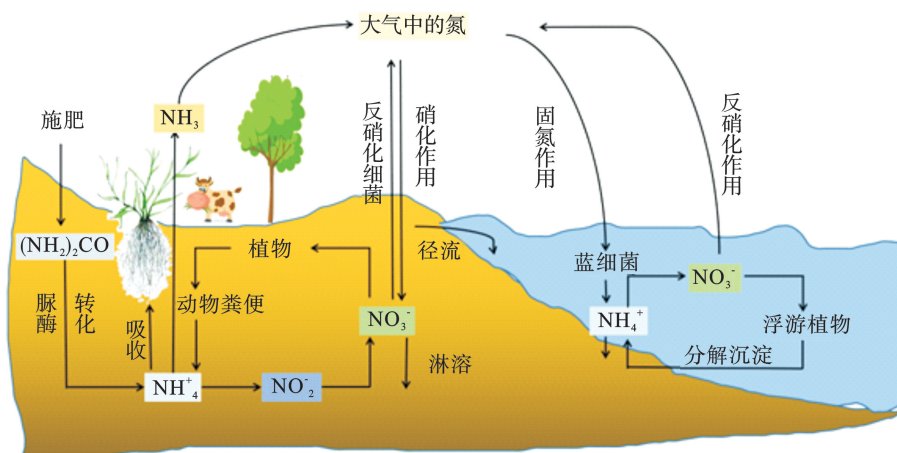


图1 土壤氮的源和汇

1.1 尿素水解

尿素是目前所有氮肥种类中使用最多的肥料,占我国氮肥总量的60%^[10]。尿素属于中性速效肥料,具有独特的物理化学特性,适用于所有作物和各种类型土壤,包括酸性或碱性土壤、旱地或水田。

尿素造成的氨挥发占氮肥施用氨挥发总量的75%^[11],施用尿素比其他氮肥产生的氨挥发更明显。尿素施入土壤后,第一步被土壤脲酶水解产生 NH_4^+ 、 OH^- 和 CO_2 , NH_4^+ 和 OH^- 很容易反应产生氨

气^[12], CO_2 和 OH^- 会使局部土壤pH值上升^[13],有利于土壤中氨的生成。水解产生的 NH_4^+ 随后在氨单加氧酶的催化作用下生成羟胺,羟胺经硝化作用转化为亚硝酸盐和硝酸盐,图2为尿素施入土壤后的转化过程图。尿素施入土壤后的养分释放速度很快,氨挥发高峰一般出现在施肥后的1~3 d内^[14]。研究表明,在施肥后的第1或第2 d氨挥发通量即可达到峰值,随后下降至较低水平,第5 d基本不再产生氨挥发^[15],20 d后土壤铵态氮基本转化为硝态氮^[16]。

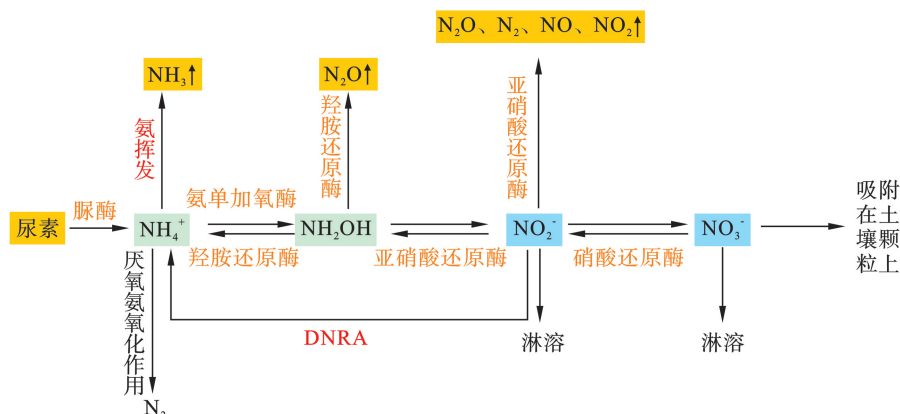


图2 尿素转化过程图

1.2 硝酸盐异化还原成铵作用

农田土壤中另一个重要的氮来源是硝酸盐异化还原成铵作用。硝酸盐异化还原成铵作用(Dissimilatory nitrate reduction to ammonium, DNRA)是指 NO_3^- 在厌氧条件下被还原为 NH_4^+ 的过程^[17]。DNRA 过程可以分为 2 个阶段, 首先 NO_3^- 在硝酸盐还原酶的催化作用下被还原成 NO_2^- ^[18], 然后 NO_2^- 在亚硝酸还原酶的作用下被还原成 NH_4^+ , NH_4^+ 为 DNRA 过程的主要产物^[19]。 NO_2^- 的还原主要包括反硝化和 DNRA 过程, 研究表明, DNRA 过程中的亚硝酸还原酶比反硝化过程中的亚硝酸还原酶催化作用更强, 因为它能够进行 6 个电子的传递作用^[20]。YANG et al^[21] 发现, 在温度高、电子供体充足和可利用 NO_3^- 浓度低的农田环境中, DNRA 作用比反硝化作用更占主导地位, 因此产生的 NH_4^+ 浓度更高, 氨挥发损失更严重。

DNRA 过程受到多种因素的影响。DNRA 是一个发酵过程, 其中 NO_3^- 还原与碳氧化相结合, 因此高活性炭和低氧化还原电位的环境条件对 DNRA 过程起促进作用^[22]。CHEN et al^[23] 发现, 当氧化还原电位在 $-225 \sim -340 \text{ mV}$ 时, 土壤氧化态降低, 还原性增强, 反硝化作用减弱, DNRA 作用生成的 NH_4^+ 明显提高, 土壤中 NH_4^+ 浓度增加, 氨挥发也增加。此外, pH 对 DNRA 作用也有显著影响, pH 在 $6.2 \sim 8.2$ 范围时 DNRA 的速率明显升高^[24-25]。一般认为 DNRA 过程在偏碱性的环境下更容易发生, 而在碱性土壤条件下如我国华北平原地区, NH_4^+ 也更易与 OH^- 反应产生氨造成氮素气态损失。

2 影响氨挥发的因素

为了减少氨挥发损失, 首先要确定影响氨挥发的重要因素。农田系统氨挥发的损失量和损失速率受多种因素共同作用, 包括环境因素和管理措施。本文主要从 pH、土壤温度和水分等土壤理化性质方面以及施肥方式、施肥剂量和施肥时期等管理措施方面论述氨挥发的影响因素。

2.1 土壤 pH

土壤理化性质是影响氨挥发最直接的因素, H^+ 浓度是控制氨挥发的主导因素。有研究表明^[26], 碱性土壤(pH>7.0)更易产生氨挥发, 而中性至酸性土壤(pH 在 $5.0 \sim 7.0$)氨挥发则较少。因为 pH 值升高, 土壤中 OH^- 浓度增加, NH_4^+ 与 OH^- 反应生成的

氨通量也随之增加。此外, 高 pH 值会降低土壤微生物的生长速度, 削弱微生物对氮素的同化作用^[27], 使氮素更多的以氨的形式挥发到大气中。研究发现, pH 缓冲能力较高的土壤即使在尿素添加量相当大的情况下, 氨的挥发量也比较低^[28]。

2.2 土壤质地

影响氨挥发的主要土壤因素是粘土和砂土含量。土壤基质中 NH_4^+ 的固定对减少尿素氨挥发具有重要作用, 一般来说砂土通透性较强, 持水性差^[29], 土壤空气扩散性与流动性好, 尿素施入土壤后, 土壤对氨氮的吸附作用弱, 土层阻隔氨气扩散的作用减小^[30], 导致氨挥发增加。与之相反, 粘土通透性较弱而吸附性较好, 能够阻碍氨挥发^[13], 从而降低土壤氨挥发量。文献^[13]研究表明, 土壤粘土含量与氨挥发速率呈负相关, 土壤砂土含量与氨挥发速率呈正相关。ABALOS et al^[31] 发现, 添加脲酶抑制剂和硝化抑制剂, 粗质土比细质土的增产和减氨效果更明显, 这一发现强调了土壤质地对氨挥发影响的重要性。

2.3 土壤温度和水分

温度能够显著影响氨挥发过程, 其作用是通过影响与氨挥发有关的生物化学过程而产生间接的影响。土壤温度升高会增加尿素的溶解度, 有利于铵态氮向氨的转化, 从而增加土壤中氨的挥发速率^[26]。此外, 温度升高能够增加脲酶活性^[32], 影响土壤微生物活性并改变土壤液相氨分压, 进而影响氨气由土壤向大气扩散的过程。有研究表明^[33], 高温(25°C)的累积氨挥发峰值比低温(15°C)高近 2 倍。一般来说, 土壤温度超过 21°C 时, 产生氨挥发的风险增加^[26]。

土壤水分条件也是影响氨挥发的重要因素, 但是以往的研究尚未得到统一的结论。当土壤非常干燥时, 氨挥发损失率较低^[34], 因为土壤含水率过低会降低土壤脲酶活性, 不利于尿素的水解。当土壤含水量在 $20\% \sim 25\%$ 之间时^[35], 氨挥发强度与土壤水分含量之间无显著关系。当含水量从 30% 增加到 50% 时, 氨挥发损失下降幅度达 60% ^[33], 此时氨挥发与土壤含水量呈显著负指数函数关系。但是, 也有实验发现, 氨挥发损失量与土壤水分散失量呈正相关^[30, 36], 而单次试验中也有负相关情况出现, 因此, 土壤水分含量对氨挥发影响的机制过程有待进一步研究。

2.4 施肥

2.4.1 施肥方式 不同的施肥方式会造成氮素在土壤空间分布上的差异,进而影响土壤氮挥发。现有的施肥方式主要包括表施、深施和分施等。

氮肥表施不仅会使作物养分流失,还会造成大量的氮挥发。表施时尿素水解产生的氨容易直接扩散到空气中造成氮挥发损失,还会导致作物根系吸收与土壤养分供应空间错位的问题。与表施相比,将氮肥施到一定深度,水解产生的铵态氮能更多地被土壤中阳离子交换复合体吸附,从而阻碍了土壤中氨态氮向上扩散的过程,减少了氮挥发^[37-39]。氮肥深施除了增强 NH_4^+ 的固定作用,还能够降低土壤脲酶活性^[40]。但适宜的氮肥施用深度既要考虑减少氮肥氮挥发损失,又要考虑能否及时被作物根系吸收,而且还要省工省时。

分施处理是一种较好的氮肥管理措施,可以提高土壤氮素利用与作物氮素需求量的同步性。此外,分施避免了一次施氮造成的氮素过量累积,因为在作物的早期生长阶段,作物对氮的吸收较低,过量施氮会导致氨排放量升高。山楠等^[41]发现90%的氨挥发是发生在施肥后的7d内,因此,适当控制基肥氮肥投入,分次施肥可以降低氨挥发损失。田间试验表明分次施氮比常规施氮氨挥发损失量降低30%^[42]。由此可见施肥方式对氨挥发有很大影响。

2.4.2 施肥剂量 施肥剂量主要通过影响土壤中铵态氮的总浓度来影响土壤氮挥发。传统的养分管理方法以氮素投入过多为特点,导致氮素回收效率低、氨挥发损失严重。许多研究发现,氮肥对作物的贡献率受到作物产量水平和土壤肥力的影响^[43-44],增加氮肥用量会造成铵态氮总量的增加,铵态氮浓度会对氨挥发过程产生直接影响^[45],从而导致氨挥发速率升高。有报道称氨挥发量随氮的输入呈线性增加,也有研究表明氨挥发量随氮的增加呈指数增长^[45-46]。杨淑莉等^[47]发现,施氮量的增加在不同的施氮方式下均会导致土壤氨挥发升高。山楠^[41]等发现,氨挥发损失率符合二次方程曲线,模拟发现当施肥量 $>150 \text{ kg/hm}^2$ 时,氨挥发损失显著增加。这些结果表明,适宜的氮肥施用量是很有必要的氮肥管理措施,可以提高土壤氮的可用性和作物需求之间的同步,减少氨挥发。此外氮肥适宜施用量与氮肥的利用率和施肥方式也有很大关

系,比如氮肥深施由于利用率高,应适当减少用量。

2.4.3 施肥时期 氨挥发通量随施肥时间变化较大。氮肥施用初期,由于尿素水解, NH_4^+ 浓度增加,氨挥发较高,当尿素完全水解时氨挥发达到峰值,随着水解完成,由于硝化作用、固定作用及挥发作用的影响,土壤中铵态氮减少,氨挥发速率迅速下降,总体而言在施肥后氨挥发速率先高后低。同一天内氨通量的变化也有差异,中午时氨挥发量较高,早晚时较低^[45],这也表明温度的变化对氨挥发过程有显著影响。邓美华等^[14]研究指出,在小麦整个生育期内,氨挥发损失表现为基肥时期 $>$ 穗肥时期 $>$ 拔节时期,基肥时期是小麦季氨挥发的主要阶段,氨挥发损失量占施氮量的比例为27.3%。

在不同地区,这些环境因素和管理措施对氨挥发过程的影响不同,这使得氨挥发具有一定的位点特异性,另外由于各种影响因素的交互作用,不同条件下氨挥发的影响因素不能一概而论。因此,要明确各因素对氨挥发过程的综合作用仍需开展进一步的研究。根据氨挥发的影响因素提出适当的氨挥发控制方法是本文的重点内容。

3 控制氨挥发的方法

3.1 确定氮肥的适宜施用量

选择合适的氮肥施用量是促进作物生长和养分吸收的关键,对减少氮素的输入和损失至关重要^[48]。一般而言,提高氮肥当季利用率,减少氨挥发损失,首先要确定作物的适宜施氮量,在此基础上,研发优化的氮肥管理措施进一步发挥氮肥的增产作用^[49-50]。在一些高产地区,农民倾向于投入过高的氮肥用量以求达到高产的目标,同时为了省工省时,会选择一次施入远高于适宜施用量的肥料从而省略追肥的步骤。目前华北平原冬小麦-夏玉米轮作体系中每年氮肥施用量已高达 $550 \sim 600 \text{ kgN/hm}^2$,远高于全球施氮量的平均水平,而小麦氮肥利用率为50%,夏玉米氮肥利用率只有35%^[51]。较高的氮肥施用虽然会带来一定程度上的增产效果,但造成的环境影响远高于产生的经济效益,因此,合理的氮肥施用量要能够兼顾产量和生态环境。

在我国,夏玉米的推荐施氮量不应超过 260 kgN/hm^2 ^[52-53],而华北平原的区域试验表明,在不降低产量的情况下,施氮量可降至 157 kgN/hm^2 ^[54]。WANG et al^[43]发现在小麦产量为 $8.0 \sim 9.0 \text{ t/hm}^2$ 的

情况下,作物氮肥利用率为 15.5%~30.5%。研究表明施氮量为 210 kgN/hm² 或 168 kgN/hm²,分 3 段施至小麦或玉米时,可保持作物产量,同时减少氮挥发^[42]。除了考虑增产潜力等因素,施氮量还应根据实际情况适当增减。如无灌溉条件的旱地因受水分状况的制约,施氮量应适当减少。至于高产地区,施氮量则应根据经济效益和环境效益相结合的原则加以确定。

3.2 施用缓控释肥

从肥料本身解决问题,将缓控释肥应用于大田作物已经成为当前农田土壤氮挥发减排研究的重点。肥料利用率偏低的主要原因之一是肥料施用到土壤后养分的释放时间和强度与作物养分需求之间的不平衡^[55]。缓控释肥在一定程度上能够协调植物养分需求,延缓肥料养分释放,使土壤始终保持较低的氮素水平并持续供给作物吸收利用,从而提高氮素利用率,减少氮挥发损失。在小麦和玉米生长过程中,使用控释肥能够减少肥料用量,保证作物正常产量水平或略有提高,同时减少氮挥发^[56]。田间试验表明^[57],在东北春玉米种植过程中,控释肥与普通氮肥配施,氮肥利用率提高了 18.23%~19.11%,氮挥发损失率降低了 35.04%~40.01%。

3.3 深施

确定肥料类型和适宜施用量之后,选择适当的施肥方式也是减少氮挥发损失的关键措施。深施可以减少氮挥发,增加作物对氮素的吸收^[46]。在土壤深层施用氮肥能够降低表层土壤中 NH₄⁺ 的浓度、增强 NH₄⁺ 的固定作用^[58],从而降低氮扩散到大气中的几率。与表施相比,氮肥深施能显著提高作物产量 6.7%,同时减少氮挥发 61.7%^[59],节约尿素用量高达 30%^[60-61]。在淹水环境中,深施可使水稻的氮素回收效率提高 26%~93%^[62]。此外,NKEBIWE et al^[63] 发现,尿素深施能在接近根部的地方以作物可利用的形式产生持续的高营养水平,从而降低因氮素残留造成的氮挥发风险。深施已成为减少华北平原等干旱高温地区日益严重的氮挥发现象的有力手段^[63]。总的来说,氮肥深施是目前提出的各种氮挥发控制方法中效果较大且较稳定的一种施肥方式。因为深施可以:1)减少氮肥与空气的接触面积;2)增加土壤与尿素水解的铵离子的接触,增加对铵的固定;3)降低土壤脲酶活性。然而,尿素深施需要较高的人工成本,而且缺乏合适的深施机

器等因素也限制了尿素深施的推广。

3.4 添加脲酶抑制剂

随着农田氮挥发研究的发展,一部分的研究倾向于研发直接作用于氮挥发关键步骤的减氮措施。脲酶作为一种作用于酰胺键的水解酶,能够催化尿素和有机氮的转化,有利于铵态氮的形成^[64]。脲酶活性强弱能够直接影响土壤氮挥发过程,添加脲酶抑制剂能够抑制脲酶活性,使尿素在发生水解前进入深层土壤,与土壤形成交换性复合体^[65],从而降低水解产生的 NH₄⁺ 浓度,减少氮挥发损失。研究表明^[66],添加脲酶抑制剂可以延缓尿素水解长达 10~20 d,比不加脲酶抑制剂的氮挥发要减少 42.5%~55.1%。也有研究发现^[13],尿素肥料中脲酶抑制剂的存在使土壤氮挥发减少了 25%~89%。国内外已对脲酶抑制剂进行了大量的研究,但仍然存在许多不清楚的地方,特别是如何定量环境因素对脲酶抑制剂的作用效果及增产潜力,需要我们在今后的研究中深入探明。

3.5 施用土壤改良剂和氮肥增效剂

3.5.1 生物炭 降低土壤中 NH₄⁺ 浓度是控制氮挥发的主要措施之一,而降低 NH₄⁺ 浓度的方法除使用脲酶抑制剂抑制尿素水解^[67] 外,应用生物炭对 NH₄⁺ 的物理吸附也是一种重要的方法^[68]。生物炭能够减少土壤氮挥发的主要原因包括:第一,生物炭巨大的比表面积能够提高土壤离子交换能力,从而有效促进植物对土壤氮素的吸收^[69];第二,生物炭的强吸附能力^[70] 对土壤氮素具有一定的保留作用;第三,生物炭能够为土壤氮循环相关微生物如氨氧化和硝化微生物等提供良好的生长环境,从而促进土壤生态系统养分循环^[8,71],间接减少土壤氮挥发。此外,生物炭的多孔特性有利于土壤水分聚集,能够减少因土壤水分散失导致的氮挥发^[72]。田间试验表明^[73] 增施 20 和 40 t/hm² 生物炭分别比单施氮肥的氮挥发量减少 24.07% 和 37.62%。总的来说将生物炭作为土壤改良剂施入土壤中不仅能够减少土壤养分散失,缓解农业氮挥发造成的污染,还能有效资源化利用农林废弃生物质,具有重要的现实意义。

3.5.2 腐殖酸 除了生物炭以外,腐殖酸通过影响尿素转化为铵态氮的过程也能显著降低土壤氮挥发。腐殖酸作为一种改良剂^[74-76] 添加到尿素肥料中,可以抑制脲酶活性,降低尿素水解的速率和比

例,从而有效降低氮挥发速率和氮挥发通量。此外,由于腐殖酸具有吸附作用^[77],尿素水解为 NH_4^+ 后能被腐殖酸吸附从而结合生成稳定的腐殖酸铵盐,减少氮挥发^[78]。研究表明,腐殖酸能够促进作物对氮素的吸收^[79],减少氮素气态损失,同时具有保水保肥^[80-81],提高作物产量的能力。REEZA et al^[82]研究发现将腐殖酸添加到尿素中能够降低氮挥发13.4%,氮挥发高峰时的挥发量也远低于普通尿素。刘增兵等^[83]发现与普通尿素相比,腐殖酸尿素的氮挥发量能够降低30%以上。此外,腐殖酸作为氮肥增效剂添加到肥料中,可形成新型生态复合肥料。具有土壤改良、水肥增效、作物提质增产等效益,是目前国家实施有机无机复合肥的重要方向。在三峡地区、陕西省和海南省等地进行试验示范发现^[84],新型生态复合肥料可较等量传统肥减量15%~20%,促进作物水肥平衡,提高作物产量10%以上。

3.6 氮挥发控制关键功能微生物菌剂

土壤微生物是土壤的重要组成部分,研究微生物驱动的氮挥发过程及其机制,有助于通过定向调控土壤氮挥发过程,减少氮挥发损失。氮素在土壤中的整个循环过程均由微生物驱动,氨氧化细菌和氨氧化古菌主要通过调控氨单加氧酶的活性,从而控制土壤中 NH_4^+ 转化为 NO_2^- 的速率,土壤中硝化

细菌通过硝化作用也能将 NH_4^+ 转化成不会气态损失的 NO_3^- ,从而减少土壤氮挥发。此外,如前所述,DNRA过程是氮循环中氮产生的关键步骤,DNRA细菌多为专性厌氧菌和兼性厌氧菌^[85],但好氧细菌和真菌等也能够进行DNRA作用。因此,可以通过微生物间互作关系对氨氧化、DNRA过程进行定向调控,从而减少氮挥发。

微生物菌剂是一种绿色环保的新型肥料,能够降低氮挥发峰值期间的土壤pH值^[86],从而减少氮挥发损失。而且微生物菌剂能够通过提高硝化微生物的丰度增强土壤硝化作用,促进 NH_4^+-N 转化生成 NO_3^--N ,减少氮素以氮挥发形式损失的比例^[87]。在氮挥发较为严重的中国北方碱性土壤地区,真菌类微生物菌剂绿色木霉菌与传统化肥配施,氮挥发量可降低42.21%,添加微生物菌剂解淀粉芽孢杆菌和多粘类芽孢杆菌后氮挥发量分别降低20.28%和13.81%^[86]。

综上所述,减少农田土壤氮挥发的措施有很多,施用高效肥料、减少氮肥用量、氮肥深施和配施脲酶抑制剂等氮肥优化措施均可达到增产、减氮的目的。但是在实际生产中,具体的作物养分管理措施还取决于作物氮形态喜好特性、土壤氮素转化特点以及气候条件等因素。对不同氮挥发的控制技术进行了综合比较见表1。

表1 不同氮挥发控制技术的比较

控氮方法	种类/方法	效果	优点	缺点
缓控释肥	包膜材料缓/控释肥; 合成型微溶态缓/控释肥	减少氮挥发35.04%~40.01%	效果好、节约肥料、省工	技术要求高,成本昂贵
深施	直接深施; 分层深施;	减少氮挥发26%~93%	效果好且较稳定	操作复杂额外的机械动力成本
脲酶抑制剂	脲类; 酰胺类; 多元酸; 多元酚	减少氮挥发25%~89%	省工,不改变施肥方法	稳定性不高
土壤改良剂	生物炭; 腐殖酸	减少氮挥发13.4%~37.62%	不产生二次污染	对土壤微生物群落有影响
微生物菌剂	真菌类微生物菌剂; 细菌类微生物菌剂	减少氮挥发13.81%~42.21%	成本低,不产生二次污染	时间长,效果慢

4 结论与展望

氮挥发是我国农田土壤氮素损失的重要原因,不仅带来了严重的经济损失和水土面源污染问题,而且造成大气中活性氮负荷逐年增加,直接导致了雾霾的产生。了解氮挥发的产生过程、影响因素以及控制氮挥发的有效方法,将有助于人们选择最佳的施肥和田间管理措施,减少作物生长过程的氮

挥发。

目前,关于农田氮挥发的控制技术采用较多且效果较好的方法主要包括深施、施用缓控释肥和添加脲酶抑制剂等,但由于技术限制以及成本问题,实际应用效果不好,如何在理论和应用上克服这些问题是未来我国氮挥发控制面临的重要问题。此外,由于我国耕地面积广大,各地土壤性质差异较大,不同地区土壤的控氮手段也应因地制宜。因

此,建立实时、实地的快速检测技术跟踪作物氮素营养状况,因时因地确定作物推荐施肥量,从源头控制氮肥用量的同时,在种植全过程中采用不同控氮技术的有效组合,实现经济效益和环境效益最大化,是未来需要重点关注的内容。

参考文献

- [1] WANG S, NAN J, SHI C, et al. Atmospheric ammonia and its impacts on regional air quality over the megacity of Shanghai, China[J]. *Scientific Reports*, 2015, 5: 15842.
- [2] WEI L, DUAN J, TAN J, et al. Gas-to-particle conversion of atmospheric ammonia and sampling artifacts of ammonium in spring of Beijing[J]. *Science China Earth Sciences*, 2015, 58(3): 345–355.
- [3] PLATTNER, GIANKASPER. IPCC, 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[J]. *Journal of Romance Studies*, 2014, 4(2): 85–88.
- [4] BEHERA S N, SHARMA M, ANEJA V P, et al. Ammonia in the atmosphere: a review on emission sources, atmospheric chemistry and deposition on terrestrial bodies[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2013, 20(11): 8092–8131.
- [5] 孙猛, 徐媛, 刘茂辉, 等. 天津市农田氮肥施用氨排放量估算及分布特征分析[J]. *中国生态农业学报*, 2016, 24(10): 1364–1370.
- [6] 邹娟, 胡学玉, 张阳阳, 等. 不同地表条件下生物炭对土壤氨挥发的影响[J]. *环境科学*, 2018, 39(1): 348–354.
- [7] 中华人民共和国国家统计局. 农村经济持续发展乡村振兴迈大步——新中国成立 70 周年经济社会发展成就系列报告之十三[R/OL]. (2019-08-07)[2020-01-12]. http://www.stats.gov.cn/tjsj/zxfb/201908/t20190807_1689636.html.
- [8] JU X T, ZHANG C. Nitrogen cycling and environmental impacts in upland agricultural soils in North China: A review[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2017, 16(12): 2848–2862.
- [9] ZHANG Y, DORE A J, MA L, et al. Agricultural ammonia volatilizations inventory and spatial distribution in the North China Plain[J]. *Environment Pollution*, 2010, 158(2): 490–501.
- [10] 徐京磐. 化肥产业发展形势浅析[J]. *氮肥技术*, 2017, 37(5): 1–15.
- [11] 张美双, 栾胜基. NARSES 模型在我国种植业氮肥施用氨排放估算中的应用研究[J]. *安徽农业科学*, 2009, 37(8): 3583–3586.
- [12] 孙莹莹, 徐绍辉. 不同 pH 值和离子强度下土壤 $Zn^{2+}/Cd^{2+}/NH_4^+$ 的运移特征[J]. *农业工程学报*, 2013, 29(12): 218–227.
- [13] SAN FRANCISCO S, URRUTIA O, MARTIN V, et al. Efficiency of urease and nitrification inhibitors in reducing ammonia volatilization from diverse nitrogen fertilizers applied to different soil types and wheat straw mulching[J]. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 2011, 91(9): 1569–1575.
- [14] 邓美华, 尹斌, 张绍林, 等. 不同施氮量和施氮方式对稻田氨挥发损失的影响[J]. *土壤*, 2006, 38(3): 263–269.
- [15] ZAMAN M, BLENNERHASSETT J D. Effects of the different rates of urease and nitrification inhibitors on gaseous volatilizations of ammonia and nitrous oxide, nitrate leaching and pasture production from urine patches in an intensive grazed pasture system[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2010, 136(3/4): 236–246.
- [16] ROCHETTE P, ANGERS D A, CHANTIGNY M H, et al. Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2009, 84(1): 71–80.
- [17] 黄灿, 何清明, 邬红东, 等. 真菌异化硝酸盐还原机理的研究进展[J]. *微生物学通报*, 2009, 36(7): 1052–1057.
- [18] 李小平, 方涛, 敖鸿毅, 等. 东湖沉积物中 DNRA 活性和硝酸盐还原菌的垂向分布[J]. *中国环境科学*, 2010, 30(2): 228–232.
- [19] 殷士学, 沈其荣. 缺氧土壤中硝态氮还原菌的生理生化特征[J]. *土壤学报*, 2003, 40(4): 624–630.
- [20] 陶怡乐, 温东辉. 细菌硝酸盐异化还原成铵过程及其在河口生态系统中的潜在地位与影响[J]. *微生物学通报*, 2016, 43(1): 172–181.
- [21] YANG X Q, LIAN Y L, YAN Q Y, et al. Microbially-driven nitrogen cycling in coastal ecosystems[J]. *Acta Microbiologica Sinica*, 2018, 58(4): 633–648.
- [22] LU W, RIYA S, ZHOU S, et al. In Situ Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium in a Paddy Soil Fertilized with Liquid Cattle Waste[J]. *Pedosphere*, 2012, 22(3): 314–321.
- [23] CHEN T, LI J F, ZOU Z J, et al. Effects of redox potential and pH on the effect of dissimilatory nitrate reduction to ammonium in bioretention system[J]. *Science Technology & Engineering*, 2018, 18(4): 368–373.
- [24] ZHANG J, LAN T, MULLER C, et al. Dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) plays an important role in soil nitrogen conservation in neutral and alkaline but not acidic rice soil[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2014, 15(3): 523–531.
- [25] SCHMID C S, RICHARDSON D J, BAGGS E M. Constraining the conditions conducive to dissimilatory nitrate reduction to ammonium in temperate arable soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(7): 1607–1611.
- [26] WANG X, XU S J, WU S H, et al. Effect of Trichoderma viride biofertilizer on ammonia volatilization from an alkaline soil in Northern China[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2018, 66(4): 199.
- [27] 黄向东, 韩志英, 石德智, 等. 畜禽粪便堆肥过程中氮素的损失与控制[J]. *应用生态学报*, 2010, 21(1): 247–254.
- [28] HADEN V R, XIANG J, PENG S, et al. Ammonia toxicity in aerobic rice: use of soil properties to predict ammonia volatilization following urea application and the adverse effects on germination[J]. *European Journal of Soil Science*, 2011, 62(4): 551–559.

- [29] LI M, WANG Y, ADELI A, et al. Effects of application methods and urea rates on ammonia volatilization, yields and fine root biomass of alfalfa[J]. *Field Crops Research*, 2018, 218: 115–125.
- [30] 龚巍巍, 张宜升, 何凌燕, 等. 菜地氨挥发损失及影响因素原位研究[J]. *环境科学*, 2011, 32(2): 345–350.
- [31] ABALOS D, JEFFERY S, SANZ-COBENA A, et al. Meta-analysis of the effect of urease and nitrification inhibitors on crop productivity and nitrogen use efficiency[J]. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 2014, 189: 136–144.
- [32] SOMMER S G, OLESEN J E, CHRISTENSEN B T. Effects of temperature, wind speed and air humidity on ammonia volatilization from surface applied cattle slurry[J]. *The Journal of Agricultural Science*, 1991, 117(1): 91–100.
- [33] YAN L, ZHANG Z, CHEN Y, et al. Effect of water and temperature on ammonia volatilization of maize straw returning[J]. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 2016, 98(5-6): 638–647.
- [34] SOMMER S G, SCHJOERRING J K, DENMEAD O T. Ammonia emission from mineral fertilizer sand fertilized crops[J]. *Advances in Agronomy*, 2004, 82: 557–622.
- [35] 张承先, 武雪萍, 吴会军, 等. 不同土壤水分条件下华北冬小麦基施不同氮肥的氨挥发研究[J]. *中国土壤与肥料*, 2008(5): 28–32.
- [36] GAO P C, ZHANG Y P. Research on relationship between volatilization of ammonia and evaporation of soil water[J]. *Journal of Northwest Science*, 2006, 29(6): 22–26.
- [37] YAO Y, ZHANG M, TIAN Y, et al. Urea deep placement for minimizing NH_3 loss in an intensive rice cropping system[J]. *Field Crops Research*, 2017, 218: 254–266.
- [38] LIU T Q, FAN D J, ZHANG X X, et al. Deep placement of nitrogen fertilizers reduces ammonia volatilization and increases nitrogen utilization efficiency in no-tillage paddy fields in central china[J]. *Field Crops Research*, 2015, 184: 80–90.
- [39] MIAH M A, GAIHRE Y K, HUNTER G, et al. Fertilizer deep placement increases rice production: evidence from farmers' fields in Southern Bangladesh[J]. *Agronomy Journal*, 2016, 108(2): 805.
- [40] 林新坚, 陈济琛, 郑时利, 等. 水稻土中脲酶产生菌、脲酶活性及尿素利用率[J]. *福建农业学报*, 1992(1): 36–40.
- [41] 山楠, 赵同科, 毕晓庆, 等. 不同施氮水平下小麦田氨挥发规律研究[J]. *农业环境科学学报*, 2014, 33(9): 1858–1865.
- [42] WANG X, ZHOU W, LIANG G, et al. The fate of ^{15}N -labelled urea in an alkaline calcareous soil under different N application rates and N splits[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2016, 106(3): 311–324.
- [43] WANG D, XU Z, ZHAO J, et al. Excessive nitrogen application decreases grain yield and increases nitrogen loss in a wheat-soil system[J]. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B-Soil & Plant Science*, 2011, 61: 681–692.
- [44] CAO Y S, YIN B. Effects of integrated high-efficiency practice versus conventional practice on rice yield and N fate[J]. *Agriculture Ecosystem Environment*, 2015, 202: 1–7.
- [45] MA B L, WU T Y, TREMBLAY N, et al. On-farm assessment of the amount and timing of nitrogen fertilizer on ammonia volatilization[J]. *Agronomy Journal*, 2010, 102(1): 134–144.
- [46] ROCHETTE P, ANGERS D A, CHANTIGNY M H, et al. Ammonia volatilization and nitrogen retention: How deep to incorporate urea[J]. *Journal of Environment Quality*, 2013, 42(6): 1635–1642.
- [47] 杨淑莉, 朱安宁, 张佳宝, 等. 不同施氮量和施氮方式下田间氨挥发损失及其影响因素[J]. *干旱区研究*, 2010(3): 415–421.
- [48] WANG H Y, ZHOU J M. Root-zone fertilization-a key and necessary approach to improve fertilizer use efficiency and reduce non-point source pollution from the cropland[J]. *Soils*, 2013, 45(5): 785–790.
- [49] CAI Z C, YAN X Y, ZHU Z L. A great challenge to solve nitrogen pollution from intensive agriculture[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2014, 20(1): 1–6.
- [50] XIA L L, LAM S K, CHEN D L, et al. Can knowledge-based N management produce more staple grain with lower greenhouse gas emission and reactive nitrogen pollution? A meta-analysis[J]. *Global Change Biology*, 2017, 23(5): 1917–1925.
- [51] DU T S, KANG S Z, SUN J S, et al. An improved water use efficiency of cereals under temporal and spatial deficit irrigation in north China[J]. *Agriculture Water Management*, 2010, 97: 66–74.
- [52] WANG G L, YE Y L, CHEN X P, et al. Determining the optimal nitrogen rate for summer maize in China by integrating agronomic, economic, and environmental aspects[J]. *Biogeosciences*, 2014, 11: 3031–3041.
- [53] CUI Z L, CHEN X P, ZHANG F S. Current nitrogen management status and measures to improve the intensive wheat-maize system in China[J]. *AMBIO*, 2010, 39: 376–384.
- [54] CUI Z, CHEN X, MIAO Y, et al. On-Farm Evaluation of the Improved Soil N-based Nitrogen Management for Summer Maize in North China Plain[J]. *Agronomy Journal*, 2008, 100(3): 517–525.
- [55] 周丽萍, 杨俐苹, 白由路, 等. 不同氮肥缓释化处理对夏玉米田间氨挥发和氮素利用的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2016, 22(6): 1449–1457.
- [56] 于淑芳, 杨力, 张民, 等. 控释肥对小麦玉米生物学性状和土壤硝酸盐积累的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(1): 128–133.
- [57] 刘诗璇, 陈松岭, 蒋一飞, 等. 控释氮肥与普通氮肥配施对东北春玉米氮素利用及土壤养分有效性的影响[J]. *生态环境学报*, 2019, 28(5): 939–947.
- [58] LINQUIST B A, LIU L, VAN KESSEL C, et al. Enhanced efficiency nitrogen fertilizers for rice systems: meta-analysis of yield and nitrogen uptake[J]. *Field Crops Research*, 2013, 154: 246–254.
- [59] HUANG S, LV W, BLOSZIES S, et al. Effects of fertilizer

- management practices on yield-scaled ammonia emissions from croplands in China: A meta-analysis[J]. *Field Crops Research*, 2016, 192: 118 – 125.
- [60] HUDA A, GAIHRE Y K, ISLAM M R, et al. Floodwater ammonium, nitrogen use efficiency and rice yields with fertilizer deep placement and alternate wetting and drying under triple rice cropping system[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2016, 104: 53 – 66.
- [61] ISLAM S M M, GAIHRE Y K, BISWAS J C, et al. Different nitrogen rates and methods of application for dry season rice cultivation with alternate wetting and drying irrigation: fate of nitrogen and grain yield[J]. *Agricultural Water Management*, 2018, 196: 144 – 153.
- [62] LIU X, WANG H, ZHOU J, et al. Effect of N fertilization pattern on rice yield, N use efficiency and fertilizer-N fate in the Yangtze River Basin, China[J]. *PLOS ONE*, 2016, 11(11): e0166002.
- [63] NKEBIWE P M, WEINMANN M, BAR-TAL A, et al. Fertilizer placement to improve crop nutrient acquisition and yield: a review and meta-analysis[J]. *Field Crops Research*, 2016, 196: 389 – 401.
- [64] PENG Z P, MEN M X, XUE S C, et al. Effects of humic acid(HA) compound fertilizer on the conversion of soil nutrient and activities of soil enzyme[J]. *Journal of Agricultural University of Hebei*, 2005, 28(4): 1 – 4.
- [65] FRENEY J R, KEERTHISINGHE D G, PHONGPAN S, et al. Effect of urease, nitrification and algal inhibitors on ammonia loss and grain yield of flooded rice in Thailand[J]. *Fertilizer Research*, 1995, 40: 225 – 233.
- [66] NASTRI A, TODERI G, BERNTI, et al. Ammonia volatilization and yield response from urea applied to wheat with urease (NBPT) and nitrification (DCD) inhibitors[J]. *Agrochimica*, 2000, 5–6: 231 – 238.
- [67] CANTU R R, AITA C, DONEDA A, et al. Alternatives to regular urea for abating N losses in lettuce production under sub-tropical climate[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2017, 53(6): 589 – 599.
- [68] SUBEDI R, KAMMANN C, PELISSETTI S, et al. Does soil amended with biochar and hydrochar reduce ammonia emissions following the application of pig slurry[J]. *European Journal of Soil Science*, 2015, 66: 1044 – 1053.
- [69] 王萌萌, 周启星. 生物炭的土壤环境效应及其机制研究[J]. *环境化学*, 2013(5): 768 – 780.
- [70] TAGHIZADEH T A, CLOUGH T J, SHERLOCK R R, et al. A wood based low-temperature biochar captures NH_3 -N generated from ruminant urine-N, retaining its bioavailability[J]. *Plant and Soil*, 2012, 353(1–2): 73 – 84.
- [71] 王洪媛, 盖霞普, 翟丽梅, 等. 生物炭对土壤氮循环的影响研究进展[J]. *生态学报*, 2016, 36(19): 5998 – 6011.
- [72] 武玉, 徐刚, 吕迎春, 等. 生物炭对土壤理化性质影响的研究进展[J]. *地球科学进展*, 2014, 29(1): 68 – 79.
- [73] 程效义, 刘晓琳, 孟军, 等. 生物炭对棕壤 NH_3 挥发、 N_2O 排放及氮肥利用效率的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2016, 35(04): 801 – 807.
- [74] CALVO P, NELSON L, KLOEPPER J W. Agricultural uses of plant biostimulants[J]. *Plant and Soil*, 2014, 383: 3 – 41.
- [75] 程亮, 张保林, 王杰, 等. 腐植酸肥料的研究进展[J]. *中国土壤与肥料*, 2011(5): 1 – 6.
- [76] CANELLAS L P, OLIVARES F L, AGUIAR N O, et al. Humic and fulvic acids as biostimulants in horticulture[J]. *Scientia Horticulturae*, 2015, 196: 15 – 27.
- [77] LIU D, HUANG Z B, MEN S H, et al. Nitrogen and phosphorus adsorption in aqueous solutions by humic acids from weathered coal: isotherm, kinetic, and thermodynamic analysis[J]. *Water Science and Technology*, 2019, 79(11).
- [78] 范慧娟. 浅议腐植酸肥料在改良土壤及提高肥料利用率中的作用[J]. *中国农业信息*, 2014(1): 105.
- [79] 庄振东, 李絮花, 张健, 等. 冬小麦-夏玉米轮作制度下腐植酸氮肥去向与平衡[J]. *水土保持学报*, 2016(6): 201 – 206.
- [80] CIHLAR Z, VOJTOVA L, CONTE P, et al. Hydration and water holding properties of cross linked lignite humic acids[J]. *Geoderma*, 2014, 230: 151 – 160.
- [81] SUGIER D, KOODZIEJ B, BIELINSKA E. The effect of leonardite application on *Arnica montana* L. yielding and chosen chemical properties and enzymatic activity of the soil[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2013, 129: 76 – 81.
- [82] REEZA A A, AHMED O H, MAJID N M A, et al. Reducing ammonia loss from urea by mixing with humic and fulvic acids isolated from coal[J]. *American Journal of Environmental Sciences*, 2009, 5(3): 420 – 426.
- [83] 刘增兵, 赵秉强, 林治安. 腐植酸尿素氮挥发特性及影响因素[J]. *植物营养与肥料学报*, 2010, 16(1): 208 – 213.
- [84] 柯超, 张世伟, 马筠, 等. 纳米碳腐植酸保水肥对柑橘田土壤细菌群落结构及柑橘生长的影响[J]. *中国农学通报*, 2017, 34(21): 108 – 114.
- [85] YIN S X, CHEN D, CHEN L M, et al. Dissimilatory nitrate reduction to ammonium and responsible microorganisms in two Chinese and Australian paddy soils[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2002, 34(8): 1131 – 1137.
- [86] 汪霞. 微生物菌剂对碱性土壤氨挥发的控制及其机理研究[D]. 合肥: 中国科学技术大学, 2017.
- [87] INSELSBACHER E, HINKO-NAJERA U N, STANGE F C, et al. Short-term competition between crop plants and soil microbes for inorganic N fertilizer[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2010, 42(2): 360 – 372.