ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV

# 环境科学

(HUANJING KEXUE)

# ENVIRONMENTAL SCIENCE

第35卷 第2期

Vol.35 No.2

2014

中国科学院生态环境研究中心 主办

科学出版社 出版

中国期刊方阵

双奖期刊

中华人民共和国新闻出版总署

环境科学
(HUANJING KEXUE) ENVIRONMENTAL SCIENCE
第35卷 第2期
2014年2月15日

# 目 次

第 35 卷第 2 期
2014 年 2 月

环 境 科 学
ENVIRONMENTAL SCIENCE

Vol. 35, No. 2
Feb., 2014

# 农田土壤 $N_2O$ 产生的关键微生物过程及减排措施

朱永官[1,3]，王晓辉[1,2]，杨小茹[3]，徐会娟[2,3]，贾炎[1,2]

(1. 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室，北京 100085；2. 中国科学院大学，北京 100049；3. 中国科学院城市环境研究所，厦门 361021)

**摘要**：氧化亚氮($N_2O$)作为一种重要的温室气体，其全球排放总量仍然在持续上升. 它不仅可以产生温室效应，还可以间接破坏臭氧层，使其在全球气候变化和生态环境变化研究中备受关注. 土壤生态系统是大气中 $N_2O$ 的最重要排放源. 本文详细论述了农田土壤中反硝化作用、硝化作用、硝化微生物的反硝化作用以及硝酸盐异化还原成铵作用等过程产生 $N_2O$ 的微生物学机制，并从土壤理化性质(土壤 pH、氮素、有机质、土壤温度和湿度)和土壤生物等方面对农田土壤 $N_2O$ 排放的影响进行综述，在此基础上对农田土壤 $N_2O$ 的减排措施进行总结，并就今后农田土壤 $N_2O$ 排放的研究重点和方向进行了展望，为调控农田土壤温室气体排放、氮转化过程和提高氮素利用效率提供科学依据.

**关键词**：农田土壤；氧化亚氮；硝化作用；反硝化作用；减排措施

**中图分类号**：X144；X172 **文献标识码**：A **文章编号**：0250-3301(2014)02-0792-09

# Key Microbial Processes in Nitrous Oxide Emissions of Agricultural Soil and Mitigation Strategies

ZHU Yong-guan[1,3], WANG Xiao-hui[1,2], YANG Xiao-ru[3], XU Hui-juan[2,3], JIA Yan[1,2]

(1. State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences, Xiamen 361021, China)

**Abstract**: Nitrous oxide ($N_2O$) is a powerful atmospheric greenhouse gas, which does not only have a strong influence on the global climate change but also depletes the ozone layer and induces the enhancement of ultraviolet radiation to ground surface, so numerous researches have been focused on global climate change and ecological environmental change. Soil is the foremost source of $N_2O$ emissions to the atmosphere, and approximately two-thirds of these emissions are generally attributed to microbiological processes including bacterial and fungal denitrification and nitrification processes, largely as a result of the application of nitrogenous fertilizers. Here the available knowledge concerning the research progress in $N_2O$ production in agricultural soils was reviewed, including denitrification, nitrification, nitrifier denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium, and the abiotic (including soil pH, organic and inorganic nitrogen, organic matter, soil humidity and temperature) and biotic factors that have direct and indirect effects on $N_2O$ fluxes from agricultural soils were also summarized. In addition, the strategies for mitigating $N_2O$ emissions and the future research direction were proposed. Therefore, these studies are expected to provide valuable and scientific evidence for the study on mitigation strategies for the emission of greenhouse gases, adjustment of nitrogen transformation processes and enhancement of nitrogen use efficiency.

**Key words**: agricultural soil; nitrous oxide; nitrification; denitrification; mitigation strategies

氧化亚氮($N_2O$)作为一种重要的温室气体，它不仅可以产生温室效应，还对位于平流层的臭氧层具有破坏作用，因此其浓度变化及其对全球气候变化的影响备受关注. 据估计，大气中 70% 的 $N_2O$ 来自土壤，特别是农田土壤是全球最主要的 $N_2O$ 排放源[1]. 我国是世界上氮肥施用量最多的国家之一，2011 年氮肥施用量已达到 $2.38 \times 10^7$ t[2]. 化学氮肥施用量的增加是农田土壤 $N_2O$ 排放增加的重要原因[3~5]. 由于作物生长周期短，产量高，施肥和灌溉频繁量大，因此农田土壤生态系统的 $N_2O$ 排放问题不容忽视.

农田土壤是大气中 $N_2O$ 的最重要排放源，反硝化作用(denitrification)、硝化作用(nitrification)、硝化微生物的反硝化作用(nitrifier denitrification)以及硝酸盐异化还原成铵作用(dissimilatory nitrate reduction to ammonium, DNRA)等微生物过程均能生成 $N_2O$，其中反硝化作用和硝化作用被认为是农田土壤释放 $N_2O$ 的最重要途径[6,7]. 但是，长期以来，对农田土壤 $N_2O$ 排放的其他途径的研究相对较少. 本文综述了目前已知的 $N_2O$ 产生的关键微生物

**收稿日期**：2013-04-24；**修订日期**：2013-08-02
**基金项目**：国家自然科学基金项目(31000254)；福建省自然科学基金项目(2012J05070)
**作者简介**：朱永官(1967～)，男，博士，研究员，主要研究方向为环境生物学与生物技术，E-mail：ygzhu@rcees.ac.cn

过程及其机制，总结了土壤理化性质和土壤生物对 $N_2O$ 排放的影响，在此基础上提出了农田土壤 $N_2O$ 的减排措施，并就今后农田土壤 $N_2O$ 排放的研究重点和方向进行展望，旨在为调控农田土壤温室气体排放、氮转化过程和提高氮素利用效率提供科学依据.

## 1 农田土壤 $N_2O$ 排放的微生物学机制

### 1.1 反硝化作用

反硝化作用是指微生物将 $NO_3^-$ 或 $NO_2^-$ 还原成 NO、$N_2O$ 和 $N_2$ 的过程，通常普遍存在和发生于兼气或低氧土壤系统中[8]. 在多种微生物的参与下，硝酸盐通过四步还原反应，在硝酸盐还原酶（nitrate reductase, Nar）、亚硝酸盐还原酶（nitrite reductase, Nir）、一氧化氮还原酶（nitric oxide reductase, Nor）和氧化亚氮还原酶（nitrous oxide reductase, Nos）作用下，最终被还原为 $N_2$，并在中间过程释放强效应的温室气体 $N_2O$[8]（图 1）.

通常认为反硝化只发生于严格厌氧的环境中，但现在已发现许多微生物具有周质型硝酸盐还原酶（Nap），Nap 位于细胞周质内，对氧分子不敏感，使得反硝化作用也能在好氧条件下发生[9]. 因此，影响反硝化作用的主要因子不是氧，而是有机质和硝酸盐含量. 通过为反硝化作用提供底物，硝化-反硝化作用通常耦合发生，二者作用构成土壤 $N_2O$ 释放的最主要途径. 同时，参与反硝化作用的微生物种类繁多，已发现有 80 多个属的细菌和部分古菌、真菌和放线菌都可能参与反硝化作用[10~12]. 但是，对于反硝化真菌和古菌的研究多限于纯培养体系和森林等自然生态系统，对农田土壤生态系统中真菌和古菌反硝化的研究相对较少[13]. 因此，在未来的研究中需要对反硝化真菌和古菌的生态学特征及其反硝化对农田土壤 $N_2O$ 排放的贡献做更深入的研究.

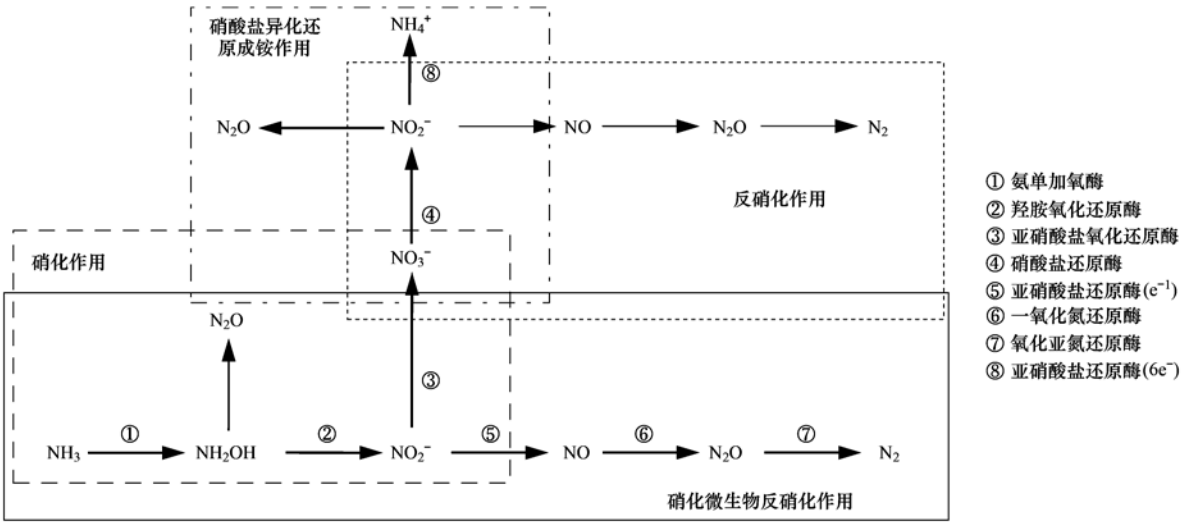


**图 1 土壤 $N_2O$ 排放的微生物学过程[6]**

Fig. 1 Microbial processes of soil $N_2O$ emissions

### 1.2 硝化作用

硝化作用是指微生物将氨（$NH_3$）氧化成亚硝酸盐（$NO_2^-$）或者硝酸盐（$NO_3^-$）的过程. 硝化过程分为两个阶段[14]：第一阶段是氨氧化细菌（ammonia-oxidizing bacteria, AOB）或氨氧化古菌（ammonia-oxidizing archaea, AOA）在氨单加氧酶（ammonia monooxygenase, AMO）和羟胺氧化还原酶（hydroxylamine oxidoreductase, HAO）的催化下，将 $NH_3$ 氧化成 $NO_2^-$，羟氨（$NH_2OH$）是其中间产物；第二阶段是亚硝酸盐氧化菌（nitrite-oxidizing bacteria, NOB）在亚硝酸盐氧化还原酶（nitrite oxidoreductase, NOR）催化下，将 $NO_2^-$ 进一步氧化成 $NO_3^-$（图 1）. 在氨氧化过程中，其中间产物会发生化学分解而释放出 $N_2O$[15, 16].

硝化作用包括自养硝化作用和异养硝化作用. 自养硝化作用是指化能自养微生物利用 $CO_2$ 作为碳源，将 $NH_3$ 氧化成 $NO_2^-$ 和 $NO_3^-$ 的微生物过程；而异养硝化作用是指异养微生物以有机碳作为碳源和能源，将还原态氮（无机氮或有机氮）转化为氧化态氮的微生物过程[17]. 与自养硝化微生物不同的是，某些异养硝化微生物还可以提供 $NO_3^-$ 进行好氧反硝化作用产生 $N_2O$[18, 19]. 在好氧环境中，单体异养硝化微生物产生 $N_2O$ 的能力远高于自养硝化微

生物. 尽管在通常情况下,异养硝化过程产生的 $N_2O$ 仅占土壤 $N_2O$ 总排放量的很小部分,但是在特定的环境下(如低 pH、高 $O_2$ 和较高含量有机碳等),异养硝化微生物却可以产生大量的 $N_2O$[7,18]. Anderson 等[18]的研究发现,在氧分压为2 ~4 kPa 的环境下,异养硝化微生物(*Alcaligenes faecalis*)生成 $N_2O$ 的能力为自养硝化微生物(*Nitrosomonas europaea*)的10倍. Cai 等[20]对长期施用氮肥的耕作黑土(其 pH 由7.22降至6.11,土壤有机碳含量为1.55%)中 $N_2O$ 排放的研究发现,异养硝化作用对土壤 $N_2O$ 排放的贡献量为自养硝化作用的2倍. 然而,关于异养硝化作用耦合好氧反硝化作用的反应机制及其在氮循环中的作用和生态位仍不甚明确.

### 1.3 硝化微生物的反硝化作用

硝化微生物的反硝化作用是指仅在硝化微生物驱动下 $NO_2^-$ 被还原为 $N_2O$ 或 $N_2$ 的过程,通常在低氧环境中发生. 该过程分为两个阶段:第一阶段是将 $NH_3$ 氧化成 $NO_2^-$,第二阶段是将 $NO_2^-$ 还原成 $N_2O$ 或 $N_2$(图1). 硝化微生物的反硝化作用产生 $N_2O$ 可能是 $N_2O$ 产生的最主要机制之一, 已在氨氧化细菌中得到证实[21]. Santoro 等[22]利用$^{18}O$-$^{15}N$ 同位素双标记技术解析$^{15}N$ 异构体在 $N_2O$ 分子内的分配情况,发现 AOA 是海洋环境 $N_2O$ 排放的主要贡献者,但对于农田土壤中硝化微生物的反硝化作用对 $N_2O$ 排放的贡献以及特征如何还不清楚. 此前研究多把硝化微生物的反硝化作用对 $N_2O$ 排放的贡献看作是硝化作用或反硝化作用,使得硝化作用或反硝化作用对 $N_2O$ 排放的贡献被高估或低估,也使得人们对农田土壤 $N_2O$ 排放机制的理解不够全面. 迄今为止关于陆地生态系统土壤硝化微生物的反硝化作用的研究还相对较少,因而在未来的研究中需要对硝化微生物的反硝化作用加以重视,深入研究其发生机制及其对农田土壤 $N_2O$ 排放的贡献.

### 1.4 硝酸盐异化还原成铵作用

硝酸盐异化还原成铵作用是指 $NO_3^-$ 在厌氧条件下被微生物异化还原成 $NH_4^+$ 的过程[6,23]. DNRA 过程主要分为两个阶段:第一阶段在硝酸盐还原酶(Nar)的催化下,将 $NO_3^-$ 还原成 $NO_2^-$;第二阶段在亚硝酸还原酶(Nir)的作用下将 $NO_2^-$ 转化为 $NH_4^+$(图1). 参与 DNRA 过程的 Nir 可以进行 $6e^{-1}$ 传递作用,这与反硝化过程的 Nir 不同. DNRA 过程除生成 $NH_4^+$ 外,还常伴有 $NO_2^-$ 的短暂积累和 $N_2O$ 的排放. 许多微生物包括专性厌氧细菌、兼性厌氧细菌、好氧细菌和真菌等都能进行 DNRA[24]. 通常情况下,反硝化作用是土壤中 $NO_3^-$ 异化还原的主要过程. 然而在特定环境(高 $C/NO_3^-$ 比)中,DNRA 也可能在土壤氮素转化过程中起着重要的作用[25,26]. DNRA 多在有机碳含量丰富的草地、森林等自然土壤中发现[25~27],而其在农田土壤中的研究比较少[25].

与硝化作用和反硝化作用导致土壤氮损失不同,DNRA 将土壤中的 $NO_3^-$ 还原为可供植物利用的 $NH_4^+$,有利于土壤中氮元素的蓄持. 由于 DNRA 和反硝化作用对底物 $NO_3^-$ 的利用存在着竞争,因而 DNRA 作用增强,不仅有利于降低土壤氮素损失,还可以减少土壤反硝化过程产生的 $N_2O$. 因此,DNRA 在氮循环中的作用不可忽视.

## 2 $N_2O$ 排放的主要影响因素

### 2.1 氮肥

氮肥有效性是影响农田土壤 $N_2O$ 排放的最重要因素之一. 施用化学氮肥能够显著增加土壤中 $NH_4^+$-N 与 $NO_3^-$-N 的含量,继而增强硝化作用和反硝化作用的强度,从而促进土壤 $N_2O$ 的产生与排放[28~31]. He 等[29]的研究证明施用氮肥显著提高了设施栽培土壤 $N_2O$ 的排放通量和排放总量. 贾俊香等[32]通过集约化大棚蔬菜地 $N_2O$ 排放的研究也表明氮肥的大量施用显著促进了蔬菜地 $N_2O$ 的排放. Gregorich 等[31]在总结同行研究的基础上,指出农田土壤 $N_2O$ 的排放通量随着化学氮肥施用量的增加呈线性增加. 此外,土壤 $NO_3^-$-N 含量过高会抑制 Nos 酶的还原活性,改变反硝化过程气体产物的组成,提高 $N_2O/N_2$,尤其是在较高 pH 的土壤环境中. 但也有研究[33]表明,土壤 $NO_3^-$-N 含量只影响反硝化作用强度,并不改变反硝化过程气体产物的 $N_2O/N_2$. 氮肥类型也会影响农田土壤 $N_2O$ 的排放速率[34]. 铵态氮肥或者尿素通过水解可以为微生物硝化过程提供底物 $NH_4^+$,而硝化作用的产物 $NO_3^-$ 反过来又可以直接参与反硝化过程,硝化反硝化作用相互促进,增加土壤 $N_2O$ 的排放[35]. 有机肥除了提供矿质氮外,还提供有机碳. 有机碳的大量摄入增强土壤异养微生物的呼吸作用和活性,加快了土壤中 $O_2$ 的消耗,加速土壤厌氧环境的形成,间接增强了土壤微生物的反硝化作用活性[36]. 有研究表明与施用无机氮肥的草原土壤相比,施用有机肥能

够增加 $N_2O$ 的排放[37]. 然而,也有研究揭示在暴雨之后,撒施有机肥却可以降低土壤 $N_2O$ 的排放. 主要原因是有机质的矿化消耗了土壤中的 $O_2$,进而抑制了土壤微生物的硝化作用,同时土壤反硝化过程进行完全,将 $N_2O$ 还原成为 $N_2$,从而减少土壤 $N_2O$ 的排放[38]. 因此,需要探索合适的氮肥使用途径来降低农田土壤 $N_2O$ 的排放.

**2.2　生物因素**

影响农田土壤 $N_2O$ 排放的生物因素主要为土壤微生物、土壤动物和作物.

**2.2.1　土壤微生物**

农田土壤中 $N_2O$ 的产生主要是在微生物驱动下通过硝化和反硝化作用来完成的. 因此,土壤中相关微生物的种群丰度、结构与活性对 $N_2O$ 的排放具有重要影响. 氮肥和土壤理化性质通过改变硝化微生物和反硝化微生物的菌群丰度和结构来影响土壤硝化作用和反硝化作用的活性[39, 40],从而影响土壤 $N_2O$ 的产生与排放. 比如在高氮投入的中性和碱性土壤中,AOB 是硝化过程 $N_2O$ 产生的主要驱动者[41], 而在低氮投入的酸性土壤中,AOA 是硝化过程 $N_2O$ 产生的主要驱动者[42]. Nishio 等[43]的研究表明在一定范围内硝化作用强度随硫铵使用量增加而增高,但施肥过量反而使硝化速率迅速降低,这是由于高浓度的氨所产生的毒害作用以及过量的硫铵使土壤 pH 值下降所致. 土壤中的 $NO_3^-$-N 和 $NH_4^+$-N 是反硝化微生物进行硝酸盐呼吸的电子受体和产物,可直接影响土壤的反硝化作用. 施用化学氮肥能够显著增加土壤中 $NH_4^+$-N 与 $NO_3^-$-N 的含量,继而增强反硝化作用强度,从而促进土壤 $N_2O$ 的产生与排放[29, 30]. 另外,土壤 $NO_3^-$-N 含量过高也会抑制 Nos 酶的还原活性,改变反硝化过程气体产物的组成,提高 $N_2O/N_2$.

**2.2.2　土壤动物**

土壤动物也会对 $N_2O$ 的排放产生重要影响. Borken 等[44]在酸性森林土壤中发现蚯蚓能够显著促进反硝化微生物的活性,从而增加土壤 $N_2O$ 的排放总量. Giannopoulos 等[45]的研究也发现蚯蚓的活动可以显著增强土壤微生物的硝化和反硝化作用,继而促进土壤 $N_2O$ 的排放. 但是,也有研究发现蚯蚓的活动会降低土壤中反硝化细菌的数量和改变其种群结构,从而降低土壤 $N_2O$ 的排放[46]. Zhang 等[47]利用稳定同位素和微生物磷脂脂肪酸技术研究蚯蚓入侵机制,进一步发现蚯蚓通过取食土壤微生物来降低土壤硝化和反硝化微生物的数量,从而降低土壤 $N_2O$ 的产生与排放. 因此,需要深入研究土壤动物对 $N_2O$ 排放的影响作用.

**2.2.3　作物**

作物主要是通过影响土壤无机氮源、有机质和 $O_2$ 的含量与分布来影响土壤氮相关功能微生物的反应过程与活性[48],从而影响土壤 $N_2O$ 的产生和排放. 此外,作物种类也会影响土壤微生物硝化与反硝化过程与活性,继而影响土壤 $N_2O$ 的产生和排放[48~50]. 某些作物(如豆科作物)生长可以增加土壤 $N_2O$ 的排放[48],其途径有多种:作物吸收溶解在土壤水中的 $N_2O$,通过浓度差可将 $N_2O$ 排放到体外;作物根系的呼吸作用和根系分泌的可利用有机质分解造成根区厌氧环境,同时其凋落物矿化能够提供无机氮源,增强土壤反硝化微生物活性[49, 50]; 根际泌氧促进硝化微生物的活性而增加土壤 $NO_3^-$-N[51],从而增加 $N_2O$ 的产生和排放. 然而,研究发现一些植物(如糖蜜草)对 $N_2O$ 排放有抑制作用,这些作物植株通过吸收土壤中的 $NH_4^+$-N 和根系分泌硝化抑制物质,降低土壤硝化微生物菌群活动所需的底物和活性[49],从而降低土壤 $N_2O$ 的排放. 此外, Subbarao 等[52]的研究也发现湿生臂形草(*Brachiaria humidicola*)可以通过根系分泌生物硝化抑制物质——亚油酸和亚麻酸来抑制土壤硝化微生物的活性,从而降低土壤 $N_2O$ 的排放.

**2.3　土壤性质**

**2.3.1　pH**

土壤 pH 值可通过影响氮相关功能微生物的活性及改变相应的氮素转化过程而影响 $N_2O$ 的排放. 首先,氮相关功能微生物比较适宜生存在中性或弱碱性环境中,但异养微生物可在较大 pH 范围内活动[53]; 其次,强酸性土壤可以直接抑制硝化和反硝化微生物的代谢过程与活性[39, 40, 54, 55],从而降低土壤 $N_2O$ 的排放; 第三,土壤 pH 影响反硝化酶 Nos 的活性:当 pH $> 7$ 时其活性增强,然而当 pH $<7$ 时其活性逐渐减小,而其他反硝化酶的活性增强,从而导致反硝化过程产生更多的 $N_2O$[56]; 第四,土壤有机质的降解速率随着 pH 的降低而降低[57],减少了 $N_2O$ 生成所需的无机氮源,从而降低土壤 $N_2O$ 的生成与排放; 第五,铁氨氧化作用(feammox)的速率随着土壤 pH 的升高而增强[58],减少了 $N_2O$ 产生的无机氮源($NH_4^+$),从而降低土壤 $N_2O$ 的生成与排放; 最后,pH 是调控土壤化学反硝化过程的一个重要因

素. $NO_2^-$ 可以在碱性土壤中进行短暂积累,而 $NO_2^-$ 在严重酸化土壤中可以直接通过化学反硝化作用生成 $N_2O$[59],可见反硝化过程也是酸性土壤氮损失的重要途径.

### 2.3.2 有机质

绝大多数异养微生物以土壤有机质作为碳源和电子供体,因此土壤有机质是调控 $N_2O$ 排放的重要因子[25]. 土壤碳源对微生物活性具有重要的影响,硝化或反硝化微生物在同化 $NH_3$ 或 $NO_3^-$ 的过程中需要有机质提供碳源. 土壤中高含量的有机质能够促进微生物的异养硝化和反硝化过程,产生大量的 $N_2O$[7]. Enwall 等[60]通过长期施肥对土壤反硝化微生物作用强度及群落结构(*narG*、*nosZ*)影响的研究,发现长期施用有机肥的土壤,其有机质含量明显增加,随之反硝化活性显著增强. 同时,施用酸性肥料 $(NH_4)_2SO_4$ 后,显著改变土壤中 *narG* 和 *nosZ* 基因型反硝化微生物的群落结构,从而促进土壤 $N_2O$ 的排放. 另外,土壤有机质 C/N 比也会影响氮素的转化过程,从而影响 $N_2O$ 的排放. 一般土壤微生物适宜的 C/N 为 25 ~30,当 C/N > 30 时有机质分解慢,微生物活性弱,抑制土壤 $N_2O$ 的排放; 当 C/N <25 时有机质分解迅速,微生物活性强,促进土壤 $N_2O$ 的排放[51].

### 2.3.3 水分和温度

影响 $N_2O$ 释放的物理因素主要包括土壤水分状况和温度等,并且这些因素之间相互关联. 土壤水分状况主要通过影响土壤通气状况、土壤的氧化还原状况以及土壤中微生物的活性来影响土壤 $N_2O$ 的排放. 已有研究表明[61],在 35% ~60% 孔隙含水率(water filled pore space, WFPS)时硝化作用是土壤 $N_2O$ 排放的主要来源,而在土壤 WFPS 为 70% 时所有的 $N_2O$ 排放量均来自于反硝化作用,但是当土壤完全淹水时,由于反硝化作用进行完全降低了土壤 $N_2O$ 的排放量. 此外,干湿交替过程可引起土壤硝化作用和反硝化作用交替产生 $N_2O$,并且抑制 $N_2O$ 继续还原为 $N_2$,从而促进 $N_2O$ 的产生与排放.

土壤温度也是影响 $N_2O$ 释放的重要因素,主要通过控制土壤有机质的分解和微生物代谢过程中相关酶的活性来调节土壤 $N_2O$ 的释放. 研究表明[62] $N_2O$ 的排放通量与温度呈正相关性,通常高于 5℃ 时就适于硝化和反硝化微生物发挥生物活性而开始产生 $N_2O$, 且在 25 ~35℃ 范围内达到 $N_2O$ 的最大排放通量.

## 3 $N_2O$ 减排措施

农田土壤是 $N_2O$ 的重要排放源,因此,深入研究农田土壤 $N_2O$ 的排放机制及影响因素并提出切实可行的减排措施,对控制全球气候变暖具有重要意义. 目前,采用的减排措施主要包括改善施肥措施、施用生物抑制剂以及施用生物炭等.

### 3.1 施肥管理

我国是世界上氮肥施用量最多的国家, 2011 年已达到 $2.38 \times 10^7$ t[2]. 要削减土壤 $N_2O$ 的排放,首先要提高氮肥利用率,减少氮肥的施用量[63]. 依据作物不同生长阶段需肥特征,分次撒施,提高作物吸收,减少氮素在土壤中的累积; 其次,调整 N、P、K 的施肥比例,选用长效氮肥和缓释化肥. 研究表明,与碳酸氢铵相比,施用长效碳酸氢铵后土壤 $N_2O$ 的排放量降低了 59.2%,而施用缓释尿素可以减排 73.3% 的 $N_2O$[64]. 最后,优化施肥时间与方式[63]. 采用混施、深施或叶面喷施,可以提高氮肥的利用率,减少 $N_2O$ 的排放[41].

### 3.2 施用硝化抑制剂

硝化抑制剂又称为氮肥增效剂,可以抑制土壤中 $NH_4^+$-N 向 $NO_3^-$-N 的转化,从而抑制土壤微生物硝化和反硝化过程产生的 $N_2O$[65]. 目前常用的硝化抑制剂包括双氰铵(dicyandiamide, DCD)、3, 4-二甲基吡唑(3, 4-dimethylpyrazol phosphate, DMPP)和乙炔等. 研究发现使用硝化抑制剂可以显著降低农田土壤 $N_2O$ 的产生和排放[66, 67]. 虽然硝化抑制剂对降低农田土壤 $N_2O$ 的排放具有巨大的潜能,但是硝化抑制剂在特定田间条件下的作用效果及其有效量仍然缺乏足够的认识,需要进一步深入研究.

### 3.3 施用生物炭

生物炭(Biochar)一般指生物质(作物秸秆、枯枝落叶、养殖业废弃物和污泥等)在缺氧和相对“较低”(<700℃)温度条件下热解而形成的固体产物[68]. 生物炭一般显碱性,具有高度羧酸酯化和芳香化结构,难降解,拥有较大的孔隙度和比表面积,这些基本性质使其具有减缓土壤酸化、减少土壤中无机态氮的淋溶和抑制温室气体排放的潜能[69~71].

生物炭通过影响土壤 pH、$O_2$ 分压和关键的电子受体($NO_3^-$)及电子供体($NH_4^+$,可溶有机物)的生物有效性和分布来影响土壤 $N_2O$ 的产生和还原[71]. 生物炭中含有多种碱性灰分(比如 $CaCO_3$、KCl 等),施用生物炭能显著提高土壤 pH[72, 73],继而增

强反硝化还原酶 Nos 的活性，促进 $N_2O$ 还原为 $N_2$，从而降低农田土壤 $N_2O$ 的排放．生物炭具有多孔性，施用后可改变土壤的通气状况，增加 $O_2$ 含量，明显减少反硝化作用产生的 $N_2O$[28]．但由于反硝化还原酶 Nos 比其他酶对 $O_2$ 更敏感[37，74]，因此如果土壤 $O_2$ 的增加仅影响到 Nos 的活性，那么 $O_2$ 分压升高也有可能造成反硝化过程进行到 $N_2O$ 时停止，从而引发土壤 $N_2O$ 排放增加．氮素流转过程需要大量氧化剂和还原剂的参与．硝化过程中硝化微生物需要氧化 $NH_4^+$ 获取能量和电子，利用有机碳或 $CO_2$ 作为碳源，用 $O_2$ 作电子接受体；而反硝化细菌要利用 $NO_3^-$ 作为电子受体，用含碳有机物作为碳源和能源．施用生物炭后，$NH_4^+$、$NO_3^-$ 和可溶性有机物的有效性都会显著降低[75]，从而降低农田土壤 $N_2O$ 的产生和排放．然而，生物炭对农田土壤 $N_2O$ 排放影响的反应机制尚不十分清楚，需要深入研究和综合考虑生物炭对农田土壤氮循环的整体影响，合理进行氮素和生物炭的施用．

## 4 展望

综上所述，农田土壤 $N_2O$ 的产生和排放有多种途径，并且这些途径之间相互关联，同时受多种环境因素的共同制约．尽管有关农田土壤 $N_2O$ 的产生与排放研究已取得了重要的进展，但是目前仍然还有许多问题亟须解决．

（1）强化 $N_2O$ 排放与氮转化关键微生物过程与机理的研究，并与反应速率（矿化速率、硝化速率、反硝化速率等）研究结合，为调控农田土壤 $N_2O$ 的排放提供依据．硝化作用产生 $N_2O$ 的机制和路径尚有争议，并且硝化作用与反硝化作用通常可以耦合发生，尤其是异养硝化过程耦合好氧反硝化过程的共同发生，其反应机制及其对 $N_2O$ 排放的贡献仍不甚明确．

（2）目前对农田土壤 $N_2O$ 排放的研究多只针对某一过程独立开展，同一体系内硝化、反硝化、硝化微生物的反硝化和硝酸盐异化还原成铵等过程如何交替或共同发生以及如何影响参与这些过程转化的微生物的多样性和代谢活性，尚不清楚．

（3）目前关于硝化抑制剂和生物炭对农田土壤 $N_2O$ 的排放影响多停留在研究阶段，大田验证试验亟需开展，从而为调控农田土壤温室气体排放、氮转化过程和提高氮素利用效率提供理论依据和切实可行的措施．

**参考文献：**


[1] IPCC. Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of working group Ⅲ to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.

[2] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴[M]. 北京：中国统计出版社，2012.

[3] Chen Q, Zhang X S, Zhang H Y, *et al*. Evaluation of current fertilizer practice and soil fertility in vegetable production in the Beijing region[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2004, **69**(1): 51-58.

[4] Ju X T, Kou C L, Zhang F S, *et al*. Nitrogen balance and groundwater nitrate contamination: Comparison among three intensive cropping systems on the North China Plain[J]. Environmental Pollution, 2006, **143**(1): 117-125.

[5] 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.

[6] Baggs E M. A review of stable isotope techniques for $N_2O$ source partitioning in soils: recent progress, remaining challenges and future considerations[J]. Rapid Communications in Mass Spectrometry, 2008, **22**(11): 1664-1672.

[7] Wrage N, Velthof G L, Van Beusichem M L, *et al*. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2001, **33**(12-13): 1723-1732.

[8] Morley N, Baggs E M, Dörsch P, *et al*. Production of NO, $N_2O$ and $N_2$ by extracted soil bacteria, regulation by $NO_2^-$ and $O_2$ concentrations[J]. FEMS Microbiology Ecology, 2008, **65**(1): 102-112.

[9] Zhou Z M, Takaya N, Sakairi M A C, *et al*. Oxygen requirement for denitrification by the fungus *Fusarium oxysporum*[J]. Archives of Microbiology, 2001, **175**(1): 19-25.

[10] Cabello P, Roldán M D, Moreno-Vivián C. Nitrate reduction and the nitrogen cycle in archaea[J]. Microbiology, 2004, **150**(11): 3527-3546.

[11] Pina-Ochoa E, Hogslund S, Geslin E, *et al*. Widespread occurrence of nitrate storage and denitrification among *Foraminifera* and *Gromiida*[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2010, **107**(3): 1148-1153.

[12] Risgaard-Petersen N, Langezaal A M, Ingvardsen S, *et al*. Evidence for complete denitrification in a benthic foraminifer[J]. Nature, 2006, **443**(7107): 93-96.

[13] Thamdrup B. New pathways and processes in the global nitrogen cycle[J]. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 2012, **43**(1): 407-428.

[14] Prosser J I. Autotrophic nitrification in bacteria[J]. Advances in Microbial Physiology, 1989, **30**: 125-181.

[15] Frame C H, Casciotti K L. Biogeochemical controls and isotopic signatures of nitrous oxide production by a marine ammonia-oxidizing bacterium[J]. Biogeosciences, 2010, **7**(9): 2695-

2709.

[16] Wrage N, Van Groenigen J W, Oenema O, *et al*. A novel dual-isotope labelling method for distinguishing between soil sources of $N_2O$[J]. Rapid Communications in Mass Spectrometry, 2005, **19**(22): 3298-3306.

[17] Papen H, Von Berg R. A Most Probable Number method (MPN) for the estimation of cell numbers of heterotrophic nitrifying bacteria in soil[J]. Plant and Soil, 1998, **199**(1): 123-130.

[18] Anderson I C, Poth M, Homstead J, *et al*. A comparison of NO and $N_2O$ production by the autotrophic nitrifier *Nitrosomonas europaea* and the heterotrophic nitrifier *Alcaligenes faecalis*[J]. Applied and Environmental Microbiology, 1993, **59**(11): 3525-3533.

[19] Richardson D J, Wehrfritz J M, Keech A, *et al*. The diversity of redox proteins involved in bacterial heterotrophic nitrification and aerobic denitrification[J]. Biochemical Society Transactions, 1998, **26**(3): 401-408.

[20] Cai Y J, Ding W X, Zhang X L, *et al*. Contribution of heterotrophic nitrification to nitrous oxide production in a long-term N-fertilized arable black soil[J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2010, **41**(19): 2264-2278.

[21] Shaw L J, Nicol G W, Smith Z, *et al*. *Nitrosospira* spp. can produce nitrous oxide via a nitrifier denitrification pathway[J]. Environmental Microbiology, 2006, **8**(2): 214-222.

[22] Santoro A E, Buchwald C, McIlvin M R, *et al*. Isotopic signature of $N_2O$ produced by marine ammonia-oxidizing archaea [J]. Science, 2011, **333**(6047): 1282-1285.

[23] Zhou Z M, Takaya N, Nakamura A, *et al*. Ammonia fermentation, a novel anoxic metabolism of nitrate by fungi[J]. Journal of Biological Chemistry, 2002, **277**(3): 1892-1896.

[24] 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.

[25] Morley N, Baggs E M. Carbon and oxygen controls on $N_2O$ and $N_2$ production during nitrate reduction[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2010, **42**(10): 1864-1871.

[26] Schmidt 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 & Biochemistry, 2011, **43**(7): 1607-1611.

[27] Rütting T, Boeckx P, Müller C, *et al*. Assessment of the importance of dissimilatory nitrate reduction to ammonium for the terrestrial nitrogen cycle[J]. Biogeosciences, 2011, **8**(7): 1779-1791.

[28] Dong Y, Scharffe D, Qi Y C, *et al*. Nitrous oxide emissions from cultivated soils in the North China Plain[J]. Tellus B, 2001, **53**(1): 1-9.

[29] He F F, Jiang R F, Chen Q, *et al*. Nitrous oxide emissions from an intensively managed greenhouse vegetable cropping system in Northern China[J]. Environmental Pollution, 2009, **157**(5): 1666-1672.

[30] Sánchez-Martín L, Vallejo A, Dick J, *et al*. The influence of soluble carbon and fertilizer nitrogen on nitric oxide and nitrous oxide emissions from two contrasting agricultural soils[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2008, **40**(1): 142-151.

[31] Gregorich E, Rochette P, Vandenbygaart A, *et al*. Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada[J]. Soil and Tillage Research, 2005, **83**(1): 53-72.

[32] 贾俊香, 张曼, 熊正琴, 等. 南京市郊区集约化大棚蔬菜地 $N_2O$ 的排放[J]. 应用生态学报, 2012, **23**(3): 739-744.

[33] Munch J C. Organism specific denitrification in samples of an Udifluvent with different nitrate concentrations[J]. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 1989, **152**(4): 395-400.

[34] Vallejo A, Skiba U M, García-Torres L, *et al*. Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and composts[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2006, **38**(9): 2782-2793.

[35] Skiba U, Smith K A. The control of nitrous oxide emissions from agricultural and natural soils[J]. Chemosphere-Global Change Science, 2000, **2**(3): 379-386.

[36] Cannavo P, Richaume A, Lafolie F. Fate of nitrogen and carbon in the vadose zone: in situ and laboratory measurements of seasonal variations in aerobic respiratory and denitrifying activities [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2004, **36**(3): 463-478.

[37] Ding W X, Meng L, Cai Z C, *et al*. Effects of long-term amendment of organic manure and nitrogen fertilizer on nitrous oxide emission in a sandy loam soil[J]. Journal of Environmental Sciences, 2007, **19**(2): 185-193.

[38] Ball B C, McTaggart I P, Scott A. Mitigation of greenhouse gas emissions from soil under silage production by use of organic manures or slow-release fertilizer[J]. Soil Use and Management, 2004, **20**(3): 287-295.

[39] Saleh-Lakha S, Shannon K E, Henderson S L, *et al*. Effect of pH and temperature on denitrification gene expression and activity in *Pseudomonas mandelii*[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2009, **75**(12): 3903-3911.

[40] Liu B B, Morkved P T, Frostegard A, *et al*. Denitrification gene pools, transcription and kinetics of NO, $N_2O$ and $N_2$ production as affected by soil pH[J]. FEMS Microbiology Ecology, 2010, **72**(3): 407-417.

[41] Di H J, Cameron K C, Shen J P, *et al*. Nitrification driven by bacteria and not archaea in nitrogen-rich grassland soils[J]. Nature Geoscience, 2009, **2**(9): 621-624.

[42] Zhang L M, Hu H W, Shen J P, *et al*. Ammonia-oxidizing archaea have more important role than ammonia-oxidizing bacteria in ammonia oxidation of strongly acidic soils[J]. The ISME Journal, 2012, **6**(5): 1032-1045.

[43] Nishio T, Fujimoto T. Kinetics of nitrification of various amounts of ammonium added to soils[J]. Soil Biology & Biochemistry, 1990, **22**(1): 51-55.

[44] Borken W, Gründel S, Beese F. Potential contribution of

*Lumbricus terrestris* L. to carbon dioxide, methane and nitrous oxide fluxes from a forest soil[J]. Biology and Fertility of Soils, 2000, **32**(2): 142-148.

[45] Giannopoulos G, Pulleman M M, Van Groenigen J W. Interactions between residue placement and earthworm ecological strategy affect aggregate turnover and $N_2O$ dynamics in agricultural soil[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2010, **42**(4): 618-625.

[46] Patra A K, Abbadie L, Clays-Josserand A, *et al*. Effects of grazing on microbial functional groups involved in soil N dynamics [J]. Ecological Monographs, 2005, **75**(1): 65-80.

[47] Zhang W X, Hendrix P F, Snyder B A, *et al*. Dietary flexibility aids Asian earthworm invasion in North American forests[J]. Ecology, 2010, **91**(7): 2070-2079.

[48] Knops J M H, Bradley K L, Wedin D A. Mechanisms of plant species impacts on ecosystem nitrogen cycling [J]. Ecology Letters, 2002, **5**(3): 454-466.

[49] Patra A K, Abbadie L, Clays-Josserand A, *et al*. Effects of management regime and plant species on the enzyme activity and genetic structure of N-fixing, denitrifying and nitrifying bacterial communities in grassland soils[J]. Environmental Microbiology, 2006, **8**(6): 1005-1016.

[50] Guo G X, Deng H, Qiao M, *et al*. Effect of long-term wastewater irrigation on potential denitrification and denitrifying communities in soils at the watershed scale[J]. Environmental Science & Technology, 2013, **47**(7): 3105-3113.

[51] Chen X P, Zhu Y G, Xia Y, *et al*. Ammonia-oxidizing archaea: important players in paddy rhizosphere soil? [J]. Environmental Microbiology, 2008, **10**(8): 1978-1987.

[52] Subbarao G V, Nakahara K, Ishikawa T, *et al*. Free fatty acids from the pasture grass *Brachiaria humidicola* and one of their methyl esters as inhibitors of nitrification[J]. Plant and Soil, 2008, **313**(1-2): 89-99.

[53] Stevens R J, Laughlin R J, Malone J P. Soil pH affects the processes reducing nitrate to nitrous oxide and di-nitrogen[J]. Soil Biology & Biochemistry, 1998, **30**(8-9): 1119-1126.

[54] Sitaula B K, Bakken L R, Abrahamsen G. N-fertilization and soil acidification effects on $N_2O$ and $CO_2$ emission from temperate pine forest soil[J]. Soil Biology & Biochemistry, 1995, **27**(11): 1401-1408.

[55] Nicol G W, Leininger S, Schleper C, *et al*. The influence of soil pH on the diversity, abundance and transcriptional activity of ammonia oxidizing archaea and bacteria [J]. Environmental Microbiology, 2008, **10**(11): 2966-2978.

[56] Richardson D, Felgate H, Watmough N, *et al*. Mitigating release of the potent greenhouse gas $N_2O$ from the nitrogen cycle-could enzymic regulation hold the key? [J]. Trends in Biotechnology, 2009, **27**(7): 388-397.

[57] Persson T, Lundkvist H, Wiren A, *et al*. Effects of acidification and liming on carbon and nitrogen mineralization and soil organisms in mor humus[J]. Water, Air, and Soil Pollution, 1989, **45**(1-2): 77-96.

[58] Yang W H, Weber K A, Silver W L. Nitrogen loss from soil through anaerobic ammonium oxidation coupled to iron reduction [J]. Nature Geoscience, 2012, **5**(8): 538-541.

[59] Van Cleemput O, Baert L. Nitrite: a key compound in N loss processes under acid conditions? [J]. Plant and Soil, 1984, **76**(1-3): 233-241.

[60] Enwall K, Philippot L, Hallin S. Activity and composition of the denitrifying bacterial community respond differently to long-term fertilization [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2005, **71**(12): 8335-8343.

[61] Case S D C, McNamara N P, Reay D S, *et al*. The effect of biochar addition on $N_2O$ and $CO_2$ emissions from a sandy loam soil-The role of soil aeration[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2012, **51**: 125-134.

[62] Agehara S, Warncke D D. Soil moisture and temperature effects on nitrogen release from organic nitrogen sources [J]. Soil Science Society of America Journal, 2005, **69**(6): 1844-1855.

[63] Canfield D E, Glazer A N, Falkowski P G. The evolution and future of earth's nitrogen cycle[J]. Science, 2010, **330**(6001): 192-196.

[64] 梁巍，张颖，岳进，等. 长效氮肥施用对黑土水旱田 $CH_4$ 和 $N_2O$ 排放的影响[J]. 生态学杂志，2004，**23**(3)：44-48.

[65] Di H J, Cameron K C, Sherlock R R, *et al*. Nitrous oxide emissions from grazed grassland as affected by a nitrification inhibitor, dicyandiamide, and relationships with ammonia-oxidizing bacteria and archaea [J]. Journal of Soils and Sediments, 2010, **10**(5): 943-954.

[66] Menéndez S, Barrena I, Setien I, *et al*. Efficiency of nitrification inhibitor DMPP to reduce nitrous oxide emissions under different temperature and moisture conditions [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2012, **53**: 82-89.

[67] Akiyama H, Morimoto S, Hayatsu M, *et al*. Nitrification, ammonia-oxidizing communities, and $N_2O$ and $CH_4$ fluxes in an imperfectly drained agricultural field fertilized with coated urea with and without dicyandiamide[J]. Biology and Fertility of Soils, 2013, **49**(2): 213-223.

[68] Lehmann J. Bio-energy in the black[J]. Frontiers in Ecology and the Environment, 2007, **5**(7): 381-387.

[69] Cornelissen G, Kukulska Z, Kalaitzidis S, *et al*. Relations between environmental black carbon sorption and geochemical sorbent characteristics [J]. Environmental Science & Technology, 2004, **38**(13): 3632-3640.

[70] Kramer R W, Kujawinski E B, Hatcher P G. Identification of black carbon derived structures in a volcanic ash soil humic acid by Fourier transform ion cyclotron resonance mass spectrometry [J]. Environmental Science & Technology, 2004, **38**(12): 3387-3395.

[71] Singh B P, Hatton B J, Singh B, *et al*. Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils[J]. Journal of Environmental Quality, 2010, **39**(4): 1224-1235.

[72] Yanai Y, Toyota K, Okazaki M. Effects of charcoal addition on

$N_2O$ emissions from soil resulting from rewetting air-dried soil in short-term laboratory experiments[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2007, **53**(2): 181-188.

[73] 王晓辉, 郭光霞, 郑瑞伦, 等. 生物炭对设施退化土壤氮相关功能微生物群落丰度的影响[J]. 土壤学报, 2013, **50**(3): 624-631.

[74] Thomson A J, Giannopoulos G, Pretty J, *et al*. Biological sources and sinks of nitrous oxide and strategies to mitigate emissions[J]. Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences, 2012, **367**(1593): 1157-1168.

[75] Lehmann J, Gaunt J, Rondon M. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems-a review[J]. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change, 2006, **11**(2): 395-419.

# 《环境科学》征稿简则

1. 来稿报道成果要有创新性,论点明确,文字精炼,数据可靠. 全文不超过8 000字(含图、表、中英文摘要及参考文献). 国家自然科学基金项目、国家科技攻关项目、国际合作项目或其它项目请在来稿中注明(在首页以脚注表示). 作者投稿时请先登陆我刊网站(www. hjkx. ac. cn)进行注册,注册完毕后以作者身份登录,按照页面给出的提示信息投稿即可.

2. 稿件请按 GB 7713-87《科学技术报告、学位论文和学术论文的编写格式》中学术论文的规范撰写. 论文各部分的排列顺序为:题目;作者姓名;作者工作单位、地址、邮政编码;中文摘要;关键词;中图分类号;英文题目;作者姓名及单位的英译名;英文摘要;关键词;正文;致谢;参考文献.

3. 论文题目应简练并准确反映论文内容,一般不超过 20 字,少用副标题.

4. 中文摘要不少于 300 字,以第三人称写. 摘要内容包括研究工作的目的、方法、结果(包括主要数据)和结论,重点是结果和结论. 英文摘要与中文对应,注意人称、时态和语言习惯,以便准确表达内容.

5. 前言包括国内外前人相关工作(引文即可)和本工作的目的、特点和意义等. 科普知识不必赘述.

6. 文中图表应力求精简,同一内容不得用图表重复表达,要有中英文对照题目. 图应大小一致,曲线粗于图框,图中所有字母、文字字号大小要统一. 表用三线表. 图表中术语、符号、单位等应与正文一致.

7. 计量单位使用《中华人民共和国法定计量单位》(SI). 论文中物理计量单位用字母符号表示,如 mg(毫克),m(米),h(小时)等. 科技名词术语用国内通用写法,作者译的新名词术语,文中第一次出现时需注明原文.

8. 文中各级标题采用 1,1. 1,1. 1. 1 的形式,左起顶格书写, 3 级以下标题可用(1),(2)……表示,后缩 2 格书写.

9. 文中外文字母、符号应标明其大小写,正斜体. 生物的拉丁学名为斜体. 缩略语首次出现时应给出中文全称,括号内给出英文全称和缩略语.

10. 未公开发表资料不列入参考文献,可在出现页以脚注表示. 文献按文中出现的先后次序编排. 常见文献书写格式为:

**期刊**:作者(外文也要姓列名前). 论文名[J]. 期刊名,年,卷(期):起页-止页.

**图书**:作者. 书名[M]. 出版地:出版社,年. 起页-止页.

**会议文集**:作者. 论文名[A]. 见(In):编者. 文集名[C]. 出版地:出版社(单位),年. 起页-止页.

**学位论文**:作者. 论文名[D]. 保存地:保存单位,年份.

**报告**:作者. 论文名[R]. 出版地:出版单位,出版年.

**专利**:专利所有者. 专利题名[P]. 专利国别:专利号,出版日期.

11. 来稿文责自负,切勿一稿多投. 编辑对来稿可作文字上和编辑技术上的修改和删节. 在 3 个月内未收到本刊选用通知,可来电询问.

12. 投稿请附作者单位详细地址,邮编,电话号码,电子邮箱等. 编辑部邮政地址:北京市 2871 信箱;邮编:100085;电话:010-62941102,010-62849343;传真:010-62849343;E-mail:hjkx@ rcees. ac. cn;网址:www. hjkx. ac. cn

**HUANJING KEXUE** Vol. 35 No. 2
Environmental Science (monthly) Feb. 15, 2014

# CONTENTS

环境科学

(HUANJING KEXUE)

(月刊　1976年8月创刊)

2014年2月15日　35卷　第2期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly　Started in 1976)

Vol. 35　No. 2　Feb. 15, 2014

| | | | |
|---|---|---|---|
| 主　管 | 中国科学院 | **Superintended** by | Chinese Academy of Sciences |
| 主　办 | 中国科学院生态环境研究中心 | **Sponsored** by | Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences |
| 协　办 | (以参加先后为序)<br>北京市环境保护科学研究院<br>清华大学环境学院 | **Co-Sponsored** by | Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection<br>School of Environment, Tsinghua University |
| 主　编 | 欧阳自远 | **Editor-in -Chief** | OUYANG Zi-yuan |
| 编　辑 | 《环境科学》编辑委员会<br>北京市2871信箱(海淀区双清路18号,邮政编码:100085)<br>电话:010-62941102,010-62849343<br>传真:010-62849343<br>E-mail:hjkx@rcees.ac.cn<br>http://www.hjkx.ac.cn | **Edited** by | The Editorial Board of Environmental Science (HUANJING KEXUE)<br>P. O. Box 2871, Beijing 100085, China<br>Tel:010-62941102,010-62849343; Fax:010-62849343<br>E-mail:hjkx@rcees.ac.cn<br>http://www.hjkx.ac.cn |
| 出　版 | 科学出版社<br>北京东黄城根北街16号<br>邮政编码:100717 | **Published** by | Science Press<br>16 Donghuangchenggen North Street,<br>Beijing　100717, China |
| 印刷装订 | 北京北林印刷厂 | **Printed** by | Beijing Bei Lin Printing House |
| 发　行 | 科学出版社<br>电话:010-64017032<br>E-mail:journal@mail.sciencep.com | **Distributed** by | Science Press<br>Tel:010-64017032<br>E-mail:journal@mail.sciencep.com |
| 订购处 | 全国各地邮电局 | **Domestic** | All Local Post Offices in China |
| 国外总发行 | 中国国际图书贸易总公司<br>(北京399信箱) | **Foreign** | China International Book Trading Corporation (Guoji Shudian), P. O. Box 399, Beijing 100044, China |

**中国标准刊号**：ISSN　0250-3301 / CN　11-1895/X　　**国内邮发代号**：2-821

**国内定价**：90.00元　　**国外发行代号**：M 205

国内外公开发行