

活性氮增加：一个威胁环境的问题

方 华^{1,2,3}, 莫江明^{1*}

1. 中国科学院华南植物园鼎湖山森林生态系统定位研究站, 广东 肇庆 526070;

2. 广州地理研究所, 广东 广州 510070; 3. 中国科学院研究生院 北京 100039

摘要: 活性氮增加是当前全球变化的重要现象之一, 已经对全球氮素循环产生了严重的影响。人类活动, 如燃料燃烧、氮肥生产、固氮植物的培育和畜牧业的集约经营等是引起全球活性氮增加的主要原因。活性氮增加正在引起大气污染、 N_2O 等温室气体增加、森林退化、土壤和淡水酸化、海水富营养化、陆地和水体生态系统物种组成变化和生物多样性减少等诸多环境问题。该文综述了活性氮及其对环境的影响, 主要包括: (1)活性氮的来源; (2)活性氮生产的历史与现状; (3)活性氮对大气、水体、森林、土壤等多种生态系统的影响等, 并提出了减少活性氮产量和降低其环境危害的一些思路。

关键词: 活性氮; 污染; 环境; 全球变化

中图分类号: X14

文献标识码: A

文章编号: 1672-2175 (2006) 01-0164-05

氮是控制陆地生态系统、淡水生态系统和海洋生态系统物种组成、多样性、动态和功能的关键元素^[1], 也往往是陆地和海洋生产力的一种限制元素。许多未经管理的陆地生态系统、海洋生态系统、绝大多数的农业和有管理的林业生态系统的生产力及其动态, 都受到生物可利用性氮, 也就是活性氮的限制^[1]。人类活动, 例如, 燃料燃烧、氮肥生产、固氮植物的培育和畜牧业的集约经营等, 使得活性氮增加, 生态系统生产力提高^[2]; 然而, 人类将氮气转化成更有活性的氮素, 在过去几十年里对全球氮循环产生了严重影响, 引发了广泛的环境问题^[3]。日益增加的活性氮正在引起大气污染、 N_2O 等温室气体排放增加、森林退化、土壤和淡水酸化、海水富营养化、陆地和水体生态系统物种组成变化和生物多样性减少等诸多环境问题^[1,3-8], 对生态环境和人类健康产生影响。

1 氮的来源

在人类社会以前的地球上, 氮气 (N_2) 转变为活性氮主要通过两个过程: 闪电和生物固氮作用^[9]。由于固氮和硝化过程所产生和消耗的活性氮大体相当, 活性氮未能积累在环境库中。

1913 年, Haber-Bosch 发明了用化学方法将大气中的 N_2 转化为 NH_3 ^[10]。从那时起, 人类通过化肥工业和燃烧处理进行氮的转化; 但是直到近几十年前, 人工转化的氮的数量与细菌还原的氮量相比还是微不足道的。目前的情况已不再如此, 在过去的几十年, 人类活动生产的活性氮已经超过了陆地自然固氮的量^[11]。

目前活性氮的来源主要有闪电作用、生物固氮、矿物燃烧和工业固氮等。

1.1 闪电作用

闪电时的高温能够利用分子氧和分子氮产生 NO。NO 被氧化成 NO_2 , 然后形成 HNO_3 , 后者很快通过干湿沉降进入陆地生态系统。预计闪电作用每年产生活性氮的量小于 $5.4 \text{ Tg}^{[11]}$ 。

1.2 生物固氮

豆类等固氮植物的种植增加了生物固氮的数量; 水稻种植等产生的厌氧环境, 也促进氮的固定^[11]。估计陆地生物性固氮的数量是一件复杂的工作, Gallaway^[11]估计全球生物固氮量为 $128 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

1.3 矿物燃烧燃料

矿物燃料的燃烧, 使长期固定于地质库中的氮进入大气, 而高温也使一部分 N_2 得以活化。这部分排入大气的氮量大于 $20 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1[10]}$ 。

1.4 工业固氮

Haber-Bosch 过程将 N_2 转化为 NH_3 , 以支持食物生产和某些工业活动。Haber-Bosch 合成氮的数量目前已超过 $100 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1[1,9]}$ 。Haber-Bosch 合成法的发明, 使人类能够获得充足的食物, 全球人口开始迅速膨胀。人口增长又使集约农业, 包括畜牧业迅猛发展, 这些过程又进一步导致活性氮大量增加。

2 活性氮的归宿与危害

活性氮的直接归宿有三: 矿物燃料燃烧产生的 NO_x 直接排放到大气中; 水稻和豆科作物种植产生的 RHN_2 成为生物体的一部分; 工业固氮主要被用来制成肥料, 施用到农业生态系统中。在这三个过

基金项目: 国家自然科学基金项目 (30270208); 中国科学院知识创新工程重大项目 (KSCX2-SW-133)

作者简介: 方 华 (1967 -), 男, 副研究员, 博士研究生, 主要从事恢复生态学和环

***通讯作者:** E-mail: mojm@scbg.ac.cn

收稿日期: 2005-10-26

程中，进入农业生态系统的活性氮的利用效率是很低的，很大部分流入了外部环境，引起了氮循环的改变。

包括氮循环在内的生物地球化学循环的不平衡在局部和全球范围内已经成为重要的环境问题。活性氮对环境和人类影响的一个独特方面是其影响具有连锁反应的特性，如氮的一个原子能够依次增加大气中的臭氧、增加大气中的颗粒物、改变森林生产力、酸化地表水、增加海岸带系统的生产力、提高海岸带富营养水平、通过 N_2O 的生产提高大气温室效应的潜能等。Galloway 称这种连锁反应为“阶式效应 (Cascade)”^[9,10]。

氮循环的急剧改变导致了生态系统的一系列反应，其中有些是有益的，有些是无益或有害的。活性氮增加，至少在短期内提高了生态系统的生产力，积累了更多的生物量^[2,12]；合成肥料和生物固氮支撑着全球的很大部分人口；但同时也引起一些令人担忧的问题，例如，活性氮通过水体和大气广泛传播、在环境中不断累积等。有三个主要的环境问题与氮的生物地球化学的不平衡有关：(1)氧化亚氮 (N_2O) 在过去几十年里以每年 0.25% 的速度增长^[13]；(2)硝态氮和氨态氮沉降的增多加剧了土壤和径流水的酸化^[4,14]；(3)海域内氨态和硝态氮流入和沉降的增加可能导致了海水富营养化^[15]。

2.1 活性氮影响大气环境

大气中的活性氮主要来源于水体和陆地生态系统中释放的 NO_x 、 NH_3 、 N_2O 以及生物和化石燃料燃烧形成的 NO_x ，主要有 N_2O 、 NO 和 NH_3 等。 N_2O 是一种非常高效的温室气体，它在对流层不活跃，但在平流层，它被光解或与活跃的氧原子相互作用，能够促进平流层臭氧的破坏。与 N_2O 相反， NO 和 NH_3 在大气中是相当活跃的。

大气中活性氮的影响主要表现为以下几个方面：(1)细小颗粒物在大气中的增加，降低大气的能见度；(2)对流层臭氧浓度的提高增强了大气的温室效应；(3)活性氮的增加导致对流层臭氧和气溶胶的增加，可能导致人类呼吸系统和其他方面的疾病等。

2.2 影响农业、森林和草地生态系统

2.2.1 对系统生产力的影响

现有在欧洲和北美的研究表明，活性氮及由此产生的氮沉降的增加，使森林和草地生态系统生产力增加^[2,16]；但随着氮沉降超过临界值，这些系统的生产力将随之下降。Matson 等^[17]认为，虽然温带地区的氮沉降可能暂时性地提高生态系统碳 (C) 的贮存量，然而在湿润的热带地区，高的氮沉降将导致系统生产力的降低以及碳贮量的减少。

2.2.2 对土壤性质的影响

大气氮沉降和肥料的使用引起了温带自然和农业生态系统中土壤酸化、盐基离子 (Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 等) 的稀释和具有潜在毒性的铝离子 (Al^{3+}) 的活化^[4, 17, 18]，对土壤肥力产生长期的负面影响^[1]。

许多热带森林的土壤酸性很强，活性氮的加入将进一步增加其酸度，导致盐基离子丢失速度加快，磷 (P) 和其它限制性营养元素的可得性降低，植物体营养失衡，最终降低植物的生产力和其它生态系统的功能^[17,19]。

2.2.3 对生物多样性的影响

限制性元素的加入能够急剧改变系统内优势种的组成，减少系统的生物多样性^[1]。在温带生态系统中，多种植物生长在未经管理的生境中，它们适应于养分贫乏的环境条件，因此，活性氮的加入使一些适应于富氮的植物长得更好，丰度增加，物种组成改变，生物多样性减少^[20-21]。欧洲和北美的施肥试验已经证明氮的增加导致喜肥植物的生长加快以及植物种类的减少^[22]。

2.3 影响水体生态系统

活性氮对淡水和海水生态系统都将产生严重影响。它导致湖泊和径流水的酸化和水体中生物多样性的减少；引起海岸带生态系统的富营养化、缺氧、生物多样性减少、生境衰退等^[23]。大量的氮进入水体，导致多种藻类的迅速生长。这些藻类死亡后沉到水底，分解消耗大量水体中的氧，使部分深水鱼类难以生存^[3]。海洋学家 Nancy Rabalais 等在墨西哥湾地区深水区发现了大面积缺氧区，并且面积还在扩大，被称为“死亡区域 (dead zone)”。他们认为这是密西西比河的水携带大量的氮来这里所引起的^[15]。资料表明，与 1965 年相比，密西西比河中硝态氮的浓度已增加了 1 倍^[24]；美国东北部主要河流的硝态氮浓度自 1900 年以来增加了 3 至 10 倍^[1]。

2.4 影响人类健康

活性氮增加直接影响人体健康的一个例子是饮用水中硝态氮对身体的影响。饮用硝态氮含量高的水时，胃中的微生物会将硝酸盐转化为亚硝酸盐。吸收入血液的硝酸盐将血色素 (hemoglobin) 转化为高铁血红蛋白 (methemoglobin)，后者对血液中氧的输送是无效的^[1]。间接影响方面，活性氮导致全球气候变化、平流层臭氧消耗和空气质量下降等，对人类健康造成威胁。

2.5 氮饱和与生态系统功能

由于大多数陆地生态系统是缺氮的，这些系统对无机氮具有显著的固持作用。当氮沉降量超过了植物的吸收能力或酸化对根的损害减少了植物对

氮的吸收时,就会引起“氮饱和(Nitrogen saturation)^[20,25]”效应,导致硝态氮从土壤系统中淋出,地表水中硝态氮的浓度就会增加。Aber等^[25]将氮饱和和定义为:“氨态氮和硝态氮的有效性超过了植物和微生物营养的需求,并表现出该流域中大量硝态氮的淋失”。氮饱和的一个典型表现就是氮增加引起硝态氮的淋失。在一个氮饱和的陆地生态系统中,氮离开原来的生态系统,进入径流和地下水,不再具有任何肥力效应,系统的碳储量不再增加。试验证明,在氮增加导致硝态氮流失增加的地方,硝态氮的淋失也引起盐基离子的流失和土壤以及水酸度的增加。有效性氮素过量也能够引起植物体内营养元素的失衡^[19],通常表现为叶或根系中元素比例,特别是 $m(\text{Ca})/m(\text{Al})$ 和 $m(\text{Mg})/m(\text{N})$ 的不平衡, Ca 和 Mg 淋失,而 Al 的有效性由于酸度的提高而增大。这种不平衡可能与植物净光合作用和光合 N 利用效率的降低,植物生长量的减少和植株死亡率的提高相关联。

有关氮循环和氮增加与全球变化其它方面的关系等仍然存在着许多未知的领域。如海洋生态系统固氮量的多少,生态系统固持氮的过程以及为什么不同的系统固持量存在着差异,碳、磷、氮循环之间的联系引起的主要影响以及它们与全球变化间的联系等仍有待进一步探讨。

3 全球活性氮产生的历史与现状

Haber-Bosch 固氮法发明以前,农作物生产主要靠田间的作物残留以及肥料的营养再循环来维持。人类仅仅靠豆类和水稻种植来得到新的活性氮(后者促进活性氮的产生是因为种植水稻会产生厌氧的环境,促进氮的固定)。这时,人为产生的活性氮速率大约为 $15 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$,几乎全部用于食物生产;自然生产的活性氮速度为 $300 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$,其中陆地生态系统产生的氮大约为 $100 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ 。全球固定的总活性氮中,大约 5%是由人为影响产生的,若只考虑陆地生态系统,大约为 13%^[10]。1990 年,人为活动生成的活性氮约为 $140 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$,比 1890 年约增加了 9 倍,相比之下,人口增长了 2.5 倍。与此同时,由于一部分天然草场和森林被改造成农田,天然陆地生态系统固氮量却在减少,从约 $100 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ 减少为 $89 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[10]。

过去的 50 年里,欧洲大陆的 NO_x 排放量增长了 7 倍^[26],导致了沉降的增加。欧洲大部分较大的河流中氮的浓度提高了 2-20 倍^[27]。北美的情况也类似。

以英国为例^[28],1950—1954 年英国 5 年冬小麦的平均产量为 $3 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$,而 1992—1996 年的平均值为 $7.5 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$,同期氮肥施用量从约 $20 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$

增加到 $200 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。应用于农作物的氮肥,如果没有被作物吸收,则会通过渗透、 NH_3 的挥发、反硝化以及与土壤有机质的聚合等形式被消耗掉。如进入大气中的 NH_3 有 80% 来源于农业,主要是家畜和肥料。农业活动也占英国进入大气的氧化亚氮(N_2O)的 65%。人类活动而导致的活性氮的生产在 1860 至 1960 年间是比较慢的;自从 1960 年以来,这种速度增加很快。由于耕种而导致的活性氮生产从 1860 年的 $15 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ 到 2000 年的约 $33 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$;矿物燃烧产生的活性氮从 1860 年的少于 $1 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ 到 2000 年的约 $25 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$;而 Haber-Bosch 过程生产的活性氮则从 1910 年前的 0 增加到 2000 年的 $100 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$,其中 85% 为肥料生产。因此在 1860 至 2000 年间,人为产生的活性氮从约 $15 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ 增加到约 $165 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$,其中来源于粮食生产者比来源于能源生产者多 5 倍。

亚洲活性氮的总产量目前居全球各洲之首,其中氮肥产量比北美和欧洲氮肥产量的总和还多。但人均氮产量仍以北美和欧洲为高^[28]。亚洲正在经历快速的人口与经济增长,据估计,到 2010 年,有 40 亿人将生活在东亚和印度次大陆。人口增长对农产品的需求将不断增加。这不仅仅是由于人口增长,还因为经济的快速发展所导致的营养结构向动物蛋白和精粮的转化。一个解决该问题的方法就是加大氮的输入,发展农业生产,因此当西方农业生产中化肥应用趋于饱和的同时,发展中国家化肥应用仍将继续增加^[29]。

中国在 1960 年以前很少使用化肥。1996 年,中国无机化肥的使用增加到 3830 万 t,占世界消耗量的 29%^[30]。据中国国家发展和改革委员会预计,2005 年中国化肥产量将达 4770 万 t (www.sdpc.gov.cn)。目前中国是世界上氮肥使用量最多的国家,约占世界年用量的三分之一,同时又是能源消费大国,因此活性氮引发的环境问题尤为突出,已成为除欧洲和北美之外的第三大氮沉降区,并且氮沉降仍呈增加趋势,受到国际社会的广泛关注^[11]。

4 全球对活性氮影响的关注

全球范围内对活性氮增加的关注与日俱增。第一和第二届国际氮素大会分别于 1998 年和 2001 年在荷兰和美国召开。出于对中国和亚洲氮素增加的高度关注,第三届国际氮素大会于 2004 年 10 月在中国南京举行。本次大会分别就全球和亚洲地区食物、能源和化学氮肥需求增加对环境的影响及其减缓对策两个中心议题举行了圆桌讨论会,并在大会闭幕式上发表了《氮素管理南京宣言》(www.issas.ac.cn)。

全球关注活性氮对生态系统影响方面,从 20 世纪 80 年代初起,欧洲和北美的生态学家就开始

在温带森林和南美热带森林开展了活性氮沉降对森林结构和功能影响的研究。在欧盟支持下组织了“欧洲森林生态系统人工控制试验 (EXMAN, 1988—1991)”和“氮饱和试验 (NITREX, 1991—1994)”两项有关氮沉降的网络研究项目^[31-32]。从 20 世纪 80 年代末起, 美国的哈佛森林长期生态研究项目 (LTER) 就开始进行氮沉降的试验研究。1992 年, 挪威设立了一个为期 5 年的学科间协作项目: “氮——从山地到峡湾”, 主要研究挪威两个大流域以及具有不同土地利用和植被覆盖的众多子流域的氮沉降作用、径流作用以及土壤和水的收支与过程^[13]。2002 年起, 我国也已在鼎湖山国家森林公园生态定位站开展活性氮沉降对亚热带森林生态系统影响及其机理的研究^[33-36]。

5 展望与对策

5.1 展望

就全球而言, 绝大部分的活性氮的增加都与食物生产相关联的人类活动有关。集约农业需要大量的活性氮, 人类需要集约农业以支持人口的不断增长。预计到 2050 年, 全球人口将达到 90 亿^[11], 而且很多地区的人均资源与粮食消耗量将增加。目前, 氮肥生产和应用增长最快的地区是一些人口增加最快的发展中国家^[37]。据估计^[11], 全球氮肥产量 (以 N 计) 到 2050 年将达到 $135 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ 。因为人口的持续增加, 减少人为固氮量将是非常困难的^[29]。虽然氮的使用仍然无可替代, 但因为应用于农业生态系统的氮肥通常有超过一半以上是通过氮气、 N_2O 和硝态氮的形式离开了该系统^[1]。因此有理由相信, 提高氮肥的使用效率仍然有很大的空间。国际国内也正在这方面进行研究。

矿物燃料的燃烧是人类活动产生活性氮的另一个重要来源, 同样增长很快。预计到 2050 年, 能源利用产生的活性氮为 $52.2 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$, 寻找替代产品或是提高燃料燃烧效率都是需要考虑的问题。

我国人口众多, 并且还在增加, 始终面临着粮食生产的压力; 我国也正在经历快速的经济增长, 人民生活水平逐步提高, 食物结构改变, 能源消耗增多。这些都说明我国人为活性氮的生产将仍然会继续增加。

5.2 对策

由于活性氮来源的多样性以及活性氮在大气、陆地和水生生态系统中引起广泛的影响, 必须对活性氮增加的后果进行更细致科学的探讨, 优化活性氮的管理, 以更好地理解活性氮的迁移转化、累积以及它在人类和生态系统中短期和长期累积的后果。活性氮的管理可以通过以下几个方面进行: 采用改进的土壤-作物肥料管理措施, 在粮食生产中提

高氮肥的有效性; 在农业生态系统和受到管理的森林系统内部促进活性氮的循环, 减少氮外溢进入其它生态系统; 减少能源消耗, 回收利用 NO_x 或通过科技方法减少其释放; 在活性氮进入环境之前将其转化为 N_2 等。

参考文献:

- [1] VITOUSEK P M, ABER J D, HOWARTH R W, et al. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences [J]. *Ecological Applications*, 7(3): 737 - 750.
- [2] SOLBERG S, ANDREASSEN K, CLARKE N, et al. The possible influence of nitrogen and acid deposition on forest growth in Norway [J]. *Forest Ecology and Management*, 2004, 192: 241 - 249.
- [3] SOLOW R H. Nitrogen management and the future of food: lessons from the management of energy and carbon [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 1999, 96: 6001 - 6008.
- [4] 肖辉林. 大气氮沉降对森林土壤酸化的影响[J]. *林业科学*, 2001, 37(4): 111 - 116.
XIAO Huilin. Effects of Atmospheric nitrogen deposition on forest soil acidification [J]. *Scientia Silvae Sinicae*, 2001, 37(4): 111 - 116.
- [5] HALL S J, MATSON P A. Nitrogen oxide emissions after nitrogen additions in tropical forests [J]. *Nature*, 1999, 400: 152 - 155.
- [6] BOUWMAN A F. Nitrogen oxides and tropical agriculture [J]. *Nature*, 1998, 392: 866 - 867.
- [7] LUDER VAN DER EERDEN. Nitrogen on microbial and global scales [J]. *New Phytol*, 1998, 139: 201 - 204.
- [8] BERENDSE F, NICO VAN BREEMEN, RYDIN H, et al. Raised atmospheric CO_2 levels and increased N deposition cause shifts in plants species composition and production in *Sphagnum* bogs [J]. *Global Change Biology*, 2001, 7: 591 - 598.
- [9] GALLOWAY J N, ABER J D, ERISMAN J W, et al. The nitrogen cascade [J]. *Bioscience*, 2003, 53(4): 341 - 356.
- [10] GALLOWAY J N, COWLING E B. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change [J]. *Ambio*, 2002, 31(2): 64 - 71.
- [11] GALLOWAY J N, DENTENER F J, CAPONE D G, et al. Nitrogen cycles: past, present, and future [J]. *Biogeochemistry*, 2004, 70: 153 - 226.
- [12] KRUPA S V. Effects of atmospheric ammonia (NH_3) on terrestrial vegetation: a review [J]. *Environmental Pollution*, 2003, 124: 179 - 221.
- [13] HENRIKSEN A, HESSEN D O. Nitrogen cycles in a valley—from a mountain to a river [J]. *Ambio*, 1997, 26(5): 250 - 253.
- [14] EMMETT B A, BOXMAN D B, REDEMEIER M. Predicting the effects of atmospheric nitrogen deposition in conifer stands: evidence from the NITREX ecosystem - scale experiments [J]. *Ecosystems*, 1998, 1: 352 - 360.
- [15] MOFFAT A S. Global nitrogen overload problem grows critical [J]. *Science*, 1998, 279(5353): 988 - 989.
- [16] ABER J D, MAGILL A, MCNULTY S G, et al. Forest biogeochemistry and primary production altered by nitrogen saturation [J]. *Water Air and Soil Pollution*, 1995, 85: 1665 - 1670.
- [17] MATSON P A, MCDOWELL W H, TOWNSEND A R, et al. The globalization of deposition: ecosystem consequences in tropical environments [J]. *Biogeochemistry*, 1999, 46: 67 - 83.
- [18] 方运霆, 莫江明, 周国逸. 离子交换树脂袋法研究森林土壤硝态

- 氮及其对氮沉降增加的响应[J]. 生态环境, 2005, 14(4): 483 - 487.
- FANG Yunting, MO Jiangming, ZHOU Guoyi. Response of soil $\text{NO}_3\text{-N}$ to N additions in Dinghushan forests: assessed by ion-exchange resin bag method [J]. Ecology and Environment, 2005, 14(4): 483 - 487.
- [19] 肖辉林, 卓慕宁, 万洪富. 大气 N 沉降的不断加对森林生态系统的影响[J]. 应用生态学报, 1996, 7(sup.): 110 - 116.
- XIAO Huilin, ZHOU Muning, WAN Hongfu. Effects of increased deposition of atmospheric nitrogen on forest ecosystem [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 1996, 7(sup.): 110 - 116.
- [20] MATSON P, LOHSE K A, HALL S J. The globalization of nitrogen deposition: consequences for terrestrial ecosystems [J]. Ambio, 2002, 31(2): 113 - 119.
- [21] STEVENS C J, DISE N B, MOUNTFORD J O, et al. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands [J]. Science, 2004, 303: 1876 - 1879.
- [22] BERG B, MATZNER E. Effects of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest systems [J]. Environmental Review, 1997, 5: 1 - 25.
- [23] RABALAIS N. Nitrogen in aquatic ecosystems [J]. Ambio, 2002, 31:102 - 112.
- [24] TNRNER R E, RABALAIS N N. Changes in Mississippi River water quality this century [J]. BioScience, 1991, 41: 140 - 147.
- [25] ABER J D, NADELHOFFER K J, STEUDLER P, et al. Nitrogen saturation in northern forest ecosystem: hypothesis and implications [J]. BioScience, 1989, 39: 378 - 386.
- [26] BRIMLECOMBE P, STEADMAN D H. Historical evidence for a dramatic increase in the nitrate component of acid rain [J]. Nature, 1982, 298: 460 - 461.
- [27] HOWART R W, BILLEN G R, SWANEY D, et al. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences[J]. Biogeochemistry, 1996, 35: 75 - 139.
- [28] DALTON H, BRAND-HARDY R. Nitrogen: the essential public enemy [J]. Journal of Applied Ecology, 2003, 40:771 - 781.
- [29] FRINK C R, WAGGONER P E, AUSUBEL J H. Nitrogen fertilizer: retrospect and prospect [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 1999, 96: 1175 - 1180.
- [30] FIXEN P E, WEST F B. Nitrogen fertilizers: meeting contemporary challenges [J]. Ambio, 2002, 31(2):169 - 175.
- [31] GUNDERSEN P, EMMETT B A, KJONAAS O J, et al. Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forest: a synthesis of NITREX data [J]. Forest Ecology and Management, 1998, 101: 37 - 55.
- [32] WRIGHT R F, RASMUSSEN L. Introduction to the NITREX and EXMAN projects [J].Forest Ecology and Management, 1998, 101: 1 - 7.
- [33] 方运霆, 莫江明, GUNDERSEN P, 等. 森林土壤氮素转换及其对氮沉降的响应[J]. 生态学报, 2004, 24(7): 1523 - 1531.
- FANG Yunting, MO Jiangming, GUNDERSEN P, et al. Nitrogen transformations in forest soils and its response to atmospheric nitrogen deposition: a review [J]. Acta Ecologica Sinica, 2004, 24(7): 1523 - 1531.
- [34] 莫江明, 薛璟花, 方运霆. 鼎湖山主要森林植物凋落物分解及其对 N 沉降的响应[J]. 生态学报, 2004, 24(7):1413 - 1420.
- MO Jiangming, XUE Jinghua, FANG Yunting. Litter decomposition and its responses to simulated N deposition for the major plants of Dinghushan forests in subtropical China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2004, 24(7): 1413 - 1420.
- [35] MO J M, BROWN S, XUE J H, et al. Response of litter decomposition to simulated N deposition in disturbed, rehabilitated and mature forests in subtropical China [J]. Plant and Soil. 2005, (in press).
- [36] 薛璟花, 莫江明, 李炯, 等. 氮沉降增加对土壤微生物的影响[J]. 生态环境, 2005,14(5): 777 - 782.
- XUE Jinghua, MO Jiangming, LI Jiong, et al. Effects of nitrogen deposition on soil microorganism [J]. Ecology and Environment, 2005,14(5): 777 - 782.
- [37] MATTHEWS E. Nitrogenous fertilizers: global distribution of consumption and associated emissions of nitrous oxide and ammonia [J]. Global Biogeochemical Cycles, 1994, 8: 411 - 439.

Reactive nitrogen increasing: A threat to our environment

FANG Hua^{1,2,3}, MO Jiangming¹

1. South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China;

2. Guangzhou Institute of Geography, Guangzhou 510070, China;

3. The Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China

Abstract: Being one of the important issues of global change, elevated reactive nitrogen has been increasingly concerned worldwide. Human activities such as fossil fuel combustion, nitrogen fertilizer production and cultivation of nitrogen fixing crops are the main sources of reactive N. The elevation of reactive N is causing air pollution, increase of potent greenhouse gas N_2O concentration, forest degradation, soils and water acidification, etc. In this paper, based on available scientific knowledge we reviewed the elevation of reactive nitrogen and its effect on the environment. The review mainly includes the following three aspects: 1) the source of the reactive nitrogen; 2) the past and present production of reactive nitrogen; 3) the effects of reactive nitrogen on atmospheric environment and on various ecosystems (such as water, forest, soil, etc). In addition, the possible management measures for reducing reactive nitrogen production and its effect on environment are also proposed in this paper.

Key words: reactive nitrogen; pollution; environment; global change