DOI: 10.5846/stxb202009102356

杜子银, 蔡延江, 张斌, 洪江涛, 王小丹. 牲畜排泄物返还对草地土壤氮转化和氧化亚氮(N_2O)排放的影响研究进展. 生态学报, 2022, 42(1): 45-57.

Du Z Y, Cai Y J, Zhang B, Hong J T, Wang X D. Research progress on livestock excreta returning on soil nitrogen transformation and nitrous oxide emission in grasslands. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(1): 45-57.

牲畜排泄物返还对草地土壤氮转化和氧化亚氮(N_2O)排放的影响研究进展

杜子银^{1,2}, 蔡延江³, 张斌¹, 洪江涛², 王小丹^{2,*}

1 西华师范大学国土资源学院, 南充 637009

2 中国科学院、水利部成都山地灾害与环境研究所, 成都 610041

3 浙江农林大学环境与资源学院, 杭州 311300

摘要:牲畜排泄物返还被认为是草地的一种天然的施肥措施,也是草地养分归还的一种重要途径,对于维持土壤肥力和植被生产力具有十分重要的生态学意义。论述了放牧牲畜粪便和尿液自身降解及其氮素变化、粪尿返还对草地土壤氮转化和氧化亚氮(N_2O)排放的作用机制及影响效应,指出排泄物氮输入使粪尿斑块成为草地土壤氮转化和 N_2O 排放的活跃点,且不同排泄物类型、土壤理化特性和气候条件等使土壤氮素矿化、固持、硝化及反硝化等关键过程具有复杂性和差异性,进而导致不同类型草地生态系统 N_2O 排放对牲畜排泄物返还的响应不尽相同。建议未来在全球气候变化背景下,应加强草地牲畜排泄物-植被-土壤体系氮素生物地球化学循环过程的系统研究,进一步加深天然草地关键氮素转化过程和 N_2O 排放的微生物作用机制方面的认识,从而有助于为优化放牧牲畜排泄物的管理模式、制定科学合理的草地土壤养分调控策略和维持草地生态系统可持续发展提供科学有效的理论指导。

关键词:牲畜排泄物;氮转化;硝化作用;反硝化作用; N_2O 排放;草地生态系统

Research progress on livestock excreta returning on soil nitrogen transformation and nitrous oxide emission in grasslands

DU Ziyin^{1,2}, CAI Yanjiang³, ZHANG Bin¹, HONG Jiangtao², WANG Xiaodan^{2,*}

1 School of Land and Resources, China West Normal University, Nanchong 637009, China

2 Institute of Mountain Hazards and Environment, Chinese Academy of Sciences & Ministry of Water Resources, Chengdu 610041, China

3 College of Environmental and Resource Sciences, Zhejiang A & F University, Hangzhou 311300, China

Abstract: Livestock excreta deposition is considered as a natural fertilization measure in grassland and also an important pathway for the return of grassland nutrients, which may generate greatly ecological significance for the maintenance of soil fertility and vegetation productivity. In this study, we systematically elaborated the variation of nitrogen embedded within grazing livestock dung and urine patches during its natural decomposition, so as to investigate the possible functional mechanisms and influential effects of livestock dung and urine application on soil nitrogen transformation process and nitrous oxide (N_2O) emission. Results showed that livestock excreta nitrogen input made the grassland area covered by dung and urine to become an active point for soil nitrogen transformation and N_2O emission. Generally speaking, the degradation rate of livestock dung was slow and its nitrogen release usually lasts for a long time, which may generate a series of effects on the

基金项目:第二次青藏高原综合科学考察研究项目(2019QZKK0404);国家重点研发计划项目(2019YFD1100504);国家自然科学基金项目(41807109);西华师范大学一般培育项目(18B016)

收稿日期:2020-09-10; **网络出版日期:**2021-08-16

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wxd@imde.ac.cn

soil nitrogen transformation and N_2O emission in the natural grassland. On the contrary, livestock urine deposition would rapidly increase soil mineralized nitrogen content in a short period of time, thus may generate a certain of priming effect on nitrogen dynamic and its form transformation in soil profiles, which probably deeply change the soil available nitrogen contents and the microenvironment that related to N_2O emission. It is worth noting that the differences in dung and urine patch shape, physicochemical properties, degradation and nitrogen release characteristics would inevitably alter the soil redox condition, nitrogen content and its form features of grassland soil profiles in different degrees, which may cause the complicated temporal-spatial response of soil nitrogen migration and transformation processes and the microbial functional mechanism differences in N_2O generation and emission. In addition, the differences in excreta types, soil physicochemical properties, and climatic conditions would complicatedly influence the major processes of soil nitrogen mineralization, immobilization, nitrification and denitrification, and therefore resulted in differential response of N_2O emission in different grassland ecosystems. Scientific suggestions were put forward that more attentions should be paid to strengthening the systematic research on the nitrogen biogeochemical cycling in the faecal-vegetation-soil system of grassland under the background of climate change, in order to deeply improve the theoretical understanding of major nitrogen transformation process and microbial mechanism of N_2O production and emission in the natural grassland. The results would provide scientific and theoretical guidance for optimizing livestock excreta management models, and formulating reasonable regulation strategies of grassland soil nutrients, so as to maintain the sustainable development of grassland ecosystems.

Key Words: livestock excreta; nitrogen transformation; nitrification; denitrification; N_2O emission; grassland ecosystem

放牧是草地利用的主要方式之一,放牧牲畜不仅通过采食牧草和践踏土壤影响草地形态特征和物理结构^[1-2],还会通过畜体对营养物质的转化和排泄物返还改变土壤化学特性和养分物质循环,从而影响草地生态系统健康状况。作为放牧行为的主要表现形式之一,牲畜粪尿排泄是对草地的一种天然的施肥措施,也是草地养分归还的一种重要途径,对于维持土壤肥力和植被生产力具有十分重要的生态学意义^[3-4]。不容忽视的是,对于养分匮乏的脆弱且敏感的高寒天然草地生态系统而言,牲畜排泄物养分返还将显得尤为重要^[5-6]。

氮是牲畜粪便和尿液的重要组成元素,粪尿返还也是对草地土壤氮素迁移转化和生态系统生产力产生一系列直接或间接影响的重要作用方式^[7]。研究发现,放牧牲畜所取食植物氮中 75%—90% 会以排泄物形式返还到草地生态系统^[8-9],进而使排泄物斑块区域成为重要的氮转化活跃点和氧化亚氮(N_2O)排放源^[10-11]。一般而言,牲畜粪便中有机氮约占 90%^[12],粪便降解过程中氮素转化以有机氮矿化为主,粪便氮输入对土壤氮素动态及 N_2O 排放的影响持续周期长,且作用机制更为复杂;而尿液中的大部分氮素以尿素的形态存在,尿素快速水解可转化为铵态氮(NH_4^+-N)和硝态氮(NO_3^--N),供应植物生长的氮素需求,也可在适宜条件下发生硝化和反硝化作用,进而导致土壤 N_2O 排放^[13-14]。近年来,随着畜牧业的迅速发展与牲畜养殖规模不断扩大,大量牲畜排泄物归还改变了草地生态系统的物质循环,并引发了不容忽视的生态环境效应^[15]。此外,牲畜粪尿作为一种天然有机肥,其长期施加会在提高土壤氮素初级矿化-同化周转速率、刺激自养硝化作用和提高反硝化速率方面发挥积极作用,但过量施加也会增加氮损失风险^[16]。Bouwman 等^[17]指出,预计到 2050 年,全球草地牲畜排泄物氮输入量将达到 5200 万 t,较 1900 年增加约 3 倍,所导致的氨挥发和 N_2O 排放将分别增加约 9 倍和 3 倍。因此,深入探究牲畜粪尿返还对草地土壤氮素动态、关键氮转化过程和微生物作用机制及其对 N_2O 排放的贡献,并揭示氮素动态及转化在不同类型草地生态系统间的差异性,对于科学评估排泄物氮输入的生态环境效应进而优化排泄物管理策略模式等势在必行。目前,针对牲畜排泄物及其对草地生态系统环境影响效应的研究大多集中在排泄物斑块自身降解及沉积对土壤理化性质、生物学特性和温室气体排放等方面的理论探讨^[4-5,18-21],且草地土壤氮转化的相关研究普遍通过模拟氮沉降或氮添加等试验方式探究外源性氮输入对土壤氮矿化、硝化和反硝化等的影响^[22-24],而关于自然状态下不同类型及氮含量的排泄物返还对草地土壤氮素迁移转化过程及 N_2O 排放的作用机制尚不十分清晰明了。本文拟通过系统论述放牧牲畜

粪尿降解及其氮素转化规律,深入解析不同类型排泄物氮输入对草地土壤氮素形态及含量、氮素矿化、硝化和反硝化过程等的作用机制,阐明牲畜粪尿返还对放牧草地氮素生物地球化学循环的影响效应及其差异性,以期优化放牧牲畜排泄物的管理模式、制定科学合理的草地土壤养分调控策略和促进草地生态系统可持续发展等提供有益参考和理论指导。

1 牲畜排泄物降解及其氮素变化

放牧牲畜吸收利用的养分只占其消化量的很小一部分,其中大部分养分会以粪便和尿液形式返还到草地生态系统中。粪尿排泄物(尤其是尿液)中含有大量的氮,因此尿斑和粪斑沉积使得其成为重要的氮素转化的活跃点位^[25]。研究表明,牲畜以粪尿形式返还的氮大部分(约占 90%)为有机氮,通常要在动物和微生物等作用下转化为无机氮才能被植物有效吸收利用^[26]和进一步参与土壤氮转化过程^[27]。由于初始的牲畜粪便和尿液斑块氮素形态及含量较为不同,从而导致其降解过程中氮素释放特征和变化规律表现有一定差异^[28],进而可能引起草地土壤不同氮素形态、含量和氮转化过程的差异。因此,明确牲畜粪尿排泄物自身降解过程及其氮素变化特征是进一步解析其对草地土壤氮素动态、氮转化过程和 N_2O 排放影响和作用机制的前提,有助于从排泄物氮素输入环节探究其对草地土壤氮素有效性及氮转化过程的贡献(图 1)。总体而言,牲畜粪尿自身氮素过程主要包括 4 个方面,即氮的矿化、氨化、硝化和反硝化^[29]。

1.1 氮的矿化作用

氮的矿化是指有机氮在土壤动物和微生物作用下逐渐转化为无机态氮(主要是 $\text{NH}_4^+\text{-N}$),供植物吸收利用的过程^[26,30],主要途径包括蛋白质的氨化、氨基酸糖和多聚体的氨化、核酸物质的脱氮等^[31]。由于牲畜粪尿有机氮形态不同,导致其氮素矿化特征具有明显的差异^[28]。一般而言,由于粪便木质素比例较高^[32],会导致其矿化速率慢,持续时间长^[33-34]。粪便降解过程中有机氮矿化是氮转化的初始环节,矿化速率能调控可供植物吸收利用、降水淋溶和进一步发生硝化和反硝化作用的无机氮量。Haynes 和 Williams^[33]及 Underhay 和 Dickinson^[35]指出,氮素矿化初期大量氨气(NH_3)的挥发损失导致粪便降解的前 35 d 斑块氮浓度呈下降趋势,而矿化作用的进一步凸显可能导致其后降解过程中粪便氮含量的逐渐增加。胡道龙^[36]分析常用的猪粪和牛粪等有机肥的氮矿化特征发现,粪便降解中氮素矿化表现为 0—30 d 的快速矿化、30—60 d 的缓慢矿化以及 60 d 之后氮素矿化与固持保持动态平衡的阶段特点,且快速矿化阶段能够为植物提供一定的氮量,在此之后其供氮能力逐渐减弱。在室内培养条件下,不同有机肥氮矿化量和矿化率的动态变化存在明显差异^[37],其中氮矿化率在 29.1%—84.9%之间(变异系数为 67.4%),且猪粪与牛粪平均氮矿化累积量和矿化率无显著差异^[37]。与之不同的是,牲畜尿氮的矿化主要是尿素发生水解,且与牲畜粪便相比其氮素矿化速度快,持续时间长^[38-39]。研究发现,尿斑形成的最初 24 h 内尿素水解速度最快,且经过 3—4.7 h 的尿素水解程度将达到 50%^[39-40]。粪尿排泄物自身特性、生物和土壤等被认为是影响氮矿化作用的主导性因素^[29]。研究发现,粪便碳氮比(C/N)以及木质素/氮素比与氮矿化呈负相关关系^[41-43]。当 C/N 介于 25:1—30:1 时,矿化初期主要表现为无机氮的固持作用,随着降解时间的增长和矿化作用的持续进行才有部分无机氮被释放,而 C/N 低于 25:1 和高于 30:1 时则会分别导致净氮矿化的快速出现和无矿化氮的释放^[44]。草地土壤动物可促进粪便氮素矿化^[32,45-46],其中蚯蚓和粪食性动物的贡献可达到 64%—70%,且有土壤动物参与的氮素矿化较无动物的快 38%^[45]。草地土壤温湿度通过调节土壤通气性和微生物活性等也可影响氮矿化过程,且高温和相对干燥有利于粪便氮素矿化^[44,47]。另外,土壤干湿交替和 pH 值一定程度的升高能够改善土壤通气状况、增加有机物质的可溶性,从而为微生物生长繁殖提供更多的碳氮基质,并进一步促进其群落结构的变化进而有助于加快粪便氮素矿化^[48]。此外,Alef^[49]还指出,土壤微生物类型和群落结构与氮素矿化关系密切且具有一定的差异性,表现为细菌主要影响输入土壤的氮的矿化作用,而真菌对地表牲畜排泄物的降解和氮素矿化作用相对较为突出。

1.2 氮的氨化作用

氮的氨化作用是微生物分解有机氮释放 NH_3 的过程,也是大气中 NH_3 含量增加的重要原因^[50]。矿化过程中产生的大量 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和氢氧根(OH^-)有助于加速氮的氨化作用^[51]。由于氮含量及其组分不同,牲畜粪便和尿液氮的氨化作用特征差异较大,主要表现为粪便氮素氨化作用慢、持续时间长,而尿氮氨化作用快、持续时间短^[52]。随着排泄时间的增长,氨化速率会逐渐降低,这主要是由于粪便和尿液两种斑块形成初期 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度和 pH 值较高,适于氨化作用的快速发生,而随着硝化作用的进行粪斑 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量减少和 pH 降低会较大程度抑制氨化作用^[53]。此外,土壤有机质含量^[54—55]、阳离子交换量(CEC)^[55]与氨化作用速率呈负相关关系,而太阳辐射强度^[56]、高含量的植物凋落物量^[57]与氨化作用正相关。相比之下,土壤温度对氮素氨化作用影响明显,而土壤湿度除在极度干旱土壤条件以外对牲畜排泄物尤其是尿液中氮素氨化过程的影响不明显^[58],这主要是由于温度升高促进有机氮矿化和尿酶活性,进而加速 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的形成和扩散^[59]。

1.3 氮的硝化作用

氮的硝化作用是在好氧条件下主要由氨氧化微生物(氨氧化细菌(Ammonia Oxidizing Bacteria, AOB),氨氧化古菌(Ammonia Oxidizing Archaea, AOA))驱动,将 NH_3 或矿化产生的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 氧化为亚硝态氮($\text{NO}_2^-\text{-N}$)和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 并释放副产物 N_2O 和一氧化氮(NO)的过程^[27,60]。一般而言,硝化作用可分为自养硝化和异养硝化,而传统意义上主要是指自养硝化^[61]。自养硝化主要通过两个阶段完成^[62]:第一阶段是以 AOB 为主要驱动微生物,在氨单加氧酶(Ammonia monooxygenase, AMO)和羟胺氧化还原酶(Hydroxylamine oxidoreductase, HAO)催化下,将 NH_3 或 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 氧化成 $\text{NO}_2^-\text{-N}$;第二阶段是在亚硝酸盐氧化菌(Nitrite oxidizing bacteria, NOB)驱动和亚硝酸盐氧化还原酶(Nitrite oxidoreductase, NOR)催化下,将 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 进一步氧化成 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 。研究表明,草地土壤氮的硝化作用与其生态系统中氮素循环、植被生长和环境保护关系密切^[60—64]。温度、通气性、底物含量及微生物活性等是影响氮硝化过程的重要因素^[65—66],从而沉积排泄物自身降解过程及氮素释放特征。研究发现,每 mol 的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 经硝化过程产生的 2 mol 氢离子(H^+)是导致粪斑和尿斑 pH 下降并发生一定程度酸化的主要原因^[33,67]。牲畜粪便降解缓慢,有机氮矿化往往持续较长的时间,从而在客观上为硝化作用的持续发生提供了长期的作用底物。与之不同的是,尿液尿素水解通常约在 3 d 内快速完成,而硝化作用存在明显的时滞现象,往往在一周后产生显著作用^[66]。此外,温度作为影响排泄物硝化过程的重要因素^[68],低温可能导致与硝化过程有关的微生物和酶活性较低,从而不利于硝化作用的顺利进行和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的形成,这使得粪便斑块通常出现 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 累积现象。另外,硝化作用是需氧过程^[66],粪便排泄会在短期内造成粪便斑块下氧气含量降低,可能抑制粪斑与土壤接触面的硝化作用的进行。Smith^[69]认为,硝化作用氧气含量的临界值为 10%—17%,当土壤氧气含量低于临界范围时会抑制硝化过程,而高于临界范围时会促进硝化过程的进行。由此可见,土壤氧浓度与硝化速率间总体上呈一定的正相关关系。除此之外,底物和产物浓度过高也会对硝化过程产生抑制作用^[70],其中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 对硝化作用的抑制主要源自于产生的 NH_3 对硝化细菌有毒害作用^[70],而高浓度产物($\text{NO}_3^-\text{-N}$)主要会抑制亚硝酸菌和硝酸菌的生长^[66],进而阻碍硝化过程的进行。

1.4 氮的反硝化作用

氮的反硝化作用是在厌氧环境条件下,由反硝化微生物驱动,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)以及氧化亚氮还原酶(Nitrous oxide reductase, N_2OR)催化下^[61], $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 被还原为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、NO、 N_2O 和氮气(N_2)的过程,是与硝化作用相反的过程,也是氮素损失和活性氮转变成惰性氮(N_2)的一个重要途径^[27]。反硝化作用通常包括生物反硝化和化学反硝化,且主要以反硝化细菌主导的生物反硝化过程更为重要^[61]。Wrage 等^[64]认为,大多数反硝化微生物是异养型的兼性厌氧细菌,异养反硝化细菌在有氧条件下进行有氧呼吸,不发生反硝化作用;但在厌氧条件下会以有机碳为电子供体,氮氧化物为电子受体,发生电子传递氧化磷酸化作用。Knowles^[71]研究发现,氮素反硝化作用存在明显的时滞现象,尿斑形成 25 d 所发生反硝化的氮含量低于 2%,但之后时滞效应减

弱,反硝化作用增强且在较短时间内即可完成反硝化过程^[71]。牲畜粪便降解中反硝化作用则通常受底物浓度(可利用碳、氮含量)、厌氧环境、土壤质地、温度、pH 和微生物群落及其活性等的复杂影响^[29]。总体而言,土壤可利用有机碳既是反硝化微生物呼吸作用的底物,也是其生长的重要基质,能直接影响其生长和繁殖过程从而对反硝化作用产生影响^[29,40]。粪尿施加可使草地土壤有机碳含量大幅增加,这不仅能为异养反硝化微生物提供相对充足的碳源和能源,还可通过消耗大量的氧气而进一步促使土壤厌氧环境的形成^[72]。研究表明^[29],牲畜排泄物中氮素反硝化作用的临界充气孔隙度为 11%—14%,高于此范围时反硝化可受到抑制,且适宜于反硝化发生的土壤充水孔隙度(WFPS)为 65%—90%,低于此临界范围时反硝化同样受到抑制。然而,Ryden 等^[73]研究几种不同质地土壤的含水量、氧气含量及其与排泄物反硝化速率的关系发现,土壤水分、氧含量等并不明显反映反硝化的差异,而土壤质地可能是影响牲畜排泄物反硝化作用的关键。另外,反硝化作用可在 0—75 ℃ 范围内进行,但温度低于 10 ℃ 时反硝化速率很低^[74],一般在 65 ℃ 时达到最大速率,之后会呈现下降趋势^[75]。土壤 pH 与反硝化作用密切相关,当 pH<4 或 pH>8 时反硝化作用都会受到抑制,而介于 6—8 之间时反硝化速率受到影响较小^[28,74],土壤 pH 大小与 N_2O/N_2 比例具有显著的负相关关系。另外,与反硝化细菌相比,反硝化真菌对氧气(O_2)浓度的适应范围相对更大,但过量 O_2 都会抑制其反硝化作用发生^[76]。然而,与反硝化细菌一样,反硝化古菌也能通过异化还原作用促使反硝化作用发生,但细菌和古菌的反硝化酶基因及其结构和调控机理方面具有一定的差异^[77]。除此之外,牲畜类型,排泄物物理形状,化学组成,以及区域气温和降水等也可能是调控其反硝化作用速率的重要因素,需要在未来的研究中给予更多关注。

图 1 牲畜粪尿自身氮素过程及其对土壤内部系统氮转化关键过程的影响示意图

Fig.1 Schematic diagram illustrating the livestock excretion nitrogen process and its effects on nitrogen transformation in soil system

2 牲畜粪尿返还对草地土壤氮转化过程的影响

在草地生态系统中,氮的生物地球化学循环主要包括氮素向生态系统输入和从生态系统输出的外循环过程,以及氮素化学形态的转变和在系统中不同库之间迁移的内循环过程^[7]。其中,氮的矿化、固持、硝化、反硝化、牲畜排泄物返还以及植物氮吸收等被认为是氮素内循环过程的重要体现^[78]。通常,牲畜粪便排泄到地表,在降水、淋溶、粪食性动物活动等作用进入土壤中,通过对土壤微生物活性和生物量、微生物功能基因丰度、微生物数量和群落结构等产生重要影响从而调控土壤相关氮素转化过程^[4];而尿液排泄物输入草地土壤则可能通过快速改变土壤氮素供应和氧化还原条件从而影响土壤内部氮素迁移转化(图 1)。

2.1 对土壤氮矿化和固持的影响

土壤自身氮矿化是土壤有机氮在微生物作用下转化为无机氮的生物化学过程,决定着土壤氮的可利用性^[79]。对草地生态系统而言,氮是植物生长的限制性元素,土壤有机氮矿化率高、矿化氮含量的增加会使可供植物吸收利用的氮相对较为丰富。氮的固持主要指矿化作用生成的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和一些简单的氨基态氮被微生物与植物同化吸收的过程,以及部分 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 被粘土矿物固定的过程^[7]。研究表明,牲畜排泄物作为草地土壤重要的氮素来源,粪尿氮素施加会改变土壤氮素动态和微生物过程,从而影响土壤氮矿化、固持及其氮素有效性^[80]。

针对丹麦多年生草场和英国永久性牧场等的研究表明,牲畜粪便或尿液施加通过增加土壤有效碳供给和增强微生物活性促进了土壤氮素矿化,且矿化速率的变化可能与排泄物类型、时间尺度和季节性差异等关系密切^[81—84]。Barrett 和 Burke^[85] 通过在美国半干旱草原沿温度梯度采样的研究发现,土壤净氮矿化和总氮固持随土壤有机碳含量增加而升高,且氮固持与碳矿化间显著正相关,进一步表明活跃的微生物群落和易矿化有机质的可利用性有助于促进氮的快速稳定^[85]。排泄物沉积会通过增加碳的有效性和微生物活性从而增强土壤自身氮的总矿化和微生物的氮固持作用^[85]。而且,牲畜粪便施加后总氮固持量的增加可能大于总氮矿化量的增量,从而使得粪便处理的土壤表现为净氮固持^[84]。Yoshitake 等^[21] 在日本寒温带草地的研究发现,牛粪施加增加了土壤矿化氮含量,且以增加 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量为主,但牛粪矿化氮输入量和土壤自身氮矿化量两条途径对土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量增量的贡献大小认识还不甚清楚。胡道龙^[36] 认为,施入常用的牛粪有机肥具有正“激发效应”,表现为促进土壤氮素矿化,从而对土壤自身氮矿化量、供氮潜力以及植物吸收氮的来源和含量等产生影响。与之类似的,邹亚丽^[23] 在对氮沉降响应敏感的黄土高原典型草原开展的研究表明,土壤全氮对氮沉降的响应具有时间累积效应,且氮处理浓度增加导致表层 0—10 cm 和 10—20 cm 土层氮矿化潜势线性升高,但该氮处理形式未改变氮矿化的季节模式且均表现为夏季明显高于秋季^[23]。

此外,由于牲畜尿液排泄后能够迅速渗透进入土壤,而粪便完全分解进入土壤往往需要很长一段时间^[86],因此对于牲畜粪便和尿液施加对土壤氮矿化和固持影响的时间效应(短期和长期等)如何则需要进行分类评估。例如,Sordi 等^[11] 在亚热带巴西牧场的研究发现,牛尿施加 1 d 后土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量达到最大值(200—250 mg/kg),而牛粪施加后的 10—14 d 土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量才达到最大值(100—200 mg/kg);与之相对的,土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量分别在牛尿施加后的 23—26 d 达到峰值(40—50 mg/kg),而在牛粪施加后的 19—50 d 达到峰值(40—50 mg/kg),表明牛粪作用下的土壤矿化氮含量变化与牛尿输入相比相对较为滞后^[11],这可能与牛粪自身降解缓慢和氮素释放速率较低密切相关。此外,Antil 等^[83] 发现,牛粪处理通过增加可利用有效碳和增强微生物活性,使得生长季 7—9 月土壤净氮矿化速率较高,这与 Lovell 和 Jarvis^[87] 在英国西南部永久性牧场的研究结果较为类似。由此可见,牲畜粪便和尿液自身氮含量和形态将不同程度改变土壤矿化氮的含量、有效性和微生物活性,从而可能导致土壤氮矿化和固持作用的差异性响应。

2.2 对土壤氮硝化和反硝化的影响

对于草地生态系统而言,牲畜粪尿施加可能通过调控土壤 pH、含水量、通气性、矿化氮和有效碳含量以及微生物活性等从而改变土壤硝化和反硝化速率,进而影响土壤氮素有效性、植被氮吸收量和氮素生物地球化学循环过程(图 1)。

Carter^[88] 及 Hartmann 等^[82] 研究指出,牲畜排泄物施加会增加可利用 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的含量,刺激硝化作用首要步骤的发生,从而增强土壤硝化作用。这可能主要与粪尿施加增加 AOB 丰度,而 AOA 丰度未受到显著影响甚至降低等因素有关。有研究则认为,在高氮含量的土壤中,硝化作用中 AOB 通常贡献更为突出;而 AOA 在低氮含量土壤的硝化作用中可能贡献更显著^[89—91]。刘红梅^[22] 通过在内蒙古贝加尔针茅草原建立的长期模拟氮沉降试验研究发现,外源性氮素添加促进了土壤硝化作用,但对于土壤氨化作用具有抑制效应。当氮添加量低于 $200 \text{ kg N hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 时有利于固氮菌生长,而高氮添加显著提高了 AOB 基因丰度,降低了 AOA 基因丰度。此外,Shand 等^[92] 发现,施加天然羊尿处理的土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量明显低于合成羊尿处理,可能在一定程度

上表明天然羊尿中有机化合物(如:马尿酸)促进了硝化作用发生从而导致 NH_4^+-N 底物含量降低。而且,施加等体积的合成羊尿和天然羊尿对土壤的影响有所差异,主要表现为天然羊尿施加有助于增加土壤溶液中可溶性有机碳(DOC)、 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 等浓度,但其增幅明显小于合成羊尿处理。

研究表明,尿液沉积会在短期内通过增加土壤含水量、 NO_3^--N 含量和可利用碳的有效性等显著增强反硝化速率^[88]。Cai 等^[27]指出,尿液沉积对反硝化功能基因 *narG* 的丰度影响不大,但对 *nirS*、*nirK* 和 *nosZ* 基因丰度可能表现为无影响或者增加其丰度,且 Philippot 等^[93]认为尿液施加对这些功能基因的实际影响效应主要取决于土壤条件。与之类似的,牲畜粪便施加可能通过增加碳的有效性和减少 O_2 含量等增强厌氧环境,从而增强反硝化微生物活性和反硝化作用速率^[94-95],但关于其是否对反硝化功能基因 *narG*、*nirS*、*nirK* 和 *nosZ* 丰度产生影响,以及反硝化作用和 N_2O 排放的变化规律如何的认识还不是十分清楚。此外,刘红梅^[22]开展的模拟氮沉降试验发现,高氮添加显著降低了 *nirK* 基因丰度,且对于 AOB 主导的氨氧化过程具有促进作用,而反硝化微生物功能基因丰度的降低促进了氨氧化产物的积累,表现为增加了土壤硝酸盐含量^[22]。这与刘碧荣等^[24]在内蒙古多伦县弃耕 10 余年草地的氮添加试验研究结果部分一致,即氮素添加显著提高了土壤总硝化速率,但对总氨化速率无显著影响。总体而言,牲畜粪尿氮素输入对土壤硝化和反硝化具有不同程度的促进作用,且草地类型、粪尿氮素形态及含量、土壤氮素动态及氧化还原条件、微生物群落结构及其活性等的不同被认为是导致土壤硝化和反硝化速率复杂变化的主要原因。

3 牲畜粪尿返还对草地土壤 N_2O 排放的影响

牲畜排泄物作用下的土壤 N_2O 排放主要来源于粪尿 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 大量输入,从而促进好氧土壤的硝化作用和厌氧条件下的反硝化作用^[20,96-98],且排放通量通常受土壤温度、通气性、含水量和气候条件等非生物因子的调控,也可受到排泄物无机氮输入、土壤自身或粪便氮的矿化和固持作用、植物氮吸收、氨挥发作用下矿化氮的有效性等的影响^[27]。Oenema 等^[99]指出,在放牧牲畜和植被复合系统中,牲畜通过采食摄取的氮约有 5%—30%会转化为畜产品,而 70%—95%的氮会通过粪尿排泄物返还到牧草地中,这会导致 0—2%的氮以 N_2O 的形式排放,另外 50%—90%的氮则会直接返还到土壤中,参与土壤氮素转化与 N_2O 排放。在 2000 年估算的全球牲畜排泄物的 N_2O 累积排放量达 1.5 Tg N_2O-N ,其中源自放牧牲畜排泄物的 N_2O 排放是其最大的来源,约占 41%^[99](图 2)。另据 Bouwman 等^[17]估算,全球草地牲畜排泄物氮输入量将从 1900 年的 1400 万 t 增加到 2050 年的 5200 万 t,所导致的 N_2O 排放将较 1900 年增加约 3 倍(图 3)。由此可见,牲畜排泄物氮输入无疑是草地生态系统重要的氮素来源,并且可能对促进草地土壤 N_2O 排放和增加大气 N_2O 浓度等方面产生不容忽视的潜在影响。

Yamulki 等^[100]发现,英国放牧草地的牲畜排泄物斑块是重要的 N_2O 排放源,且牛尿处理的土壤 N_2O 排放量显著高于牛粪处理。Wachendorf 等^[101]在德国放牧草地的研究表明,与对照相比,牛粪施加导致的 N_2O 排放增加量达 3.5 kg N/hm²,这与在芬兰草地的源自牛粪返还的 N_2O 排放量达 1.93 kg N/hm²的结果较为类似。与之不同的是,羊粪施加导致德国温带草地 N_2O 排放增加量达 0.10 kg N/hm²^[102],这种 N_2O 排放量的较大差异可能主要与牛粪和羊粪自身斑块形状和氮含量的不同有关。Allen 等^[13]通过开展田间和室内培养试验发现,牛粪和牛尿处理的土壤 N_2O 排放来源于硝化和反硝化的共同作用,且土壤排水良好较排水状况较差的具有更高的 N_2O 排放量,表明土壤排水不畅易增强深度反硝化作用,从而减少 N_2O 排放但增加 N_2 排放。

图 2 2000 年全球牲畜系统 N_2O 排放量

Fig.2 Global N_2O emission from animal wastes in 2000

数据来源于 Oenema 等^[99]估算

这与 Yamulki 等^[100]在英国放牧草地的研究结果部分类似,即反硝化作用是主导 N_2O 排放的主要过程,大量降水易增强土壤厌氧环境,促使土壤 N_2O 被反硝化微生物深度还原并减少其直接排放。此外, Sordi 等^[11]研究表明,牛尿处理的土壤冬季 N_2O 排放峰值与土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量峰值一致,而春季排放峰值与土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量峰值一致。与之不同的是,牛粪处理的土壤 N_2O 排放峰值无论在冬季还是春季主要表现为与土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量一致^[11],但关于是硝化作用还是反硝化作用主导土壤 N_2O 产生和排放的认识还有待进一步探究。研究也发现,随着牛尿施加量的增加,土壤 N_2O 排放系数逐渐降低,这可能主要是由于尿液施加后渗透进入深层土壤中,从而减少了表层土壤用于 N_2O 产排的氮含量比例^[11]。另外,牛粪处理的土壤 N_2O 平均排放系数(0.15%)低于牛尿处理(0.26%),这是因为尿液中的尿素氮比粪便中有机态氮更容易发生水解,从而有助于快速增加 N_2O 排放所需的氮素供应^[11]。Cai 等^[103]在藏北高寒草原开展的研究发现,牦牛粪便施加较藏绵羊粪便施加和对照处理具有更低的表土温度和更高的土壤含水量,且牛粪处理的土壤 N_2O 累积排放量(0.13 kg N/hm²)显著高于羊粪(0.05 kg N/hm²)和对照处理(0.04 kg N/hm²)。牛粪和羊粪处理下的土壤 N_2O 排放可能分别主要通过反硝化和硝化作用产生^[103]。与之类似的, Lin 等^[20]研究也发现,海北高寒草甸的牦牛粪便和尿液施加较对照处理增加了土壤 N_2O 排放,且在两年的研究期内牛粪和牛尿施加下的土壤 N_2O 排放系数分别介于 0.2%—1.0%和 0.1%—0.9%之间,均明显低于联合国政府间气候变化专门委员会(Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC)提出的 2%的缺省值^[104],这与 Cai 等^[103]在藏北高原的野外研究结果类似。此外, Cai 和 Akiyama^[25]总结已有研究结果指出,不同季节的牲畜粪其 N_2O 排放系数表现也各不相同,其中夏季和秋季排泄的粪便斑块 N_2O 排放系数(0.06%—0.56%)总是高于春季和冬季(0—0.15%)排泄的粪便,而且羊粪斑块夏季的 N_2O 排放系数表现为显著高于其在春季的排放系数。

除此之外,与牲畜粪便相比,牲畜尿液具有较高的氮含量和含水量,且新鲜尿液温度与牲畜体温相当,尿液渗透进入土壤可迅速增加土壤有效氮供应和改变土壤氧化还原环境等,该典型现象往往导致对草地土壤 N_2O 排放有一定程度的激发效应,使尿液施加后短期内出现 N_2O 的大量排放。例如, Sordi 等^[11]研究发现,土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量分别在牛尿施加 1 d 和 23 d 后达到最大值,表明牛尿中尿素快速水解直接增加了土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量,而增加的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 逐渐被硝化过程氧化可能是土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量缓慢增加的主要原因。土壤 N_2O 排放峰值分别出现在冬季土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量最高和春季土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量最高时,表明土壤矿化氮含量与 N_2O 排放具有密切关系^[11]。此外, Byrnes 等^[105]在哥伦比亚热带草地的研究发现,氮输入量为 1230 kg N/hm² 的新鲜牛尿施加增加了土壤 N_2O 排放,且草地不同植被类型的土壤 N_2O 排放量为 320—800 g N/hm²。Baral 等^[106]在丹麦草场的研究也指出,经过 2 °C 低温储存的牛尿氮输入量为 608 kg N/hm²,尿液施加 28 d 后土壤 N_2O 累积排放量达到 310 g N/hm²,较对照显著增加了土壤 N_2O 排放。Barneze 等^[107]在巴西热带多年生草地的研究也证实,氮输入量为 859 kg N/hm² 的牛尿施加促进了草地土壤 N_2O 排放,且体积为 1 L 的尿液在施加 30 d 后土壤 N_2O 累积排放量高达 1690 g N/hm²。由此可见,牛尿自身温度和氮输入量与土壤 N_2O 排放关系密切,温度和氮输入量高可能导致土壤 N_2O 排放通量更大。Ma 等^[96]在内蒙古温带草地的研究指出,尿氮含量为 180 kg N/hm² 的羊尿施加促进了生长季土壤 N_2O 排放,经过 65 d 处理后的土壤 N_2O 累积排放量较对照高 3 倍,表明羊尿氮施加导致的土壤 N_2O 排放增加对内蒙古草原温室气体排放总量的贡献是不容忽视的,且

图3 草地排泄物氮量及 N_2O 排放量变化

Fig.3 Variation of nitrogen input and N_2O emission from grassland

数据来源于 Bouwman 等^[17]估算

具有更大氮输入量的牛尿施加产生的影响则可能更为突出。Lin 等^[20]在北海高寒草甸的研究发现,经过冷冻的氮输入量为 725 kg N/hm^2 的牦牛尿液施加显著促进了土壤 N_2O 排放,且尿液处理的土壤 N_2O 排放量较对照处理高 2.58 倍。与之类似的,Cai 等^[108]通过培养试验发现,经过低温储藏的牦牛尿液施加可通过增加土壤 pH、DOC 和 NH_4^+-N 含量,促进了高寒草原土壤 N_2O 排放,但在 525 和 1050 kg N/hm^2 的氮输入水平下土壤 N_2O 排放无显著性差异。总体而言,牲畜尿液施加增加土壤 N_2O 排放已经得到普遍证实,但在特定的气候环境条件下尿液自身温度和氮含量差异对不同类型草地土壤 N_2O 排放影响效应的差异性还存在较大的未知和不确定性,仍需要在未来的研究工作中给予重点探究,从而有助于更为系统和全面地加深关于放牧牲畜排泄物及其返还特性对草地土壤氮素迁移转化及 N_2O 排放的影响效应和产生机制的理论认识,进而为创新和优化牲畜排泄物的管理模式,提高其氮素利用效率、维持草地生态系统生产力及其可持续发展提供理论指导。

4 结论与展望

放牧牲畜粪尿作为草地生态系统重要的氮素来源,在维持草地氮素平衡和植被生产力以及影响土壤 N_2O 排放等方面发挥着不容忽视的重要作用。牲畜粪便和尿液因其自身斑块形状、物理化学特性、降解过程和氮释放特性及其差异性等,导致其施加到草地土壤时会不同程度地改变土壤自身氧化还原条件、氮素含量及其形态特性,从而可能引起土壤氮转化关键过程及其 N_2O 排放微生物作用机制的差异性响应。未来的研究应重点关注:(1)气候变化背景下,草地生态系统不同类型牲畜排泄物降解过程与氮素释放规律之间的关系及影响因素;(2)牲畜粪便和尿液不同的氮素返还效率下,草地土壤氮素矿化、固持、硝化和反硝化等关键过程和 N_2O 排放的响应特性及微生物调控机制;(3)牲畜粪尿排泄物返还对于养分匮乏的脆弱草地生态系统氮素生物地球化学循环过程的影响效应及其对土壤 N_2O 排放的贡献和时空差异性,以期为深化放牧牲畜排泄物返还与草地生态系统氮素迁移转化关系的理论探究和科学评估区域至全球尺度不同类型排泄物返还的生态环境效应,进而优化排泄物管理策略模式提供有益参考和理论指导。

参考文献 (References):

- [1] 高英志, 韩兴国, 汪诗平. 放牧对草原土壤的影响. 生态学报, 2004, 24(4): 790-797.
- [2] Dadkhah M, Gifford G F. Influence of vegetation, rock cover, and trampling on infiltration rates and sediment production. Journal of the American Water Resources Association, 1980, 16(6): 979-986.
- [3] Aarons S R, O'Connor C R, Hosseini H M, Gourley C G P. Dung pads increase pasture production, soil nutrients and microbial biomass carbon in grazed dairy systems. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2009, 84(1): 81-92.
- [4] 何奕忻, 孙庚, 罗鹏, 吴宁. 牲畜粪便对草地生态系统影响的研究进展. 生态学杂志, 2009, 28(2): 322-328.
- [5] 杜子银, 蔡延江, 王小丹, 鲁旭阳, 鄢燕, 马星星. 牦牛和藏绵羊粪便降解过程中的养分动态变化. 山地学报, 2014, 32(4): 423-430.
- [6] 杜子银, 蔡延江, 王小丹, 张斌, 杜忠. 放牧牲畜粪便降解及其对草地土壤养分动态的影响研究进展. 生态学报, 2019, 39(13): 4627-4637.
- [7] 杨小红, 董云社, 齐玉春, 耿远波, 耿会立. 草地生态系统土壤氮转化过程研究进展. 中国草地, 2004, 26(2): 54-62.
- [8] Haynes R J, Williams P H. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. Advances in Agronomy, 1993, 49: 119-199.
- [9] Van Der Weerden T J, Luo J F, De Klein C A M, Hoogendoorn C J, Littlejohn R P, Rys G J. Disaggregating nitrous oxide emission factors for ruminant urine and dung deposited onto pastoral soils. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2011, 141(3/4): 426-436.
- [10] 宁瑞迪, 宋月青, 王岭. 家畜排泄物驱动的草地氧化亚氮释放及其影响因素. 草业科学, 2019, 36(11): 2775-2785.
- [11] Sordi A, Dieckow J, Bayer C, Albuquerque M A, Piva J T, Zanatta J A, Tomazi M, Da Rosa C M, De Moraes A. Nitrous oxide emission factors for urine and dung patches in a subtropical Brazilian pastureland. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2014, 190: 94-103.
- [12] Fukumoto Y, Osada T, Hanajima D, Haga K. Patterns and quantities of NH_3 , N_2O and CH_4 emissions during swine manure composting without forced aeration—effect of compost pile scale. Bioresource Technology, 2003, 89(2): 109-114.
- [13] Allen A G, Jarvis S C, Headon D M. Nitrous oxide emissions from soils due to inputs of nitrogen from excreta return by livestock on grazed grassland in the U.K. Soil Biology and Biochemistry, 1996, 28(4/5): 597-607.
- [14] Dixon E R, Laughlin R J, Watson C J, Hatch D J. Evidence for the production of NO and N_2O in two contrasting subsoils following the addition of

- synthetic cattle urine. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 2010, 24(5): 519-528.
- [15] Moe S R, Wegge P. Effects of deposition of deer dung on nutrient redistribution and on soil and plant nutrients on intensively grazed grasslands in lowland Nepal. *Ecological Research*, 2008, 23(1): 227-234.
- [16] 王敬, 程谊, 蔡祖聪, 张金波. 长期施肥对农田土壤氮素关键转化过程的影响. *土壤学报*, 2016, 53(2): 292-304.
- [17] Bouwman L, Goldewijk K K, Van Der Hoek K W, Beusen A H W, Van Vuuren D P, Willems J, Rufino M C, Stehfest E. Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900-2050 period. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2013, 110(52): 20882-20887.
- [18] 姜世成, 周道玮. 牛粪堆积对草地影响的研究. *草业学报*, 2006, 15(4): 30-35.
- [19] Cai Y J, Wang X D, Ding W X, Tian L L, Zhao H, Lu X Y. Potential short-term effects of yak and Tibetan sheep dung on greenhouse gas emissions in two alpine grassland soils under laboratory conditions. *Biology and Fertility of Soils*, 2013, 49(8): 1215-1226.
- [20] Lin X W, Wang S P, Ma X Z, Xu G P, Luo C Y, Li Y N, Jiang G M, Xie Z B. Fluxes of CO₂, CH₄, and N₂O in an alpine meadow affected by yak excreta on the Qinghai-Tibetan plateau during summer grazing periods. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41(4): 718-725.
- [21] Yoshitake S, Soutome H, Koizumi H. Deposition and decomposition of cattle dung and its impact on soil properties and plant growth in a cool-temperate pasture. *Ecological Research*, 2014, 29(4): 673-684.
- [22] 刘红梅. 氮沉降对贝加尔针茅草原土壤碳氮转化及微生物学特性的影响[D]. 北京: 中国农业科学院, 2019.
- [23] 邹亚丽. 氮沉降对典型草原土壤氮组分及氮矿化过程的影响及机制[D]. 兰州: 兰州大学, 2015.
- [24] 刘碧荣, 王常慧, 张丽华, 董宽虎. 氮素添加和对割对内蒙古弃耕草地土壤氮矿化的影响. *生态学报*, 2015, 35(19): 6335-6343.
- [25] Cai Y J, Akiyama H. Nitrogen loss factors of nitrogen trace gas emissions and leaching from excreta patches in grassland ecosystems; a summary of available data. *Science of the Total Environment*, 2016, 572: 185-195.
- [26] Brouwer J, Powell J M. Increasing nutrient use efficiency in West-African agriculture; The impact of micro-topography on nutrient leaching from cattle and sheep manure. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 1998, 71(1/3): 229-239.
- [27] Cai Y J, Chang S X, Cheng Y. Greenhouse gas emissions from excreta patches of grazing animals and their mitigation strategies. *Earth-Science Reviews*, 2017, 171: 44-57.
- [28] Bathurst N O, Mitchell K J. The effect of urine and dung on the nitrogen mineralization on pastures. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 1982, 23: 540-552.
- [29] 刘忠宽, 汪诗平, 韩建国, 陈佐忠, 王艳芬. 放牧家畜排泄物 N 转化研究进展. *生态学报*, 2004, 24(4): 775-783.
- [30] Herman W A, McGill W B, Dormaar J F. Effects of initial chemical composition on decomposition of roots of three grass species. *Canadian Journal of Soil Science*, 1977, 57(2): 205-215.
- [31] Zaman M, Di H J, Cameron K C. A field study of gross rates of N mineralization and nitrification and their relationships to microbial biomass and enzyme activities in soils treated with dairy effluent and ammonium fertilizer. *Soil Use and Management*, 1999, 15(3): 188-194.
- [32] Lupwayi N Z, Haque I. Leucaena hedgerow intercropping and cattle manure application in the Ethiopian highlands-I. Decomposition and nutrient release. *Biology and Fertility of Soils*, 1999, 28(2): 182-195.
- [33] Haynes R J, Williams P H. Changes in soil solution composition and pH in urine-affected areas of pasture. *Journal of Soil Science*, 1992, 43(2): 323-334.
- [34] Sorensen P. Short-term nitrogen transformations in soil amended with animal manure. *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, 33(9): 1211-1216.
- [35] Underhay V H S, Dickinson C H. Water, mineral and energy fluctuations in decomposing cattle dung pats. *Grass and Forage Science*, 1978, 33(3): 189-196.
- [36] 胡道龙. 畜禽粪便及污泥氮素矿化研究[D]. 北京: 中国科学院研究生院, 2008.
- [37] 周博, 高佳佳, 周建斌. 不同种类有机肥碳、氮矿化特性研究. *植物营养与肥料学报*, 2012, 18(2): 366-373.
- [38] Floate M J S. Decomposition of organic materials from hill soils and pastures; II. Comparative studies on the mineralization of carbon, nitrogen and phosphorus from plant materials and sheep faeces. *Soil Biology and Biochemistry*, 1970, 2(3): 173-185.
- [39] Carran R A, Ball P R, Theobald P W, Collins M E G. Soil nitrogen balances in urine-affected areas under two moisture regimes in Southland. *New Zealand Journal of Experimental Agriculture*, 1982, 10(4): 377-381.
- [40] Whitehead D C, Raistrick N. Nitrogen in the excreta of dairy cattle; changes during short-term storage. *The Journal of Agricultural Science*, 1993, 121(1): 73-81.
- [41] Frankenberger Jr W T, Abdelmagid H M. Kinetic parameters of nitrogen mineralization rates of *Leguminous* crops incorporated into soil. *Plant and Soil*, 1985, 87(2): 257-271.
- [42] Hassink J. Effect of grassland management on N mineralization potential, microbial biomass and N yield in the following year. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 1992, 40(2): 173-185.

- [43] Wedin D A, Tilman D. Species effects on nitrogen cycling: a test with perennial grass. *Oecologia*, 1990, 84(4): 433-441.
- [44] Bengtsson G, Bengtson P, Månsson K F. Gross nitrogen mineralization-, immobilization-, and nitrification rates as a function of soil C/N ratio and microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, 35(1): 143-154.
- [45] Esse P C, Buerkert A, Hiernaux P, Assa A. Decomposition of and nutrient release from ruminant manure on acid sandy soils in the Sahelian zone of Niger, West Africa. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2001, 83(1/2): 55-63.
- [46] Tyson S C, Cabrera M L. Nitrogen mineralization in soils amended with composted and uncomposted poultry litter. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 1993, 24(17/18): 2361-2374.
- [47] Stanford G, Epstein E. Nitrogen mineralization-water relations in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 1974, 38(1): 103-107.
- [48] Haynes R J. The decomposition process; mineralization, immobilization, humus formation, and degradation//Haynes R J, ed. *Mineral Nitrogen in the Plant-Soil System*. London: Academic Press, 1986: 52-126.
- [49] Alef K, Beck T, Zelles L, Kleiner D. A comparison of methods to estimate microbial biomass and N-mineralization in agricultural and grassland soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 1988, 20(4): 561-565.
- [50] Ross C A, Jarvis S C. Measurement of emission and deposition patterns of ammonia from urine in grass swards. *Atmospheric Environment*, 2001, 35(5): 867-875.
- [51] Hatch D J, Jarvis S C, Dollard G J. Measurements of ammonia emission from grazed grassland. *Environmental Pollution*, 1990, 65(4): 333-346.
- [52] Petersen S O, Sommer S G, Aaes O, Sørensen K. Ammonia losses from urine and dung of grazing cattle: effect of N intake. *Atmospheric Environment*, 1998, 32(3): 295-300.
- [53] Sommer S G, Sherlock R R. pH and buffer component dynamics in the surface layers of animal slurries. *The Journal of Agricultural Science*, 1996, 127(1): 109-116.
- [54] Stevens R J, Laughlin R J, Frost J P. Effect of acidification with sulphuric acid on the volatilization of ammonia from cow and pig slurries. *The Journal of Agricultural Science*, 1989, 113(3): 389-395.
- [55] O'toole P, McGarry S J, Morgan M A. Ammonia volatilization from urea-treated pasture and tillage soils: effects of soil properties. *Journal of Soil Science*, 1985, 36(4): 613-620.
- [56] Brunke R, Alvo P, Schuepp P, Gordon R. Effect of meteorological parameters on ammonia loss from manure in the field. *Journal of Environmental Quality*, 1988, 17(3): 431-436.
- [57] Fenn L B, Malstrom H L, Wu E. Ammonia losses from surface-applied urea as related to urea application rates, plant residue and calcium chloride addition. *Fertilizer Research*, 1987, 12(3): 219-227.
- [58] McCarty G W, Bremner J M. Production of urease by microbial activity in soils under aerobic and anaerobic conditions. *Biology and Fertility of Soils*, 1991, 11(3): 228-230.
- [59] Rachhpal-Singh P H N. A model of ammonia volatilization from applied urea. III. Sensitivity analysis, mechanisms, and applications. *European Journal of Soil Science*, 1986, 37(1): 31-40.
- [60] Prinn R, Cunnold D, Rasmussen R, Simmonds P, Alyea F, Crawford A, Fraser P, Rosen R. Atmospheric emissions and trends of nitrous oxide deduced from 10 years of ALE-GAGE data. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 1990, 95(D11): 18369-18385.
- [61] 蔡延江, 丁维新, 项剑. 土壤 N_2O 和 NO 产生机制研究进展. *土壤*, 2012, 44(5): 712-718.
- [62] Kowalchuk G A, Stephen J R. Ammonia-oxidizing bacteria: a model for molecular microbial ecology. *Annual Review of Microbiology*, 2001, 55: 485-529.
- [63] Kaiser E A, Heinemeyer O. Temporal changes in N_2O -losses from two arable soils. *Plant and Soil*, 1996, 181(1): 57-63.
- [64] Wrage N, Velthof G L, Van Beusichem M L, Oenema O. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, 33(12/13): 1723-1732.
- [65] Ball R, Keeney D R, Thøebald P W, Nes P. Nitrogen balance in urine-affected areas of a New Zealand pasture. *Agronomy Journal*, 1979, 71(2): 309-314.
- [66] Monaghan R M, Barraclough D. Some chemical and physical factors affecting the rate and dynamics of nitrification in urine-affected soil. *Plant and Soil*, 1992, 143(1): 11-18.
- [67] Sherlock R R, Goh K M. Dynamics of ammonia volatilization from simulated urine patches and aqueous urea applied to pasture I. Field experiments. *Fertilizer Research*, 1984, 5(2): 181-195.
- [68] Thomas R J, Logan K A B, Ironside A D, Bolton G R. Transformations and fate of sheep urine-N applied to an upland U.K. pasture at different times during the growing season. *Plant and Soil*, 1988, 107(2): 173-181.
- [69] Smith K A. Greenhouse gas fluxes between land surfaces and the atmosphere. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 1990, 14(3): 349-372.

- [70] Anthonisen A C, Loehr R C, Prakasam T B S, Srinath E G. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal Water Pollution Control Federation*, 1976, 48(5): 835-852.
- [71] Knowles R. Denitrification. *Microbiological Reviews*, 1982, 46(1): 43-70.
- [72] Firestone M K. Biological denitrification//Stevenson F J, ed. *Nitrogen in Agricultural Soils*. Wisconsin: American Society of Agronomy, 1982: 289-326.
- [73] Ryden J C, Ball P R, Garwood E A. Nitrate leaching from grassland. *Nature*, 1984, 311(5981): 50-53.
- [74] 高永恒. 不同放牧强度下高山草甸生态系统碳氮分布格局和循环过程研究[D]. 北京: 成都: 中国科学院成都生物研究所, 2007.
- [75] 周寿荣. 放牧绵羊日采食量的研究. *中国畜牧杂志*, 1979, (4): 6-9.
- [76] Zhou Z M, Takaya N, Sakairi M A C, Shoun H. Oxygen requirement for denitrification by the fungus *Fusarium oxysporum*. *Archives of Microbiology*, 2001, 175(1): 19-25.
- [77] Cabello P, Roldan M D, Moreno-Vivián C. Nitrate reduction and the nitrogen cycle in archaea. *Microbiology*, 2004, 150(11): 3527-3546.
- [78] 陈佐忠, 汪诗平. 中国典型草原生态系统. 北京: 科学出版社, 2000: 228-246.
- [79] 王常慧, 邢雪荣, 韩兴国. 温度和湿度对我国内蒙古羊草草原土壤净氮矿化的影响. *生态学报*, 2004, 24(11): 2472-2476.
- [80] Bouwman A F, Boumans L J M, Batjes N H. Emissions of N_2O and NO from fertilized fields: summary of available measurement data. *Global Biogeochemical Cycles*, 2002, 16(4): 1058.
- [81] Ambus P, Petersen S O, Soussana J F. Short-term carbon and nitrogen cycling in urine patches assessed by combined carbon-13 and nitrogen-15 labelling. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2007, 121(1/2): 84-92.
- [82] Hartmann A A, Barnard R L, Marhan S, Niklaus P A. Effects of drought and N-fertilization on N cycling in two grassland soils. *Oecologia*, 2013, 171(3): 705-717.
- [83] Antil R S, Lovell R D, Hatch D J, Jarvis S C. Mineralization of nitrogen in permanent pastures amended with fertilizer or dung. *Biology and Fertility of Soils*, 2001, 33(2): 132-138.
- [84] Hatch D J, Lovell R D, Antil R S, Jarvis S C, Owen P M. Nitrogen mineralization and microbial activity in permanent pastures amended with nitrogen fertilizer or dung. *Biology and Fertility of Soils*, 2000, 30(4): 288-293.
- [85] Barrett J E, Burke I C. Potential nitrogen immobilization in grassland soils across a soil organic matter gradient. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32(11/12): 1707-1716.
- [86] Vadas P A, Aarons S R, Butler D M, Dougherty W J. A new model for dung decomposition and phosphorus transformations and loss in runoff. *Soil Research*, 2011, 49(4): 367-375.
- [87] Lovell R D, Jarvis S C. Effect of cattle dung on soil microbial biomass C and N in a permanent pasture soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 1996, 28(3): 291-299.
- [88] Carter M S. Contribution of nitrification and denitrification to N_2O emissions from urine patches. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39(8): 2091-2102.
- [89] Di H J, Cameron K C, Shen J P, Winefield C S, O'Callaghan M, Bowatte S, He J Z. Nitrification driven by bacteria and not archaea in nitrogen-rich grassland soils. *Nature Geoscience*, 2009, 2(9): 621-624.
- [90] Di H J, Cameron K C, Shen J P, Winefield C S, O'Callaghan M, Bowatte S, He J Z. Ammonia-oxidizing bacteria and archaea grow under contrasting soil nitrogen conditions. *FEMS Microbiology Ecology*, 2010, 72(3): 386-394.
- [91] Sterngren A E, Hallin S, Bengtson P. Archaeal ammonia oxidizers dominate in numbers, but bacteria drive gross nitrification in N-amended grassland soil. *Frontiers in Microbiology*, 2015, 6: 1350.
- [92] Shand C A, Williams B L, Dawson L A, Smith S, Young M E. Sheep urine affects soil solution nutrient composition and roots: differences between field and sward box soils and the effects of synthetic and natural sheep urine. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34(2): 163-171.
- [93] Philippot L, Čuhel J, Saby N P A, Chèneby D, Chroňáková A, Bru D, Arrouays D, Martin-Laurent F, Šimek M. Mapping field - scale spatial patterns of size and activity of the denitrifier community. *Environmental Microbiology*, 2009, 11(6): 1518-1526.
- [94] Saunders O E, Fortuna A M, Harrison J H, Cogger C G, Whitefield E, Green T. Gaseous nitrogen and bacterial responses to raw and digested dairy manure applications in incubated soil. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(21): 11684-11692.
- [95] Cui P Y, Fan F L, Yin C, Song A L, Huang P R, Tang Y J, Zhu P, Peng C, Li T Q, Wakelin S A, Liang Y C. Long-term organic and inorganic fertilization alters temperature sensitivity of potential N_2O emissions and associated microbes. *Soil Biology and Biochemistry*, 2016, 93: 131-141.
- [96] Ma X Z, Wang S P, Wang Y F, Jiang G M, Nyren P. Short - term effects of sheep excrement on carbon dioxide, nitrous oxide and methane fluxes in typical grassland of Inner Mongolia. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 2006, 49(3): 285-297.
- [97] Nielsen T H, Nielsen L P, Revsbech N P. Nitrification and coupled nitrification-denitrification associated with a soil-manure interface. *Soil Science Society of America Journal*, 1996, 60(6): 1829-1840.

- [98] Hynš J, Šimek M, Brůček P, Petersen S O. High fluxes but different patterns of nitrous oxide and carbon dioxide emissions from soil in a cattle overwintering area. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2007, 120(2/4): 269-279.
- [99] Oenema O, Wrage N, Velthof G L, Van Groenigen J M, Dolfing J, Kuikman P J. Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2005, 72(1): 51-65.
- [100] Yamulki S, Wolf I, Bol R, Grant B, Brumme R, Veldkamp E, Jarvis S C. Effects of dung and urine amendments on the isotopic content of N_2O released from grasslands. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 2000, 14(15): 1356-1360.
- [101] Wachendorf C, Lampe C, Taube F, Dittert K. Nitrous oxide emissions and dynamics of soil nitrogen under ^{15}N -labeled cow urine and dung patches on a sandy grassland soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2008, 171(2): 171-180.
- [102] Hoef I, Steude K, Wrage N, Veldkamp E. Response of nitrogen oxide emissions to grazer species and plant species composition in temperate agricultural grassland. *Agriculture, ecosystems & environment*, 2012, 151: 34-43.
- [103] Cai Y J, Wang X D, Tian L L, Zhao H, Lu X Y, Yan Y. The impact of excretal returns from yak and Tibetan sheep dung on nitrous oxide emissions in an alpine steppe on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 76: 90-99.
- [104] IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Cambridge: Cambridge University Press, 2001.
- [105] Byrnes R C, Núñez J, Arenas L, Rao I, Trujillo C, Alvarez C, Arango J, Rasche F, Chirinda N. Biological nitrification inhibition by *Brachiaria* grasses mitigates soil nitrous oxide emissions from bovine urine patches. *Soil Biology and Biochemistry*, 2017, 107: 156-163.
- [106] Baral K R, Thomsen A G, Olesen J E, Petersen S O. Controls of nitrous oxide emission after simulated cattle urine deposition. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2014, 188: 103-110.
- [107] Barneze A S, Mazzetto A M, Zani C F, Misselbrook T, Cerri C C. Nitrous oxide emissions from soil due to urine deposition by grazing cattle in Brazil. *Atmospheric Environment*, 2014, 92: 394-397.
- [108] Cai Y J, Du Z Y, Yan Y, Wang X D, Liu X P. Greater stimulation of greenhouse gas emissions by stored yak urine than urea in an alpine steppe soil from the Qinghai-Tibetan Plateau: a laboratory study. *Grassland Science*, 2017, 63(3): 196-207.