

放牧草地生态系统中氮素的损失和管理^{*}

李香真 陈佐忠

(中国科学院植物研究所, 北京 100093)

摘要 对于大多数放牧草地, N素都是限制生产力的最重要因素之一, 而生态系统中N素的损失量又很大, N素以 NO_3^- 、 NH_3 、 N_2O 等形态进入水圈和大气圈, 不仅造成了生产上的资源浪费, 而且对全球环境和人类健康都产生了深远的影响。本文将对草地生态系统中N素损失的主要过程(如氮挥发、反硝化和 NO_3^- 淋溶等)及影响因素研究的进展情况进行简要地综述, 然后对IMGARSS项目研究中关于N素损失研究部分提出一些建议。草地生态系统中N素损失的主要途径包括: 土壤、植物、动物排泄物和肥料的氮挥发; 生物和化学反硝化; 淋溶; 动物体和动物产品对N素的固持; 动植物残体和动物排泄物的燃烧; 动物以排泄物形式将N素从生产区转移到非生产区; 通过土壤侵蚀而损失等。放牧加速了草地生态系统中N素的损失速率。从全球角度分析 NH_3 的来源后认为, 生物残体燃烧是最大的 NH_3 源, 其次是自然土地。对欧洲 NH_3 来源的研究表明, 与人类活动有关的 NH_3 挥发总量的大部分来源于牲畜排泄物的氮挥发。由于方法的限制, 对田间条件下的反硝化测定较少, 动物排泄物对 N_2O 的贡献及对全球变化影响的研究数据较少。但研究表明, 草地尿、粪斑处 N_2O 释放速率很高, 动物排泄物可能是最重要的 N_2O 源。在半干旱地区, 通过淋溶损失的N素较少。因草地生态系统的具体条件, 如气候、利用方式, 其它损失途径的损失量也可能很大, 甚至会成为最主要的损失过程。减少N素损失的措施主要是针对草场管理、放牧制度、植物因素进行的。优化N素的管理方式估计最大可降低 N_2O 释放量的70%。我国在农业生态系统中对N素损失过程和损失量进行了较多研究, 而对草地生态系统的研究较少。有必要对各主要的N素损失过程进行系统研究, 在此基础上建立中尺度的N素损失模式, 以便把握N素损失的规律及对人类活动的响应。

关键词 氮损失 放牧 氮素管理

1 引言

草地生态系统是陆地生态系统的重要组成部分, 永久草地约占世界陆地面积的24%。草地生态系统的生产力因气候、植物种类、土壤条件的不同而有较大的差异。对于大多数草地系统, N素都是限制生产力的最重要因素之一。另一方面植物对N素的有效利用率却很低, 一个重要的原因就是N素损失比例很大。N素以 NO_3^- 、 NH_3 、 N_2O 等形态从土壤植被系统中进入地下水或大气, 不仅造成了生产上的N素损失, 而且对全球环境和人类健康都产生了重要的影响。

草地生态系统中N素损失的主要途径包括: (1) 土壤、植物、动物排泄物和肥料的氮挥发; (2) 生物和化学反硝化; (3) 淋溶; (4) 动物体和动物产品对N素的固持; (5) 动物以排泄物形式将N素从生产区转移到非生产区; (6) 通过土壤侵蚀而损

1997-07-18收到

^{*} 本研究得到国家自然科学基金重大项目IMGARSS(No.49790020)资助

失^[1]。在我国的许多牧区,常用牧草和牲畜粪做燃料,这种由燃烧植物体和牲畜粪便引起的 N 素损失也是很大的。

草地生态系统中 N 素损失的主要途径和损失量因具体条件不同而差异很大,气候、草地生产力、载畜量、土地利用方式等都影响损失途径和损失量。在放牧草地系统中,食草动物起着主导作用^[1]。

80 年代以来,随着人们对 N 素循环认识的加深及研究方法和技术上的发展,这一领域的研究得到了很大的进步。本文将对草地生态系统中 N 素损失的主要过程(如氮挥发、反硝化和 NO_3^- 淋溶等)及影响因素研究的进展情况进行简要地综述,然后对 IMGRASS 项目研究中关于 N 素损失研究部分进行一些探讨。

2 氨挥发

氨挥发过程是指 NH_3 从土壤植被系统向大气的挥发过程。草地生态系统中, NH_3 至少可以通过四种不同的途径进入大气:(1)直接从植物体释放^[2];(2)土壤有机质和植物残体分解;(3)从肥料和动物排泄物挥发;(4)通过生物残体燃烧排放^[3]。

Denmead 对澳大利亚 NH_3 的收支进行估算后认为,自然土地是产生 NH_3 最重要的源,然后是家畜排泄物、施肥和生物残体燃烧;Crutzen 从全球角度分析 NH_3 的来源后认为,生物残体燃烧是最大的 NH_3 源,其次是自然土地^[3]。

50 年代以来,进入大气中的 NH_3 增加了约 50%^[4]。农牧业生产活动是造成 NH_3 增加的最主要原因,尤其是施用化肥和集约化的动物生产。Buijsman 等^[5]对欧洲 NH_3 来源进行估算后认为,与人类活动有关的 NH_3 挥发总量的 81%来源于牲畜排泄物的氨挥发。草地生态系统中的氨挥发也主要来源于动物排泄物^[6]。通过氨挥发,尿中的 N 素在草地中平均年损失 20%~30%^[7]。温带草地上从动物粪便中挥发的 NH_3 通常比从尿中挥发的少,但在干热条件下,粪便的氨挥发亦相当可观。粪肥的氨挥发主要与其堆制方式、进入土壤的方式和粪肥种类及成分有关。

Ryden 和 McNeil^[8]用简易微气象质量平衡法在英格兰的重放牧地上测定了氨挥发,每隔 28 天施肥 $60 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ (NH_4NO_3 中 N),结果表明, NH_3 流日变化很大,白天高,夜晚低,降雨对氨挥发有明显的抑制作用,夏天初期氨挥发损失量相当于所施肥料的 34%,但无法区分出 NH_3 的来源(如来源于施肥、粪或尿)。Jarvis^[9]对一个英格兰牧场草地的氨挥发进行了估计,结果表明,相当于施入肥料 ($46 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$) 18% 的 N 素以氨挥发形式损失,损失量与放牧强度和 N 肥输入量密切相关,不施肥放牧地中氨挥发相对较小,随着 N 肥输入的增加,氨挥发显著增加。表 1 为放牧草地通过氨挥发损失的 N 素量。

植物体也可以释放 NH_3 ,但直接的测定研究很少, Farquhar 等^[12]认为,当植物亚气孔腔内 NH_3 分压超过大气中的 NH_3 分压后,就会产生 NH_3 挥发。

3 反硝化

反硝化过程是指通过生物过程和化学过程将 NO_3^- 或 NO_2^- 等还原成气态 N 的过

表 1 放牧草地通过氨挥发损失的 N 素量

管理方式		年损失 / ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)	每个动物的损失量 / ($\text{g} \cdot \text{a}^{-1}$)
肉牛-轮牧*	禾草+420 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$	25	18
	禾草+210 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$	9	9
	禾草/三叶草, 不施肥	7	5
羊-连续放牧**	禾草+420 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$	9	1.2
	禾草, 不施肥	4	0.9
	禾草/白三叶, 不施肥	1	0.2
	白三叶(单作)	11	2.0

资料来源: * 文献[10]; ** 文献[11]

程。生物过程对于反硝化过程起着主导作用。反硝化作用的结果是产生 N_2 和 N_2O 而使 N 素损失。 N_2O 还是一种重要的温室气体, 进入大气后能够破坏臭氧层。大气中 N_2O 浓度在以年 0.25% 的速率增加, 农业土壤是 N_2O 产生的一个重要源^[12,13]。

影响反硝化进行的最主要的三个因素是氧气含量、 NO_3^- 和碳源含量。反硝化需要厌氧环境, 因此, 草地生态系统中, 土壤水分含量是最重要的控制因素。土壤水分含量存在一个阈值, 大于此阈值, 反硝化速率随含水量增加而急剧增加^[14]。

田间情况下, 土壤条件在时间和空间上高度变异, 使测得的反硝化损失量时空变异性很大, 在几米范围内测得的 N_2O 量会相差 2 倍^[7]。Jarvis 等^[15]报道, 一年中多次测定放牧草地中的反硝化量, 结果表明损失速率变异幅度大, 使得测定和解释这些结果都很困难。另一方面, 至今为止尚无一种比较理想的测定反硝化损失量的方法, 由于这些原因, 直接定量测定田间条件下反硝化量的研究很少^[6]。

反硝化损失的气态形式主要是 N_2 , 挥发的 N_2 量通常比 N_2O 高很多倍^[16,17]。在高硝酸盐浓度、有效碳较低、氧分压增加、土壤 pH 和温度较低时, $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$ 比下降^[1]。土壤在测定时段之前的水分状态也能够影响 $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ 比, 并影响测定的空间变异性^[18]。Bijay-Singh 等^[19]在实验室的模拟研究表明, 草地土壤的反硝化势很高, 可达 $35 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 。Denmead 等^[20]在澳大利亚测定了割草地 N_2O 日挥发量, 在春天土壤温暖湿润时为 $217 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$, 冬天土壤干冷时只有 $0.05 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ 。在新西兰^[7]和英国^[16]也有类似的报道。土壤利用对 N_2O 的动态影响很大, 一些资料表明, 耕作土壤 N_2O 流量为 $0.003 \sim 2.95 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ ^[12]; 绿肥地为 $0 \sim 3.11 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ ^[21]。虽然测定的 N_2O 日挥发量变异很大, 而且很难找到与土壤特性的关系, 但草地的年反硝化损失量与施肥和土壤质地显著相关^[15,22]。

放牧对草地反硝化过程影响很大, 放牧地块比只割草地块反硝化量大很多, 在尿斑和粪斑处差异更大(见表 2)。每年大气中 $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$ 增加量约 $3 \sim 4.5 \text{ Tg}$, 动物排泄物对 N_2O 和 CH_4 释放贡献程度及对全球变化影响的研究数据较少^[23]。最近的一项研究表明, 尿粪斑处 N_2O 释放速率很高, $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$ 损失量相当于排泄物归还 N 素的 3.2%, 估计全球这种来源的 $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$ 约 $1.18 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ 。作者认为这是最重要的 N_2O 源, 以前对这一来源的 N_2O 估计偏低^[24]。

施用硝态氮肥时, 可能会使 NO_3^- 直接通过反硝化作用损失。在放牧地中, 当土壤

表 2 放牧地和割草地的反硝化损失量*

时间	反硝化率 / ($\text{g} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)		
	割草地	放牧地	
		粪斑或尿斑处	无动物排泄物处
(a) 施肥后 3 天	40	199	58
(b) 10 月 21 日(土温 11°C)	<1	318(尿斑处) 386(粪斑处)	164

* 资料来源: (a)文献[25], 夏季, 施肥 $60 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; (b)文献[26], 秋季, 施肥 $420 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$

较湿或下雨之前施肥, 通常能够观察到最大的损失速率, 即使在排水良好的土壤中, 虽然总体上反硝化速率较低, 但由于土壤较暖, 并存在很多厌氧的微区, 春季施肥引起的反硝化损失并不比排水差的土壤反硝化损失少^[25]。

由于反硝化量的高度时空变异性和测定方法的不完善, 对于反硝化损失总量估计的准确性还令人怀疑^[6]。通常的研究只限于土壤表层的反硝化量研究, 对于深层土壤的反硝化作用了解很少。

4 淋溶

淋溶是指 N 素以可溶形态, 主要是以 NO_3^- 淋出土壤-植被系统的过程。这些可溶形态 N 素通常来自植物根层。

在草原地区, 全年或某个季节的降水量超过了蒸发量, 存在下行水流就有可能产生巨大的 N 素淋溶。Jarvis^[27]对英国的一个典型牧场的淋溶损失进行了估算, 发现相当于施肥量的 22% (相当于 $56 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) 的 N 素经淋溶而损失。放牧对淋溶量影响很大。Ryden^[28]估计施肥 $420 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的放牧地 NO_3^- -N 年淋溶量约 $162 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 是相对照的刈割草地淋溶量的 5.6 倍。放牧对淋溶的影响主要是因为下面两个原因: (1) 放牧可以促进土壤中有机 N 矿化, Ryden 等^[28]报道放牧草地土壤中矿质 N 含量比刈割草地高, 造成大量淋溶的可能性增加; (2) 动物排泄物含有很高浓度的可溶性 N, Sørensen 等^[29]的结果表明, 羊粪中相当于全 N 的 25% 是水溶性的, 约 60% 的 N 是易矿化的, 这些易矿化 N 经矿化后产生很高浓度的 NO_3^- , 使局部 NO_3^- 含量超过植物吸收的容量而遭到淋溶。即使植物吸收了这部分 NO_3^- , 经过动物体后, 在植物生长后期仍会形成严重的淋溶^[6]。Ruz-Jerez 等^[30]估算了一个以三叶草为主的放牧草地的 NO_3^- 淋溶状况, 发现从尿粪斑处淋溶的 NO_3^- -N 约占整个草地淋溶量的 55%。

虽然许多研究者给出了一些特定条件下淋溶的具体数据, 但必须认识到, 放牧草地中少数几个点的测定数据并不能代表整个系统的情况, 因为测得的 NO_3^- 淋溶量空间变异性相当大, 所以用陶土杯法测得的一些数据常受到人们的怀疑。Barraclough 等^[31]研究了放牧牛群的草地 2 个点 4~5 年的 NO_3^- 淋溶量, 发现当施肥 $450 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, NO_3^- 淋溶量变化在 $1.9 \sim 107.7 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; 施肥 $750 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 时, 淋溶量变化在 $2.6 \sim 300 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

NO_3^- 淋溶与很多因素有关, 如降雨类型、土壤质地和结构、施肥和灌水、草地管理和利用方式等。淋溶与土壤的矿质 N 库大小关系密切。土壤矿质 N 库受矿化作用、

施肥量、氨化、硝化等过程调节。在通气良好状况(矿化作用强,反硝化作用弱)下,干热缺水(植物生长慢、吸收无机氮少)一段时间之后,淋溶增强^[21]。重新建植的草地比老草地淋溶少^[21,32]。草地耕作初期促进了有机 N 矿化,可导致显著的淋溶损失。Roberts 等^[33,34]报道,重新播种的禾草/三叶草地,第 2、3 年测定排水中的 NO_3^- 浓度,一个点始终 $< 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,另一个点为 $1 \sim 2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (两个样地的施肥量均为 $50 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$),第二个点 NO_3^- 浓度高,主要归因于那里的泥炭土,耕作使泥炭矿化,引起的淋溶损失达 $14 \sim 22 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。Cuttle 等^[35]研究了重新建植的草地 NO_3^- 淋溶状况,发现以 $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ 损失的 N 素约 $5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,但从这些石灰性土壤中损失的有机 N 可能会更多,包括可溶性有机 N 在内总损失估计在 $30 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

除了 NO_3^- 垂直向下淋溶到地下水外, NO_3^- 也可发生横向运移到地面水中,使水体发生富营养化。如果土壤剖面中存在隔水层或在坡地上,这种方式淋失的 NO_3^- 相当可观,但很少有人进行这方面的研究^[6]。

5 动物和动物产品的固持

动物及动物产品固持 N 量与动物类型、牧草特性等有关。Henzell^[36]计算表明,肉牛可固持食入 N 素的 $4\% \sim 10\%$,奶牛 $13\% \sim 28\%$,绵羊 $5\% \sim 13\%$ 。通过奶产品损失的 N 素量相当可观。Van Vunren 和 Meijis^[37]报道,一个近 600 kg 的奶牛,正常食量时每天产奶 25 kg,至少损失 N 素 170 g/d,一般情况下,约 $16\% \sim 23\%$ 的食入 N 素转化进奶产品中。

6 以排泄物形式的转移

以排泄物形式从放牧地向非放牧地转移的 N 素,可以淀积在畜棚、村镇场地道路等处,然后再以其它途径损失,对于集约化程度较高的放牧场,其数量可能较高,主要与放牧类型和管理方式有关。这方面的研究较少。在锡林河流域围栏内放养羊试验中,约 40% 的排泄物排放到宿营地¹⁾。

7 地表径流和侵蚀

对于地势平坦,植被覆盖良好的草地,这种方式损失的 N 素量不大。在过度放牧地区,尤其在坡地上,风蚀或水蚀加重,随地表径流和侵蚀损失的 N 素可能非常大,甚至会成为 N 素损失的最重要形式。

8 管理措施及其它因素对 N 素损失的影响

草场的利用方式、放牧制度、改良措施都会影响到 N 素损失的各个途径。评价各

1) 汪诗平,未发表资料

种管理措施时,应考虑其对 N 素循环的影响。一个好的措施,应尽可能做到在提高草地生产力的同时,减少 N 素损失。

8.1 草场管理

施用 N 素肥料是维持草地生产力最常用的生产措施,合理施肥可以大幅度减少 N 素的损失,提高利用率。氮肥深施或粪浆注入下层土壤,可以显著地减少 NH_3 挥发。一个研究表明,粪浆注入土壤 6 cm 深处可以减少 NH_3 挥发 10%^[38]。使用硫衣尿素或脲酶抑制剂可以减慢肥料溶解或水解的速度,降低局部 pH 升高范围,减少 NH_3 挥发。酸性土壤施用石灰改良时,应在施肥之前将石灰混入土壤。植物残体燃烧产生的灰分呈碱性,也应在施肥之前混入土壤以减少 NH_3 挥发。

改良草场引入豆科植物,常常可以大幅度地减少 N 肥投入和 N 素损失。Ryden 等^[28]的调查表明,从禾草/白三叶混播草地损失的 N 量比施肥禾草地小得多,在放牧情况下尤其如此。但有的研究证明,不施肥的禾草/三叶草地与施 N 肥的禾草地相比, NO_3^- 淋溶量无显著差异,淋溶量只与载畜量有关,与 N 素的来源无关^[38,39]。引进固氮牧草而少施化学肥料,会对草地生产力产生一定影响,降低载畜量,但对减少 N 素损失可能会有很大的潜在效应。

动物生产系统中 N 素利用率低的一个重要原因在于反刍动物对饲料牧草中 N 素利用率低,但对动物喂食青贮玉米和牧草混合物时,比单独喂食牧草饲料 N 素利用率高^[37]。所以在适宜的条件下,用玉米替代部分禾草饲料,可以提高牧草中 N 素利用率,减少施肥量和 N 素的损失^[38]。耕作土壤种植玉米之初会引起土壤中 N 素的矿化而增加损失,连续在同一块地种植玉米可以将这种损失减少至最低水平。

Jarvis 等^[38]认为,用合理的施肥措施或 50% 青贮玉米饲料替代牧草,可以分别将牧场总 N 损失从传统管理的 $160 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 降低到 $86 \sim 109 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。改变 N 素管理方式估计最大可降低 N_2O 释放量的 70%,而对 CH_4 释放的影响较小。

8.2 放牧管理

放牧对 N 素损失的影响应从短期和长期效应两方面来评价。在短期内,轻度放牧可加速 N 素循环,草地生态系统中总 N 量变化不大,但随着放牧的持续和强度的增加,草地植被群落发生变化, N 素损失量超过输入量,草地生产力下降^[1]。退化草场围栏封育恢复过程中可以提高土壤有机 C、N、P、S 的含量^[40]。

自由放牧与集中栏养或圈养相比,对草场的影响更大,使草场裸地面积加大,而且归还牲畜排泄物强度较大,往往造成局部 NO_3^- 浓度供过于求,造成的 N 素损失也相应增加。

8.3 植物因素

植物体 C/N 比 $> 20 \sim 25$ 时,土壤中 N 素以固定为主,反之则以矿化为主。草场改良时常引进一些新的植物品种。植物种类组成从高 C/N 比植物为主,向低 C/N 比植物组成为主转变时, N 素循环被加速,有造成更多 N 素损失的危险。高 C/N 比植物残体进入土壤后,可以使更多的矿质 N 被微生物固定,减少损失。

全球变化可以影响植物的种类组成和 N 素循环。一个重要的观点认为, CO_2 的提高降低了植物体内 N 浓度,残体分解速率下降^[41]。 CO_2 浓度提高可能会使土壤中 N 素固定增强,降低淋溶量,但有可能增加 N 素以气态形式(反硝化过程产生)的损

失^[42]。增加 N 素沉降, 可以改变植物种类组成, 使植物 C/N 比降低, 增加 N 素矿化和 NO_3^- 浓度, 使草地生态系统维持在较高的 N 素损失上, 而且越是对 N 素固持能力强的草地系统, 越是对 N 素沉积的增加敏感^[43]。

8.4 火

一些地区常用火烧的方法去除枯枝及地表覆盖物以利于引种新的牧草品种或有利于牲畜食草。在生物体燃烧过程中, 80%~90%的植物 N 将以 NH_3 、 N_2O 和 NO 的形式损失。与未放牧草地相比, 放牧草地中部分 N 素转移到了动物产品中, 放牧削弱了火烧对草地系统中 N 素损失的效应^[44]。经过多次烧荒的草地, 必然会消耗大量的活性土壤有机质, 最终减少 N 素的循环速率^[1]。因此对于烧荒措施, 应结合各种效应综合考虑。

9 对 IMGRASS 项目中关于 N 素损失研究的一点建议

我国在农业生态系统中对 N 素损失过程和损失量进行了较多研究, 而对草地生态系统的研究较少。从合理利用和管理草地资源, 减少对环境危害的角度出发, 研究 N 素损失过程及调控是非常有意义的。

提高草地生态系统生产力可以通过增加 N 素投入和提高 N 素利用率, 减少损失两方面实现。增加 N 素投入无疑会增加生产成本和环境问题, 通过草场和放牧管理减少 N 素损失是一举两得的措施。针对特定的草地生态系统应研究其影响 N 素损失的主要因素和途径, 以便采取合理的管理方式。该项目研究地点位于内蒙古锡林河流域, 属大陆性气候中的温带草原区, 降雨集中在 7、8、9 月。实际生产中, 草场 N 肥投入几乎为零, 因此象发达国家那样由于大量施用化肥引起环境污染的情况是不存在的。在这种情况下, 牲畜在 N 素损失方面的作用更为突出, 尤其是通过牲畜粪便造成的气体损失和以畜产品形式转移的 N 素。由于种种原因, 这里的牧民有以牲畜粪作为燃料取暖做饭的习惯, 一个 5 口之家, 每年要烧掉牛粪或羊粪 2750 kg 左右。燃烧过程中, N 素损失殆尽, 这也是一个重要的 N 素损失过程^[45]。该区降水较少, 不能造成土壤物质的大量向下淋溶, 因此 NO_3^- 淋溶作用除了河流两岸湿地外, 大部分地区可能较弱, 但在过度放牧草地中, 地表裸露, 由于水土流失往往会造成大量的 N 素损失。放牧草地中氨挥发和反硝化是两个非常重要的 N 素损失过程, 牲畜粪便对这两个过程贡献很大, 但对牲畜粪便对各形态 N 素损失的贡献缺少系统的定量评价, 也就是说, 应该弄清以 NH_3 挥发和以 N_2O 和 N_2 形式损失 N 素比例以及对环境条件的反应。N 素损失的很多过程都有微生物的参与, 微生物过程在 N 素循环中的作用不可否认, 微生物活动对环境条件的变化最敏感, 所以在考虑 N 素循环对人类活动的响应研究中, 应强调微生物过程及与其密切相关的 N 库研究。

对于低投入的草地生态系统, N 素的内循环过程研究很重要。内循环过程主要指 N 素从一种化学形态向另一种形态转化或在生态系统中不同库间的转移。它包括通过动植物残体的 N 素归还、矿化过程、微生物固定过程、硝化过程等。内循环过程控制着无机氮库的状况, 而无机氮库的大小又是控制许多 N 素循环过程的关键。研究草地系统 N 素内循环, 可以使我們更好地理解草地生态系统的结构和功能及其对外界扰动

的反应。在研究 N 素损失时, 应针对特定草地系统, 对各个主要过程进行协同研究, 这就需要在方法上有所突破。发展低成本多组份同时自动监测的方法和仪器必定会促使 N 素损失研究大幅度进展。

在对放牧草地生态系统中 N 素损失机理进行研究的同时, 应开展中尺度水平上的 N 素损失模式的研究, 以便从宏观上把握 N 素损失规律及对人类活动和农牧业措施的影响。

参 考 文 献

- 1 Steele K.W. and Vallis, 1987, The nitrogen cycle in pastures, In: *Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems*, eds.: J. R. Wilson, UK: C.A.B. International, 274~291.
- 2 Farquhar, G.D., Wetselaar, R. and Weir, B., 1980, On the gaseous exchange of ammonia between leaves and environment: determination of the ammonia compensation point, *Plant Physiol.*, 66, 710~714.
- 3 Denmead, O.T., 1990, An ammonia budget for Australia, *Aust. J. of Soil Res.*, 28, 887~900.
- 4 Ap Simon, H.M., M. Kruse and J.N.B. Bell, 1987, Ammonia emissions and their role in acid deposition, *Atmosphere Environment*, 21, 1939~1946.
- 5 Buijsman, E., Mass, H.F.M. and Asman, W.A.H., 1987, Anthropogenic NH_3 emissions in Europe, *Atmos. Environ.*, 21, 1009~1022.
- 6 Jarvis, S.C., 1994, The pollution potential and flows of nitrogen to waters and the atmosphere from grassland under grazing, In: *Pollution in Livestock Production Systems*, eds.: Oxford R.F.E., I. Fayer, M. Marai, and H. Dmed, CAB INTERNATIONAL, UK., 227~239.
- 7 Simpon, J.R. and Steele, K.W., 1983, Gaseous N exchanges in grazed pastures. In: *Gaseous Loss of Nitrogen from Plant-Soil Systems*, eds.: J.R. Freney and J.R. Simpson, The Hague, Martinus Nijhoff / Dr. W. Junk, 215~236.
- 8 Ryden J. C. and J. E. McNeil, 1984, Application of the micrometeorological mass balance method to the determination of ammonia loss from a grazed sward, *J. Sci. Food Agric.*, 35, 1297~1310.
- 9 Jarvis, S.C., Hatch, D.J. and Lockyer, D.R. 1989, Ammonia fluxes from grazed grassland: annual losses from cattle production systems and their relationship to nitrogen inputs, *Journal of Agricultural Science Camb.*, 113, 99~108.
- 10 Jarvis, S.C., Hatch, D.J. and Roberts, D.H., 1989, The effects of grassland management on nitrogen losses from grazed swards through ammonia volatilization: the relationship to excretal N returns from cattle. *Journal of Agricultural Science Camb.*, 112, 205~216.
- 11 Jarvis, S.C., Hatch, D.J., Orr, R. J. and Reynolds, S. E., 1991, Micrometeorological studies of ammonia emission from sheep grazed swards, *Journal of Agricultural Science Camb.*, 117, 101~109.
- 12 Eichner, M. 1990, Nitrous oxide emissions from fertilized soils: summary of available data, *J. Environ. Quali.*, 19, 272~280.
- 13 Mosier, A.R., D. Schimel, D. Valentine, K. Brousou and W. Parto, 1991, Methane and nitrous oxide fluxes in native fertilized and cultivated grasslands, *Nature*, 350, 330~332.
- 14 Deklein, C.A.M. and R.S.P. Van Logtestijn, 1996, Denitrification in grassland soils in Netherlands in relation to irrigation, N application rate, Soil water content and soil temperature, *Soil Biol. Biochem.*, 28, 231~237.
- 15 Jarvis, S.C., Barraclough, D., Williams, J. and Rook, A. J., 1991, Patterns of denitrification loss from grazed grassland: effects of nitrogen inputs at different sites, *Plant and Soil*, 131, 77~88.
- 16 Ryden J.C., 1981, N_2 exchange between a grassland soil and the atmosphere, *Nature*, 296, 235~237.
- 17 Limmer, A.W., Steele, K.W. and Wilson, A. T., 1982, Direct field measurement of N_2 and N_2O evolution from soil, *J. Soil Sci.*, 33, 499~507.
- 18 Dendooven, L. Duchateau and T.M., Anderson, 1996, Gaseous products of the denitrification process as affected by the antecedent water regime of the soil, *Soil Biol. Biochem.*, 28, 239~245.

- 19 Bijay-Singh, Ryden, J.C. and Whitehead, D.C., 1988, Some relationships between denitrification potential and fractions of organic carbon in air-dried and field moist soils, *Soil Biol. Biochem.*, **20**, 737~747.
- 20 Denmead, O.T., Freney, J.R. and Simpson J.R., 1979, Nitrous oxide emission during denitrification in a flooded field, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **43**, 716~718.
- 21 Hansen, S., J.E. Mahlum and I.R. Bakken, 1993, N_2O and CH_4 fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic, *Soil Biol. Biochem.*, **25**, 621~630.
- 22 Scholefield, D., Tyson, K.C., Garwood, E.A., Armstrong, A.C., Hawkins, J. and Stone, A. C., 1993, Nitrate leaching from grazed grassland lysimeters: effects of fertilizer input, field drainage, age of sward and patterns of weather, *Journal of Soil Science*, **44**, 601~613.
- 23 Granli, T. and O.C. Bockman, 1994, Nitrous oxide from agriculture, concluding discussion: N_2O emissions from agriculture and ways to decrease them through good agricultural practice, *Norw. J. of Agric. Sci (Supp)*, **12**, 78~84.
- 24 Flesse H., P. Dorsch, F. Beese, H. Konig and A.F. Bouwman, 1996, Influence of cattle wastes on nitrous and methane fluxes in pasture land, *J. of Environ. Qual.*, **25**, 1366~1370.
- 25 Ryden, J.C., 1985, Denitrification loss from managed grassland, In: *Denitrification in the nitrogen cycle*, ed.: Golterman, H.L., Plenum Publishing Corporation, New York, 121~134.
- 26 Ryden, J.C. and Nixon, O.J., 1986, Denitrification loss from grazed and cut swards, *Grassland Research Institute Final Annual Report. 1984-1985*. GRI, Hurley, 21~22.
- 27 Jarvis, S.C., 1993, Nitrogen cycling and losses from dairy farms, *Soil Use & Management*, **9**, 99~109.
- 28 Ryden J.C., P.R. Ball and E.A. Gardwood, 1984, Nitrate leaching in grassland, *Nature*, **311**, 50~54.
- 29 Sørensen, P., E.S. Jensen and N.E. Nielsen, 1994, The fate of ^{15}N -labeled organic nitrogen in sheep manure applied to soils of different texture under field conditions, *Plant and Soil*, **162**, 39~47.
- 30 Ruz-Jerez B.E., R.W. White and P.R. Ball, 1995, A comparison of nitrate leaching under clover-based pastures and nitrogen-fertilized grass grazed by sheep, *J. Agri. Sci. Camb.*, **125**, 361~369.
- 31 Barracough, D., S.C. Jarvis, G.P. Davis and J. Williams, 1992, The relation between fertilizer nitrogen applications and nitrate leaching from grazed grassland, *Soil Use & Management*, **8**, 51~56.
- 32 Parsons, A.J., R.J. Orr, P.D. Penning, D.R. Lockyer and F.J.C. Ryden, 1991, Uptake, cycling and fate of nitrogen in grass-clover swards continuously grazed by sheep, *J. of Agri. Sci. Camb.*, **116**, 47~61.
- 33 Roberts, G., J.A. Hudson and G. Roberts, 1989, A comparison of nutrient losses following grassland improvement using two different techniques in an upland area of mid-Wales, *Soil Use & Management*, **5**, 174~179.
- 34 Roberts, G., J.A. Hudson and J.R. Blackie, 1986, Effect of upland pasture improvement on nutrient release in flows from a nature lysimeter and a field drain, *Agri. Water Manag.*, **11**, 231~245.
- 35 Cuttle, S.P. and A.R. James, 1995, Leaching of lime and fertilizers from a reseeded upland pasture on a stagnoley soil in mid-Wales, *Agri. Water Manag.*, **28**, 95~112.
- 36 Henzell, E.F., 1972, The loss of nitrogen from a nitrogen-fertilized pasture, *J. Aust. Inst. Agric. Sci.*, **38**, 309~310.
- 37 Van Vuuren, A.M. and Meijs, J.A.C., 1987, Effects of herbage composition and supplement feeding on the excretion of nitrogen in dung and urine by grazing dairy cows. In: *Animal Manure on Grassland and Fodder Crops*, eds.: Van der Meer, H.G., Ryden, J.C. and Unwin, R.J., Martinus Nijhoff, Dordrecht, 17~25.
- 38 Jarvis, S.C., R.J. Wilkins and B.F. Pain, 1992, Opportunities for reducing the environmental impact of dairy farming managements: a systems approach, *Grass and Forage Science*, **51**, 21~31.
- 39 Cuttle S.P., M.D. Hallard, R.V. Scurlock, 1992, Nitrate leaching from sheep-grazed grass / clover and fertilized grass pastures, *J. of Agri. Sci. Camb.*, **119**, 335~343.
- 40 李香真、赵玉萍, 1994, 围栏封育对退化草场栗钙土中硫形态及微生物量的影响, *北京农业大学学报*, **20**, 223~228.
- 41 Gorissen A. Van Grikel J.H., Kenrentjes J.J.B. and Van Veen J.A., 1995, Grass root decomposition is retarded when grass has been grown under elevated CO_2 , *Soil Biol. Biochem.*, **27**, 117~120.
- 42 Sousana, J.F., E. Casella and P. Loisean, 1996, Long-term effects of CO_2 enrichment and temperature increase on a temperate grass sward. II: Plant nitrogen budgets and root fraction, *Plant and Soil*, **182**, 101~114.
- 43 Wedin D.A. and Tilman D., 1996, Influence of nitrogen loading and species composition on the carbon balance of grasslands, *Science*, **274**, 1720~1723.

- 44 Thompson Hobbs, N., D.S. Schimei, C.S. Owensby, D.S. Ojima, 1991, Fire and grazing in the tallgrass prairie: contingent effects on nitrogen budgets, *Ecology*, 72, 1374~1382.
- 45 陈佐忠, 1987, 内蒙古白音锡勒牧场生态系统氮素循环的初步分析与生态对策的探讨, 农村生态环境, No.2, 16~20.

Nitrogen Loss and Management in Grazed Grassland

Li Xiangzhen and Chen Zuozhong

(Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093)

Abstract Nitrogen is one of the most important factors to limit grassland productivity, meanwhile nitrogen loss is substantial in ecosystem. Nitrogen loss in the forms of NO_3^- , NH_3 , N_2O into water and atmosphere not only causes great resource waste, but also impacts global environment and human health. The main paths of nitrogen loss in grazed grassland ecosystem include: ammonia emissions from soil, plant, animal excreta and fertilizers; biological and chemical denitrification; nitrogen retention in animals and animal products; leaching; burning of animal and plant residues and animal excreta; animal transfer of nitrogen from productive areas to non-productive areas in the form of animal excreta; soil erosion etc. Grazing increases the rate of nitrogen loss in grassland. From global data analysis, biomass burning is biggest source of emitted NH_3 , then natural land emission. From Europe data analysis, most anthropogenic NH_3 emissions comes from animal excreta. Because of methodological restriction, few denitrification studies were conducted in field conditions. The contributions of animal excreta to global environment changes and N_2O pool is not fully understand. N_2O emission rate is very high in urine and dung patches, and animal excreta perhaps is the most important source of N_2O . Leaching loss is low in semi-arid region. Other nitrogen loss ways may be dominated depending on the conditions of climatic, utilization types etc. The main practices to minimize nitrogen loss can be realized through optimum management of grassland, grazing system, plant factors etc. Changing the nitrogen management may causes maximum 70% reduction in N_2O release. Many studies on nitrogen loss processes have been conducted in agricultural ecosystem, but less in grassland ecosystem. It is necessary to establish nitrogen loss models in medium scale in grassland nitrogen loss studies.

Key words nitrogen loss grazing grassland nitrogen management