

羊草地

氮循环研究

李玉中 著

YANGCAO CAODI DAN XUNHUAN YANJIU



● 气象出版社

羊草草地氮循环研究

李玉中 著

气象出版社

内 容 简 介

本书以作者在东北羊草草地几年有关草地氮循环的工作和研究为基本素材,并结合国内外的研究成果编写而成。主要内容包括草地氮的输入——生物固定、干湿混合沉降等,氮的输出——挥发、反硝化、渗漏、火烧等损失,氮在土壤内部的转化,草地氮的平衡与循环等。本书能够反映和概括国内外在该领域的研究现状,可供草地生态学研究人员参考使用。

图书在版编目(CIP)数据

羊草草地氮循环研究/李玉中著. —北京:气象出版社,2002.11

ISBN 7-5029-3449-9

I. 羊… II. 李… III. 草地-氮-循环-研究
IV. S812.4

中国版本图书馆 CIP 数据核字(2002)第 085774 号

气象出版社出版

(北京市中关村南大街 46 号 邮编:100081)

责任编辑:宋 钢 终审:周诗健

封面设计:彭小秋 责任技编:刘祥玉 责任校对:李 军

*

北京市白河印刷厂印刷

新华书店总店北京发行所发行 全国各地新华书店经销

*

开本:850×1168 1/32 印张:5.5 字数:150 千字

2002 年 11 月第一版 2002 年 11 月第一次印刷

ISBN 7-5029-3449-9/S·0406

印数:1~1000 定价:25.00 元

前 言

氮(N)是蛋白质、核酸、叶绿素等的一个组成部分,是植物重要营养成分之一,也是植物生长的限制因子之一。草地尤其是天然草地,由于几乎没有人工氮的输入,因而氮素的供应对草地第一性生产力影响巨大。尽管在大气中存在着大量的 N_2 ,土壤中存在一定量的有机氮,但由于绝大多数植物可利用的氮仅限于矿质无机氮,因而研究氮在草地生态系统中的循环状况,对于草地的合理利用无疑具有十分重要的意义。

作为氮循环研究的一项主要研究内容,氮平衡研究也是草地利用制度制定的基础之一。草地要达到持续稳定的目的,就必须保持氮平衡,如果氮输出总是大于输入,最终会导致草地土壤养分耗竭、生产力下降。由于不同的草地所处的生态环境不同,因而不同形态和数量的氮对草地第一性生产力的影响有很大的差异,施用最佳形态和数量的氮,对获得良好的经济效益无疑是十分必要的,所以本研究在草地施氮方面也开展了一些研究工作。

国外在草地氮循环方面开展了很多的相关工作,我国在草地氮循环方面也有一些研究工作,但不系统。

本书以作者在东北羊草草地几年具体的工作为主要素材,结合国内外一些研究结果,对草地氮循环进行了较为详细的研究,希望能够为今后这方面开展工作奠定一些基础。

限于作者水平和当时工作条件的限制,本书中还有很多不足,尤其是在草地氮矿化方面,由于工作量等的限制,没有能够测定注入同位素 ^{15}N 零时土壤库的 ^{15}N 与 $^{14+15}N$ 的浓度,而是以注入的 ^{15}N 和土壤库中氮的浓度来计算出零时土壤库的 ^{15}N 与 $^{14+15}N$

的浓度,致使总氮矿化速率、总硝化速率等普遍比实际情况高,但其结果对于比较不同处理、不同利用形式的草地还是有一定参考价值的。

衷心地感谢祝廷成教授、李建东教授、R. E. Redmann 教授在本书完成过程中给予的支持和帮助。

目 录

前 言

第一章 草地氮循环研究进展..... (1)

1 氮循环的概念 (1)

2 草地生态系统氮输入 (3)

2.1 草地大气沉降氮素的输入 (3)

2.2 生物固氮 (5)

3 草地氮的损失 (6)

3.1 草地氮的渗漏 (6)

3.2 反硝化作用氮的损失 (7)

3.3 氨的挥发 (8)

3.4 草地火烧氮素的损失 (9)

3.5 放 牧 (9)

4 氮在草地植被和土壤中转化..... (10)

4.1 草地土壤中的氮库和形态..... (10)

4.2 有机氮的矿化、硝化和微生物对矿质氮的同化 作用..... (12)

5 牧草对氮的吸收和转化以及枯死植物氮的归还..... (13)

6 草地施氮..... (14)

7 小 结..... (16)

第二章 研究地区自然概况 (17)

1 研究地点..... (17)

2 气候特点..... (17)

3 植被特征..... (18)

4 土壤基本性质..... (19)

第三章 通用测定方法	(20)
1 植物取样方法	(20)
2 土壤取样	(21)
2.1 pH 值测定	(21)
2.2 土壤含水量测定	(21)
2.3 土壤容重测定	(22)
2.4 土壤与植物有机氮的测定	(23)
2.5 铵态氮与硝态氮的测定	(26)
2.6 土壤有机质的测定	(26)
第四章 羊草草地氮输入量的研究	(29)
1 生物固定量的研究	(29)
1.1 研究方法概述	(30)
1.2 方 法	(33)
1.3 结果与讨论	(35)
1.4 结 论	(38)
2 氮的干湿混合沉降	(38)
2.1 研究方法	(39)
2.2 结果与讨论	(40)
2.3 小 结	(42)
3 施氮及草地的合理利用	(43)
3.1 ^{15}N 标记肥去向及所施 ^{15}N 平衡状况	(43)
3.2 羊草草地对施氮的反应	(46)
第五章 羊草草地氮输出量研究	(57)
1 氮的挥发损失	(57)
1.1 氮挥发损失的过程	(57)
1.2 NH_3 挥发损失研究方法	(59)
1.3 结果与讨论	(63)
1.4 小 结	(70)
2 羊草草地反硝化作用氮素损失	(70)

2.1	研究方法	(70)
2.2	结果与讨论	(73)
2.3	小 结	(78)
3	羊草草地氮素渗漏的损失	(79)
4	火烧草地氮损失	(82)
5	草地氮平衡状况	(83)
5.1	羊草草地氮平衡状况	(83)
5.2	其他类型草地氮平衡研究	(84)
5.3	草地合理利用的探讨	(86)
第六章	氮在土壤中的转化	(89)
1	概 述	(89)
2	研究方法	(91)
2.1	管式取样法	(92)
2.2	^{15}N 库稀释技术	(94)
3	结果与分析	(96)
3.1	氮净矿化、硝化作用和植物对氮的吸收	(96)
3.2	草地氮转化速率季节动态	(97)
3.3	不同利用类型草地氮转化速率比较	(101)
3.4	火烧对羊草草地氮转化速率的影响	(105)
第七章	羊草草地氮循环研究	(111)
1	羊草草地氮内部循环的研究	(111)
1.1	研究方法	(112)
1.2	氮在各分室的季节动态	(113)
1.3	氮在植被-土壤亚系统内的循环	(117)
1.4	东北羊草草地与北美杂类草禾草草原比较	(120)
1.5	不同养分条件下植物体内氮的运移	(121)
1.6	小 结	(124)
2	羊草草地氮循环的研究	(124)
3	小 结	(129)

第八章 结 论.....	(130)
参考文献.....	(135)

第一章 草地氮循环研究进展

本章将对草地氮循环各主要过程的有关文献作一下回顾,这些过程包括生物与生物的过程,如氮的沉降(deposition)、生物固定(biological fixation)、有机氮的矿化(mineralization)、硝化(nitrification)、土壤中铵态氮与硝态氮的动态、植物对氮的利用与转化、氮素的渗漏(leaching)、反硝化(denitrification)与挥发(volatilization)作用损失、放牧(grazing)、火烧(burning)等氮的损失。

1 氮循环的概念

化学元素包括组成原生质的所有必须元素,在生物圈中,以一定的路径从环境进入到有机体,再从有机体归还到环境中,这个过程被称为生物地球化学循环(biogeochemical cycles)。生物地球化学(biogeochemistry)一词由俄国科学家 Vernadskii(1926)首先提出,在 Hutchinson 早期的著作(1944,1950)推动下才被广泛接受和使用。那些对于生命活动所必须的元素和化合物的运移过程被称为养分循环。氮循环是重要的养分循环之一。任何一个循环均可分为两个库(pool)或分室(compartment),一个是贮存库(reservoir pool),另一个是循环库(cycling pool)。如果贮存库为大气或水圈,则此循环为气相型的;如果贮存库为地壳,则循环为沉积型的,氮循环是气相型循环之一(Odum,1983)。

氮元素可以形成从 $-3 \sim +5$ 价的一系列化合物,如 NH_3 、 NO_2^- 、 NO_3^- 、 N_2 、 N_2O 、 NO 、 NO_2 ,因而氮循环的路径也是极其复杂的,Odum(1983)从氮循环的生物过程、循环路径驱动力量阐述了

氮循环的复杂性(图 1.1)。

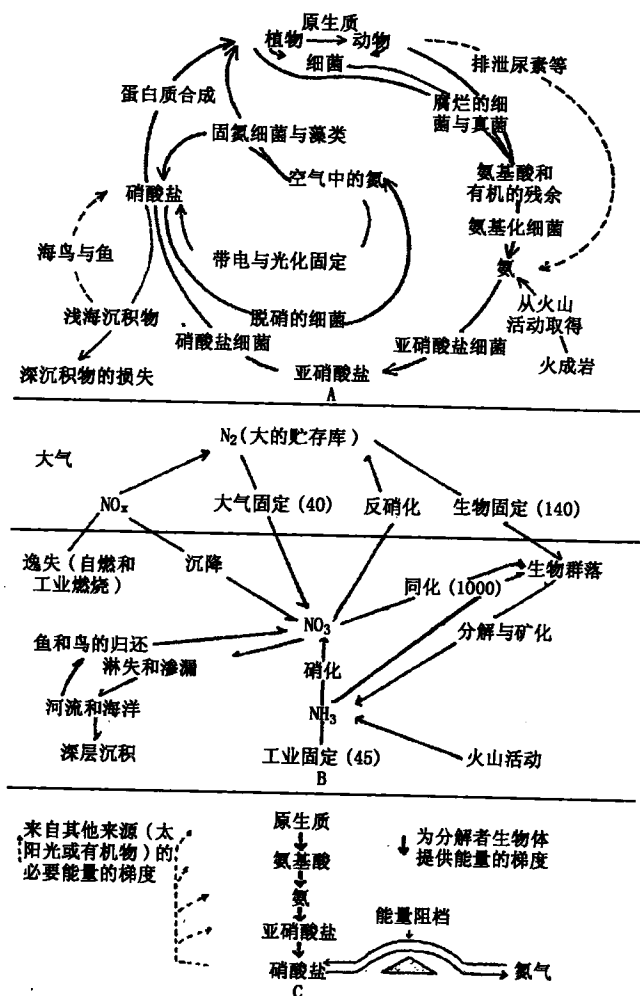


图 1.1 氮的生物地球化学循环三种描述方式

- (A:表明有机体和环境之间的氮循环过程由微生物的参与得以完成;
B:强调的是 N 循环的基本过程关键路径的最大流量;
C:由能量驱动的基本反应过程,从上到下的过程需释放能量(E. P. Odum))

氮循环的研究可以在不同水平上进行。Rosswall(1983)所完成的全球性的氮生物地球化学循环;Robertson 等(1986)在西非完成的地区性氮循环研究;Risser(1982)在高草草原(tallgrass prairie)生态系统上完成了氮循环研究;Davidson(1992)完成了草原、森林土壤亚系统氮内部循环的研究。此外,人们还从氮循环不同角度研究了氮循环某些过程,如 Woodmansee(1978)在美国西部完成了干湿沉降氮输入量的研究;Beadle(1959)在半干旱地区完成了豆科牧草固氮量的研究;Ryden(1986)完成了草地氮气态损失的研究;Davidson(1992)对草地和森林氮矿化、硝化作用和微生物对氮的同化作用开展了研究。

在草地生态系统中,一些植物从土壤中吸收无机氮合成有机氮,另外一些植物从空气中固定一些 N_2 合成有机氮(主要为豆科植物)。这些植物一部分为动物利用,被动物摄入的部分植物氮转变成了动物的产品,剩余部分通过粪便与尿液归还于土壤中。没被动物采食的植物变成枯体与凋落物,这些有机物质中所含的有机氮通过微生物作用,变成无机氮,又可参与氮循环过程。部分无机氮经挥发与反硝化作用又回归到大气中(Ryden,1986)。

2 草地生态系统氮输入

在没有动物扰动的条件下,草地生态系统氮的循环如图 1.2 所示,通过生物与环境之间的相互作用,氮素在空气、土壤和生物体之间循环。

草地的氮素输入主要有两种方式,一种是大气沉降,另一种是生物固定。

2.1 草地大气沉降氮素的输入

大气沉降氮输入大致分三类:①湿沉降(wet deposition)。它是指单纯通过降雨和降雪来研究氮输入量;②干沉降(dry

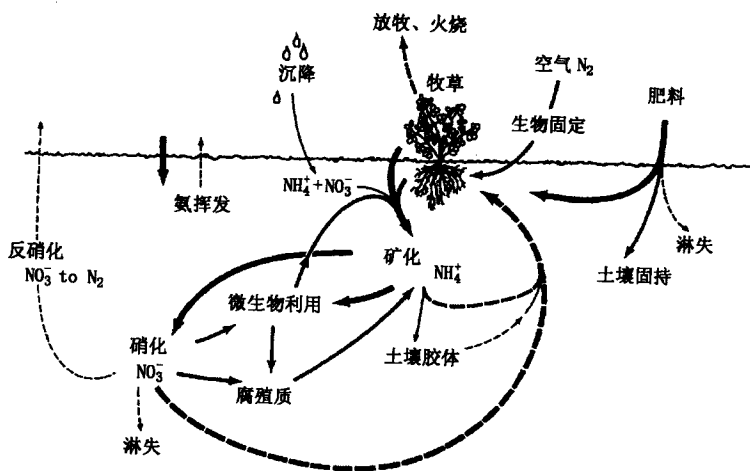


图 1.2 草地氮循环模式(修改自 Miller 等)

deposition)。它是指由大气沉降的尘埃所产生的氮输入量；③混合沉降(bulk deposition)。指干、湿沉降的混合物。

West(1978)总结了荒漠地区年际降水氮沉降量大约为 $2.9 \sim 6.05 \text{ kg N/hm}^2$, Woodmansee(1979)测定了北美西部从半干旱到半湿润地区 7 个地点干、湿沉降氮输入量,湿沉降氮输入量变动范围在 $0.15 \sim 0.75 \text{ g N/(m}^2 \cdot \text{a)}$ 之间,干沉降从 0.05 到 $0.25 \text{ g N/(m}^2 \cdot \text{a)}$ 。Gilliam(1977)在高草草原的研究结果表明,湿沉降中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、有机氮的输入量分别为 2.5 、 2.5 、 $1.4 \text{ kg N/(m}^2 \cdot \text{a)}$ 。在美国东北部的大平原地区混合沉降氮输入量为 $1.3 \sim 1.8 \text{ g N/(m}^2 \cdot \text{a)}$ 。Feth(1966)、Granat(1976)、Galloway(1976)等还强调了干沉降的重要性,不同地区干沉降大约为混合沉降氮输入量的 $25\% \sim 75\%$ 。Yaalon(1964)在以色列、Junge(1958)在美国均发现沉降的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 来自 pH 值高的土壤,而 NO_3^- 与当地土壤的酸碱性关系不大。

Altwickier 和 Mahar(1984)通过分析降水中的 $\text{NH}_4^+/\text{Ca}^{2+}$ 比值来研究干、湿沉降的关系及过程,并认为 $\text{NH}_4^+/\text{Ca}^{2+}$ 值越低则意

味着沉降发生在云层下面的比例相对高,雨水冲刷溶解了烟雾中的 Ca^{2+} ,此时干沉降的比例要高些;相反,如果 $\text{NH}_4^+/\text{Ca}^{2+}$ 值高,则表明降水冲刷溶解了云层中和烟雾中的 NH_4^+ 。同时,降水 $\text{NH}_4^+/\text{Ca}^{2+}$ 的比在小暴风雨时较低,在大暴风雨时较高,另外 $\text{NH}_4^+/\text{Ca}^{2+}$ 的值在春季、夏季要低些,在冬、秋季要高些。在湿沉降物中 $\text{NH}_4^+/\text{Ca}^{2+}$ 的比值与 H^+ 浓度呈显著正相关。

2.2 生物固氮

在生态系统中,豆科牧草的根瘤菌的固氮过程也是生物固氮领域研究最彻底的一个领域(Vincent, 1974),但由于不同草地生态系统环境因子与植被组成的差异,豆科牧草的固氮量也存在很大差异。在澳大利亚新南威尔士西部荒漠土壤上, Beadle(1959)发现在苦马豆(Swainsona)良好生长的地段,这种牧草固氮量可达到 $280\text{kg N}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。Beadle 和 Tchan(1955)也同时发现由于缺乏适宜的温度和湿度条件,在干旱地区豆科植物有时没有根瘤形成。Henzel(1977)、Sims 和 Singh(1978)的研究结果表明,天然草地豆科牧草种类比较少,郑慧莹等(1993)研究结果表明在松嫩平原各类草场上豆科牧草种类数目仅占 7.5%,产量占 5%~10%。在羊草杂类草群落豆科牧草生物量的比例有时高达 15%,但在单优势种的羊草群落中仅占 1%。Woodmansee(1978)估测在北美的草原上共生固氮量仅为 $0.05\text{g N}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ 。

在草地上人们还发现地衣和一些藻类也有固氮作用(Henriksson 等, 1972),藻类出现在荒漠中性到碱性土壤上。在持续潮湿的条件下,蓝绿藻层固氮速率每天可达 $0.18\text{kg N}/\text{hm}^2$,在干湿交替的情形下,固氮速率每天可达 $0.11\text{kg N}/\text{hm}^2$ (Mayland 等, 1966),Skujns 和 West(1974)用 ^{15}N 测定了大盆地荒漠土的蓝绿藻-地衣层的固氮速率,结果表明,固氮高峰出现在早晨的 8~10 点,最高值可达到每小时 $10\text{g }^{15}\text{N}/\text{hm}^2$ 。Fuller 等(1960)发现被蓝绿藻-地衣层固定的 ^{15}N 可被植物利用。

一些细菌也有固氮作用,如好气性固氮菌 *Azotobacter*、厌气性固氮菌 *Clostridium*。Steyn 和 Delwiche(1970)在加利福尼亚半干旱草地上估测非生物固氮量每年可能能达到 2kg N/hm^2 (35cm 深的土层内),并认为在一些草地上,自由生存的微生物对氮平衡可能起着非常重要的作用。Woodmansee(1978)报道,在半干旱的草地上,非共生固氮量为 $0.05\text{gN}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ 。但 Kapusta 和 Rice (1976)、Rice(1974)、Rychert 和 Skujins(1974)的研究表明:草地上积累的枯落物在分解过程中,产生了一些抑制自由固氮菌和蓝绿藻活动的化学物质,因而它们的固氮作用是微不足道的。

此外,人们还发现一些非豆科牧草也有固氮作用,如菊科的 *Artemisia canescens*、*A. tridentata*,蔷薇科的 *Coleogyne ramosissima*,藜科的 *Atriplex canescens*、*A. confertifolia*,蒺藜科的 *Larrea tridentata* 等等。

3 草地氮的损失

草地氮的损失主要通过以下途径:渗漏、反硝化作用、氮的挥发、火烧、放牧等。不同的草地由于管理方式、自然条件等的不同,氮素的损失量也有很大差异。

3.1 草地氮的渗漏

草地氮的渗漏是指由于水通过土壤上层剖面下渗时,带走了土壤中的可溶性氮(主要是 $\text{NO}_3^- \text{-N}$),致使植物对这些氮无法吸收。由此看来,产生氮渗漏必须满足这样几个条件:①土壤中必须有可移动形式的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$;②有一定量的降水;③土壤的通透性良好。

渗漏液中含有一定量的 NO_3^- ,渗漏液汇入到地下水中,达到一定程度会对人体有害,这在农业生产中已引起人们的重视。在一些施肥和灌水实行集约化经营的草地上,有氮的渗漏发生,在英国

的 Hurley, 当每公顷施氮 250kg 时, 氮的渗漏量约占 6%; 在每公顷施氮 500kg 时, 氮的渗漏量可高达 29% (Garwood 和 Ryden, 1986)。在湿润气候的草场上有氮的渗漏发生 (Nannipieri 等, 1984)。在半干旱的天然草地上, 由于 NO_3^- -N 的含量低、降水少, 因而渗漏是可忽略的 (Woodmansee 等, 1981)。在一些半干旱的草地上即便施很多的肥, 也没有渗漏现象的发生 (Power, 1971)。

3.2 反硝化作用氮的损失

反硝化作用是指硝态氮或亚硝态氮在反硝化细菌的作用下还原为 N_2 、 N_2O 和 NO 的过程。反硝化作用产生的 N_2O 是一种温室效应气体, 它同时也参与臭氧层的破坏作用, 近年来越来越引起人们的重视 (Hutchinson and Mosier, 1981)。反硝化过程一般发生在土壤通气性差 (厌氧)、pH 值相对高 (7.0~8.2)、适宜的温度及同时有一定量的 NO_3^- 和有机碳的条件下。另外氧化还原电位也影响反硝化作用的产生。反硝化作用适宜的氧化还原电位为 334mV, 高于 350mV 有 NO_3^- 的积累, 低于 320mV NO_3^- 不稳定 (Westerman and Tucker, 1978)。

Bijay-singh 等 (1988) 研究了反硝化作用与有机碳的关系, 发现反硝化作用与土壤有机碳呈显著正相关。Rheinbaben (1985) 研究了反硝化作用与钾的关系, 发现钾不足, 反硝化作用增强。

Ryden (1985) 在英国的草地研究结果表明: 在土壤含水量 $>20\%$, 土壤 NO_3^- -N $>5\sim10\mu\text{gN/g}$, 土壤温度 $<8^\circ\text{C}$ 时, 施肥量的 8% 由于反硝化作用而损失, 其中这 8% 中的 21% 又是以 N_2O 形式损失的。Goodroad and Keeney (1984) 在高草草原的研究结果显示, 在火烧地与未烧地上 N_2O 失量分别为 0.6、0.7 ng N_2O -N / ($\text{m}^2 \cdot \text{s}$)。Egginton and Smith (1986) 研究了施动物粪便和 $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ 反硝化作用损失量, 发现施 $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ 反硝化作用损失量远远高于施动物粪便。Woodmansee (1978) 认为在美国西部的草地氮反硝化作用损失并不重要。在荒漠草地上反硝化作用是

氮损失重要的一个方面 (Westerman and Tucker, 1978), 最高可达 $14\text{kg N}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。

3.3 氮的挥发

氮以氨的形式离开土壤至大气中称为氨的挥发。直到 20 世纪 50 年代 NH_3 的挥发才引起人们的重视。挥发的 NH_3 主要来自植物、小动物、微生物残体以及放牧家畜排泄物的分解 (Woodmansee, 1978; 1981)。

Floate 和 Torrance (1970) 通过研究, 认为凋落物的分解导致 NH_3 的遗失所占的比例极小。在放牧或施肥的草地 NH_3 的挥发损失是非常大的。Woodmansee 等 (1981) 的结果表明以尿液形式进入草地中的氮, 80% 要以挥发形式损失。Denmead (1974) 测定, 在每公顷 22~50 个羊单位的放牧场上, NH_3 的损失量分别为 13、26 $\text{mg N}/\text{m}^2$ 。Gillard (1967) 在热带和亚热带牧场上的研究结果显示, 由于这些草场上缺少金龟子, 粪便中 80% 的氮要挥发损失掉, 而在有金龟子活动的草场上, 大约有 15% 的损失量。这主要是金龟子使粪与土壤很好地混合在一起, 减少了 NH_3 的挥发。在相对热的环境条件下, 将尿素施到放牧场上会发现 NH_3 的挥发损失量会达到 42% (Catchpoole, 1982), Klubek (1978) 在美国西部荒漠的研究结果表明, 自然条件下氮挥发损失所占比例很小。

阳离子交换量、pH 值、土壤缓冲能力、 CaCO_3 的含量、温度都影响着 NH_3 的挥发。总的研究表明, NH_3 的挥发与阳离子交换量呈负相关 (Chai and Hou, 1975; Fen and Kissel, 1976)。一些研究表明, 将铵态氮肥施到碱性土壤表面时, NH_3 的挥发损失很严重, NH_3 的损失随着 pH 值的升高而升高。Jewitt (1942) 的研究结果表明 pH 值分别为 10.5、8.6 时, 所施 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 的 87%、13% 以挥发形式损失掉, 而 pH 值为 7.0 时, 则几乎没有损失。土壤缓冲力低, NH_3 的损失量也低。 CaCO_3 含量与 NH_3 的挥发呈正相关 (Fenn and Miyamoto, 1981)。温度通过影响植物、微生物的活动