

草地生态系统中土壤氮素矿化影响因素的研究进展^{*}

王常慧 邢雪荣^{**} 韩兴国

(中国科学院植物研究所植被数量生态重点实验室,北京 100093)

【摘要】 氮素是各种植物生长和发育所需的大量营养元素之一,也是牧草从土壤吸收最多的矿质元素。土壤中的氮大部分以有机态形式存在,而植物可以直接吸收利用的是无机态氮。这些有机态氮在土壤动物和微生物的作用下,由难以被植物直接吸收利用的有机态转化为可被植物直接吸收利用的无机态的过程就是土壤氮的矿化。氮素矿化受多种因子的影响,这些因子可以归结为生物因子和非生物因子。生物因子包括:土壤动物、土壤微生物和植物种类。土壤动物可以促进土壤有机质的矿化;土壤微生物种类、结构及功能与氮的分解、矿化有密切的关系;不同的植物种类对土壤氮素的矿化作用是不相同的,一般来说,有豆科植物生长的土壤比其它种类土壤氮素矿化的作用大。非生物因子一般可以分为环境因子和人类活动干扰。环境因子中土壤温度和含水量对土壤氮素矿化的影响是国内外众多科学家研究的方向。尽管如此,在此方面的研究还没有取得一致意见,仍然需要进行这方面的研究,而在其他诸如:不同的土壤质地与土壤类型方面,研究报道的结论也很不一致。草地生态系统中人类活动对土壤氮素矿化的影响主要包括,不同强度的放牧,割草以及施肥、火烧强度等。非生物因子对氮素矿化的影响非常直接和明显,尤其是人类活动。本文综述了近年来影响草地生态系统土壤氮素矿化有关因素的一些进展。

关键词 草地生态系统 氮素矿化 土壤 影响因子

文章编号 1001-9332(2004)11-2184-05 **中图分类号** Q948.113 **文献标识码** A

Advances in study of factors affecting soil N mineralization in grassland ecosystems. WAN G Changhui, XIN G Xuerong, HAN Xingguo (Laboratory of Quantitative Vegetation Ecology, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China). - Chin. J. Appl. Ecol., 2004, 15(11): 2184~2188.

The biological and non-biological factors affecting soil N availability in grassland ecosystems were reviewed in this paper. Nitrogen cycling in grassland ecosystems is one of the focuses widely concerned. Nitrogen mineralization is affected by many factors in grassland ecosystem, which can be classified into biological and non-biological ones. Biological factors include soil animals, soil microorganisms and plants. Soil animals could accelerate the organic matter to degrade. The species, structure and function of soil microorganisms correlate significantly with N degradation and mineralization. Different vegetation has different effects on soil nitrogen mineralization. The non-biological factors include environmental factors and anthropogenic disturbance, which have direct and obvious effects on N mineralization. The effects of soil temperature and moisture on N mineralization are given more attention, but many phenomena, such as the effects of soil type, soil structure and vegetation type on N mineralization still could not be explained clearly, and no general agreements were reached. Anthropogenic disturbance such as grazing, firing and fertilization influence N mineralization evidently. It is of great significance to understand the N cycling pattern and N availability in different grassland ecosystems all around the world.

Key words Grassland ecosystem, Nitrogen mineralization, Soil, Factors.

1 引言

氮素是包括草原生态系统在内的各种生态系统(森林、农田、荒漠、苔原等)生产力高低的主要限制因子^[8,10,53]。土壤中的氮大部分以有机态(约占全氮的85%~95%)形式存在。有机态氮一般不能直接为植物吸收利用,只有在适宜条件下,经微生物和细菌的分解,才能转化成能为植物吸收利用的矿物氮。这一过程称为土壤的矿化作用(N mineralization)。土壤氮素矿化是反映土壤供氮能力的重要因素之一,也是目前国内外土壤生态学研究的热点之一。氮素的矿化、硝化、固定、吸收及植物体的内部循环是草地生态系统中氮

素运动的主要途径。土壤有机氮的矿化依赖于水分、温度、微生物活性和有机氮的数量。由于氮素的同化需要消耗较多的能量,植物通过再循环来有效地利用吸收的氮素^[19]。草地是一个特殊的生态系统。草地养分循环不同于森林,有家畜的采食、践踏和排泄。这些对土壤氮素的矿化会产生很大的影响。本文分别从影响草原氮素矿化的生物因子和非生物因子两个方面来论述,分别讨论近年来国内外在草原氮素矿化方

* 中国科学院知识创新工程重要方向性项目(KZCX2-413)、中国科学院知识创新工程项目(KSCX2-SW-120)和国家科学技术攻关计划资助项目(2002BA517A11-7)。

** 通讯联系人。

2004-02-12 收稿, 2004-04-19 接受。

面进行的研究工作。

2 影响草原氮素矿化的生物因素

2.1 土壤生物对土壤氮素矿化的影响

2.1.1 土壤动物 土壤动物(如蚯蚓、线虫等)可以促进土壤有机氮的矿化,土壤动物对细菌的取食也能强烈影响细菌生物氮的矿化和转化过程^[25,26]。Ferris 等^[12]研究不同线虫对氮素矿化的影响,发现氮素矿化量随着土壤线虫数量的增加而增加,并且不同种类的线虫在不同的植物生长季节所占优势也不同,一般重量较小的线虫矿化量大于重量较大的线虫。Haimi 等^[16]在对一个模拟地表土层研究中发现,有一种蚯蚓能够增强土壤中氮的矿化和硝化作用。而也有相似的研究表明,蚯蚓活动的增强能够促进有机氮矿化为无机氮。

2.1.2 土壤微生物 土壤微生物在陆地生态系统氮素循环中起着一个整体的作用。多数研究表明,微生物生物量的季节变异与土壤水分含量和土壤基质(例如碳)可利用性有很大关系^[47,48]。土壤微生物量氮属土壤可矿化氮,在土壤氮素矿化方面占有重要地位。土壤微生物种类、结构及功能与氮的分解、矿化有密切的关系。Bonde 等^[6]发现,土壤微生物量氮的矿化常数($0.36 \sim 0.61 \text{ week}^{-1}$)与土壤易矿化氮的矿化常数($0.45 \sim 0.56 \text{ week}^{-1}$)相近,据此推断土壤微生物是土壤易矿化氮的主体。Murphy 等^[35]发现,在农田中土壤微生物量的大小和活性主要集中在表层土壤 2.5 cm 范围内,并且随着土壤深度的加深,微生物生物量和活性下降。由于微生物活性呈下降梯度,从而导致氮素的矿化势随着土壤深度的加深而迅速下降^[42,45]。Paul^[42]发现,在农田、草地和森林土壤中净氮矿化和总氮矿化的 35% ~ 90% 都集中在 2.5 cm 土层中。但是,这个微生物生物量和氮素矿化的梯度在自然生长的草原尚未表现出明显的特征^[13]。研究表明,在北方阔叶林生态系统中微生物生物量氮库只有较小的季节波动,与净氮矿化率无显著相关,即微生物氮库保持相对稳定,而其通量随时间变化。氮矿化存在明显的季节差异,而微生物氮库在不同的季节基本稳定,因此仅有部分微生物生物量与氮矿化有关。Parkinson 等^[40]提出疑问:微生物氮库的大小是否能够使土壤得到足够可矿化氮? Olfs^[39]指出,只要不是微生物大量集中的地方,微生物生物量氮库的大小可以用来预测氮素矿化速率。Hassink 等^[17]提出,微生物活性比微生物生物量更能表明氮素的矿化,尤其是在砂质结构的土壤中。Puri 等^[44]研究表明,微生物生物量对氮素的矿化只有一小部分影响,而土壤湿度和土壤温度是影响氮素矿化的最重要因子。

应该看到,土壤微生物量氮的比例虽然仅占土壤全氮的 5% ~ 10%,但土壤中微生物体不停地进行新陈代谢,其含量在不断变化,具有较快的周转率,因此在土壤可矿化氮素中仍然占有重要的地位。

2.2 物种对土壤氮素矿化的影响

植物种类是通过凋落物的质量和数量来间接影响土壤氮素转化率的^[49]。不同群落类型、演替序列和群落中的物种

组成及物种多样性都可以影响到土壤中氮的矿化^[28]。不同群落类型所在的土壤间无机氮的差异,可归因于不同群落类型下的土壤基质和微生物群落对土壤有效氮含量的决定作用。氮素转化过程受温度、湿度等生态因子的控制,即环境生态因子决定有效氮含量的变化规律,而群落类型、物种组成影响土壤基质质量(如 C/N 等),决定有效氮含量的大小。此外,土壤理化性质的作用也是很重要的。人为干扰活动的增加,在不同程度上改变了上述生物及非生物因子,进一步影响土壤无机氮的分布^[27,30]。

不同的植物物种会通过遮荫状况、生物固氮、凋落物产量和质量、土壤理化性质(如 pH 值、土壤温度和湿度等),土壤动物、微生物的种类数量和活性等因素,来影响土壤的养分循环过程。这主要是因为:1) 不同植物固氮能力有很大差异,其中豆科植物和少数非豆科植物通过共生固氮向生态系统输入氮素数量相当大,一般都超过 $100 \text{ g hm}^{-2} \text{ year}^{-1}$,但是某些植物种的非共生固氮根系的作用也不可忽视;2) 不同植物产生的凋落物数量和化学成分也有很大差异。凋落物中木质素/氮比能够比氮素浓度更好地预测分解速率^[22]和氮肥矿化速率^[51],而且不同物种凋落物质量之间的差异也能显著改变土壤氮素转化率,土壤氮素供应的改变,有利于某些物种生长,而那些具有高氮素转化率的物种则会反过来产生“优质”凋落物,从而进一步提高土壤氮素供应^[41,54],因此,木质素/氮能够很好地预测氮素矿化作用;3) 物种对氮素矿化速率有非常大的影响。Tanja 等^[52]应用 6 种牧草进行的实验表明,适应土壤肥力低的物种,氮的矿化率和硝化率都较低,而适应土壤肥力高的物种,其氮的矿化率和硝化率都较高。有的研究发现,在冻原区由气候变暖造成的植物群落结构的变化,对土壤氮素矿化的影响比土壤温度变化对氮素矿化的影响更大。

尽管植物物种对土壤养分动态影响的研究工作做了很多,但植物物种构成和物种多样性对氮素动态影响的研究,则还只是近几年来的事。例如,Naeem 等^[37]发现,草地生态系统生产力随植物生物多样性提高而增加,且物种多样性高时,矿质氮利用更完全,氮淋溶损失更少,因此物种丢失会威胁生态系统的功能和可持续性。此外,物种构成对生态系统过程也存在影响,这意味着改变生态系统构成的所有因素。

3 影响草原氮素矿化的非生物因素

3.1 环境因子

3.1.1 土壤质地 土壤质地对氮素矿化的影响主要是通过控制好氧菌活动,土壤粘粒与土壤有机质的结合等对土壤有机质提供保护,来增加或减少氮素的矿化^[17]。细质土比粗质土能固定更多碳、氮^[15],因此氮素的矿化率较高。砂土的氮矿化高于壤土和粘土,主要是由于粘土中的小孔隙对有机质有较强的物理保护作用,砂土中的有机质因与粘土颗粒相连而被保护,而在壤土中二者兼有。Groffman 等^[15]发现,微生物随土壤类型而变化,土壤质地是影响微生物生物量和活动的重要因子,从而影响氮矿化。Grewal^[14]发现,在不同大小的

干燥土壤团聚体中有机氮的矿化不同,因为可矿化有机氮库的大小依赖于其物理强度,即土壤团聚体的大小和稳定性。团聚体越小,稳定性越弱,其有机质越易被微生物降解,可矿化有机氮库越大。Wang 等^[55]从澳大利亚的4个地区(Victoria, New South Wales, Queensland, 和 ACT)采集了20种0~10 cm 土壤,进行30~2周的室内淹水和有氧培育。这些土壤的有机碳含量、C/N 以及 pH 值不同(表1),并且土壤结构各不相同。他们用这些土壤进行总的氮素矿化测定。培养两周后发现,矿化氮含量在570~6 100 mg·kg⁻¹之间变化,说明不同土壤可矿化氮量差异很大。而这种差异主要是由土壤有机质含量、酸碱度以及不同的 C/N 决定的。

表1 土壤性质

Table 1 Properties of soils used for incubations

土壤 Soil	取样点 Site	土壤类型 Soil type	粘粒 Clay (mg kg ⁻¹)	pH ^a	有机碳 Organic C (mg kg ⁻¹)	总氮 Total N (mg kg ⁻¹)
1	Coreinbob, NSW	脱碱土 Solodic	50	5.0	15	1.2
2	Gombalin, NSW	红壤 Red earth	130	5.1	11	1.0
3	Gombalin, NSW	红壤 Red earth	130	5.5	11	0.9
4	Gombalin, NSW	红壤 Red earth	130	5.5	19	1.6
5	Waurn Ponds, Vic	黑色石灰土 Rendzina	420	7.8	63	5.5
6	Noriliee, Qld	黑土 Black earth	760	8.6	16	1.0
7	Mywybilla, Qld	黑土 Black earth	720	7.3	12	0.7
8	Derrimut, Vic	红棕色土 Red brown earth	410	5.3	26	2.7
9	Bacchus Marsh, Vic	冲击土 Alluvial	290	5.9	35	3.0
10	Drysdale, Vic	黑土 Black earth	450	5.6	77	5.6
11	Ginninderra, ACT	灰化土眼 Podzolic	70	6.8	84	5.1
12	Tarwin, Vic	冲击土 Alluvial	80	5.5	50	4.1
13	Narrabri, NSW	灰色粘土 Grey clay	360	8.0	11	0.9
14	Walpeup, Vic	碱化棕钙土 Salinised brown soil	30	7.9	7	0.6
15	Waurn Ponds, Vic	Terra Rossa	420	7.7	39	3.2
16	Waurn Ponds, Vic	黑色石灰土 Rendzina	410	8.0	56	5.3
17	Gombalin, NSW	红壤 Red earth	140	5.4	14	1.2
18	Creswick, Vic	Krasnozem 红壤	350	5.5	49	3.3
19	Gombalin, NSW	红壤 Red earth	120	5.7	27	2.0
20	Coreinbob, NSW	脱碱土 Solodic	60	5.0	14	1.1

3.1.2 土壤深度与土壤 pH 值 土壤深度对氮素的矿化和硝化作用有很大的影响。氮矿化一般随土层深度增加而降低。土层浅则氮素的矿化和硝化作用强,尤其在淹水地区^[23]。Paul 等^[42]将0~2.5、2.5~5、5~10 和 10~15 cm 的土壤分别分层在实验室和野外对照培养来研究不同土层氮素矿化的梯度,同时还研究了不同土层 pH 值变化对净氮矿化的影响。结果发现,在0~15 cm 土层中,氮素矿化的32%~38% 是发生在0~2.5 cm 土层;52%~56%发生在0~5 cm 的土层;80%~90%是发生在0~10 cm 的土层。Berendse^[3]发现,土壤不同层次中有机质含量的多少是影响土壤氮矿化的主要因素。0~120 cm 土层氮矿化速率不同,随着土层深度的增加,土壤透气性和有机质含量在不断变化,土壤透气性逐渐降低,可供降解的有机质也越来越少,微生物数量迅速下降,氮矿化随之下降。在干旱为强烈限制因子的地区,深层土壤微气候条件比表层更有利于微生物活动,表土有较高的碳、氮矿化,可归因于较高的有机质数量和质量,而不受土壤微气候的限制。土壤氮素矿化与牧草根系分布也有关系。一般来说,土壤与根系的空间分布大体上呈现对应关系,在0~60 cm 深土壤中硝态氮(NO₃⁻·N)比较多,占0~100 cm

土壤硝态氮总量的70%以上。土层越深,根系分布越少,所以根系吸收无机氮的量也在逐渐减少,另外下层土壤微生物的数量也在降低,所以氮素矿化发生的机会也下降。

土壤 pH 值升高,会促进氮素的矿化,特别是硝化作用会随着 pH 值的增加而线性增加。这主要是因为 pH 值升高,增加了土壤有机质的可溶性,为微生物的生命活动提供了大量富含碳、氮基团的物质,从而促进了氮素的矿化^[11]。一般认为,铵态氮比硝态氮更易固化,但在低 pH 值条件下则更有利硝态氮的固持。土壤盐度也影响氮矿化,且随盐度增加,总氮矿化量下降。

3.1.3 土壤有机质含量 无论在哪种气候条件下,土壤有机质的质量都影响土壤有机氮的矿化,这是因为土壤有机质的质量直接影响到参与分解的微生物是否容易获得自身分解的氮素。微生物活性受温湿度影响,所以土壤有机质含量在不同的温度与土壤条件下对氮素的矿化影响程度不同。土壤矿化与碳氮比呈负相关。当有机质的 C/N 大于 30 1 时,有机质在矿化作用的最初阶段不可能对植物产生供氮效果,反而有可能使植物缺氮现象更为严重;当有机质的 C/N 小于 15 1 时,在其矿化作用一开始,它所提供的有效氮量就会超过微生物同化量,使植物有可能从有机质矿化过程中获得有效氮的供应。

作为养分循环中极为重要的植物凋落物,在氮素矿化过程中也起着至关重要的作用。Vitousek 等^[54]研究发现,如果植物凋落物中 C/N 比较高时,土壤矿化速率会降低。凋落物中 C/N 比值高,意味着对土壤的碳输出高,使土壤微生物的生物量增加,将更多的铵态氮将被土壤微生物固持,从而降低了净矿化速率。Nadelhoffer 等^[36]发现,在调节土壤氮素矿化方面,当温度高于 9 时,土壤有机质组分对土壤氮素矿化的影响比温度的影响更显著。小片段不稳定的有机质库对温度、湿度或其它因子敏感度要比大片段、难降解有机质库大,其大小往往引起碳、氮矿化的不同^[7]。不同土壤细胞壁物质的矿化率及其干燥效应大小,与土壤粘土矿物类型、游离铁铝等无机胶体的性质及数量有密切关系,这可能是在不同土壤中同一形态的氮素矿化差异较大的主要原因^[44]。即便在同一土壤中,各形态有机质的分解、矿化程度也可能相差数倍^[57]。

3.1.4 土壤温度和湿度 一般来讲,土壤温度升高,会促进土壤氮循环^[29,34],但是不同的研究也发现了不同的结果。Grewal 等^[14]通过对一个尿素施肥的碱性砂质粘土的室内培育发现,在高温下,氮硝化速率明显提高。Shaw 等^[46]通过原位野外加热实验发现,在干燥环境中,温度升高会使净氮矿化速率在1年后提高60%,而硝化速率则不受温度变化的影响;在湿润环境中,无论是净氮矿化速率还是净氮硝化速率差异都不显著。周才平^[56]发现,在5~25 范围内,土壤净氮矿化速率和净硝化速率均随温度和湿度的升高而增加;当温度超过 25 、含水量超过 0.2 kg 土壤时,土壤净矿化速率和净硝化速率反而下降。Puri^[44]研究表明,土壤温湿度是影响土壤氮素矿化的最重要的原因,而且温度的影响要高

于湿度,二者有明显的正交互作用。

一般来说,土壤含水量的降低,会减慢氮素矿化的速度。Calderon 等^[9]发现,土壤含水量减少,能使氮素和碳素的矿化降低 15%。Andrew 等^[2]研究表明,在多种类型的土壤中,无论在田间还是实验室,温度和湿度都是控制氮素矿化的主要因子。

3.2 人类活动对草地土壤氮素矿化的影响

3.2.1 放牧 放牧对草地氮矿化有重要的影响。一般来说,适度放牧会增加土壤氮素的矿化,而重牧则会使土壤氮素矿化率下降。Mario 等^[31]在一个围封 8 年没有放牧的混合草地与不同放牧程度的同样草地中,研究不同放牧强度对草原氮素矿化的影响,发现过度放牧使土壤氮素矿化率下降。同时,过牧还使凋落物、根区生物量氮以及根区氮的浓度下降。Mc Naughton 等^[32]研究表明,在草原上停止放牧,导致凋落物氮固持和地上立枯生物量增加,同时使土壤微生物转化率和净氮矿化下降。Holland 等^[20,21]就植物对放牧和氮素循环的生理反应间的关系进行了研究。结果发现,土壤氮素矿化的高峰在轻牧-适牧的水平上,土壤总氮则随着放牧增加而呈下降趋势。这是因为动物采食,而使转运到土壤中的氮下降,凋落物转化率上升。

3.2.2 施肥 施氮肥样地土壤氮素矿化作用大都高于未施氮肥样地^[1,4,29,50]。施用氮肥,可促进土壤原来有机氮的分解和释放,称为正激发效应。这一现象的机理不十分清楚,可能有下列原因:1)施入的无机氮被微生物固定,促使原来有机质氮矿化、释放。施入的氮越多,原来有机氮矿化释放的氮也越多;2)施入无机氮,可促进植物根系发育,从而通过根系的生物作用,促进氮的吸收;3)施入无机氮后,由盐效应引起土壤化学和物理性质发生变化(如渗透压、pH 值等)。Hayne 等^[18]通过 3 年草原施肥实验发现,土壤有机氮的净矿化速率会随肥料氮的增加而上升,然而即使施肥量很大,这种增加也只是暂时的。同样 Klemmedson^[24]在研究森林土壤中也发现,施肥增加氮素矿化,只是暂时现象,而种植豆科植物比施氮肥更加经济有效。由此可见,通过施氮肥调控土壤 C/N 比,并不能永久改变土壤氮素矿化的格局。

3.2.3 火烧 多数研究认为,火烧后土壤中 NH_4^+ 浓度都有较大幅度的增加,而 NO_3^- 浓度则略有增加或者变化不大。皆伐和火烧能够提高土壤的氮矿化作用。火烧后 NH_4^+ 浓度的增加可能是温度升高后引起的物理化学反应造成的,而 NO_3^- 浓度的增加,则是由于土壤化学物质减少,造成硝化作用增强的缘故。值得一提的是,火烧对氮素可利用性的影响程度,因火烧强度、频度和火烧时间而有所不同。轻度火烧的 Mactush 样地,有机质覆盖度显著高于重度火烧样地,且有机质含量、全氮、年度氮矿化估计值也高于重度火烧样地。轻度火烧样地的年度氮矿化比重度火烧高 64%。由此可见,并非火烧强度越大,越有利于提高氮素的可利用性。另外,火烧频度高的处理似乎更倾向于具有较高的净氮矿化速率和固化速率。Peter 等^[43]研究表明,在一定的植被覆盖度下,土壤氮素矿化速率随火烧频率的增加而增加。在新的生长季之

前,火可以帮助除去多余的、品质差的死亡牧草。有时火有助于豆科牧草的进入^[33]。在牧草生长初期火烧后,可降低通过凋落物进入土壤的氮素通量,而对草原氮素的吸收以及下一生长季牧草的生长均无显著影响。草原上几年 1 次的周期性火烧,因大量消耗土壤有机物质,可降低土壤氮素循环的速度。北美草地工作者们已经指出,在长期火烧制度下,土壤中可矿化氮数量在减少^[5,38]。无论是实验室培育实验,还是盆栽植物吸收氮实验都表明,火烧可显著地降低氮素的矿化。火烧可增加土壤 C/N 比,加大氮素亏缺,使地上和地下的轻质有机质量减少。

4 结语

草地土壤氮素矿化受多种因素的影响。不同的草地类型处于不同的气候带,因而物种构成和土壤基质(如土壤动物、土壤微生物种类、土壤的结构、pH 值以及土壤的有机质含量等)各不相同。土壤氮素矿化受制于这些条件对它的影响。因此,在比较不同草地类型氮素矿化动态时,应该同时记录该草地的物种组成,测定土壤的各种理化特性,并同时进行室内控制条件实验和野外对照实验,以便确定造成差异的因素,从而为草原管理和草地建模提供可靠的实践依据。

参考文献

- Adams MA, Artill PM. 1984. Patterns of nitrogen mineralization in 23-year old pine forest following nitrogen fertilizing. *For Ecol Man*, **7**(3): 241~248
- Andrew EP, Ralph EJ, Boerner JL. 1987. Relative nitrogen mineralization and nitrification in soils of two contrasting hardwood forests: Effects of site microclimate and initial soil chemistry. *For Ecol Man*, **21**: 21~36
- Berendse F. 1990. Organic matter accumulation and nitrogen mineralization during secondary succession in heath land ecosystems. *J Ecol*, **78**: 413~427
- Binkley D, Hart S. 1989. The component of nitrogen availability assessments in forest soils. *Adv Soil Sci*, **10**(1): 57~115
- Blair JM. 1997. Fire, N availability, and plant response in grasslands: A test of the transient maxima hypothesis. *Ecology*, **78**: 2359~2368
- Bonde TA, Schnurer J, Rosswall T. 1988. Microbial biomass as a fraction of potentially mineralizable nitrogen in soils from long-term field experiments. *Soil Biol Biochem*, **20**: 447~452
- Bremer E, Kuikman P. 1997. Influence of competition for nitrogen in soil on net mineralization of nitrogen. *Plant Soil*, **190**(1): 119~126
- Burke IC, Lauenroth WK, Parton WJ. 1997. Regional and temporal variation in net primary production and nitrogen mineralization in grasslands. *Ecology*, **78**: 1330~1340
- Calderon JF, Louise EJ, Scow KM, et al. 2000. Microbial response to simulated tillage in cultivated and uncultivated soils. *Soil Biol Biochem*, **32**: 1547~1559
- Clark FE. 1977. Internal cycling of ^{15}N in short grass prairie. *Ecology*, **58**: 1322~1333
- Curtin DC, Campbell A, Jail A. 1998. Effects of acidity on mineralization: pH-dependence of organic matter mineralization in weakly acidic soils. *Soil Biol Biochem*, **30**: 57~64
- Ferris JC. 2000. Growth and nitrogen mineralization of selected fungi and fungal-feeding nematodes on sand amended with organic matter. *Plant Soil*, **218**: 91~101
- Fynn RWS, Haynes RJ, O'Connor TG. 2002. Burning causes long-term changes in soil organic matter content of a South African grassland. *Soil Biol Biochem*, **1**: 1~11
- Grewal JS, Yadavinder-Singh, Bijay-Singh, et al. 1999. Effect of

- source and nest size of N fertilizers and temperature on nitrification in a coarse textured, alkaline soil. *Nutr Cyc Agroecosyst*, **54**: 199 ~ 207
- 15 Groffman PM, Eagan PS. 1996. Grass species and soil type effects on microbial biomass and activity. *Plant Soil*, **183**(1): 61 ~ 67
- 16 Haimi J, Boucelham M. 1991. Effects of endogeic earthworms on soil processes and plant growth in coniferous forest floor. *Pedobiologia*, **35**: 247 ~ 256
- 17 Hassink J, Bouwman LA, Zwart KB, et al. 1993. Relationship between habitable pore space, soil biota and mineralization rates in grassland soils. *Soil Biol Biochem*, **25**: 47 ~ 55
- 18 Haynes RJ. 1999. Labile organic matter fractions and aggregate stability under short-term, grass-based leys. *Soil Biol Biochem*, **31**: 1821 ~ 1830
- 19 Hisosaka K, Hirose T. 2001. Nitrogen uptake and use by competing individuals in a Xanthium Canadense Stand. *Oecologia*, **126**: 174 ~ 181
- 20 Holland EA, Detling JK. 1990. Plant response to herbivory and belowground nitrogen cycling. *Ecology*, **71**: 1040 ~ 1049
- 21 Holland EA, Parton WJ, Detling JK, et al. 1992. Physiological responses of plant populations to herbivory and their consequences for ecosystem nutrient flow. *Am Nat*, **140**: 685 ~ 706
- 22 Huang J-H(黄建辉), Han X-G(韩兴国). 1999. Advanced in the effects of organisms in pedosphere on the decomposition of soil organics. *Adv Plant Sci(植物科学进展)*, **2**: 132 ~ 141 (in Chinese)
- 23 Khera TS, Aulakh MS, Doran JW. 1999. Significance of soil depth on nitrogen transformation in flooded and nonflooded systems under laboratory conditions. *Nutr Cyc Agroecosyst*, **54**: 209 ~ 213
- 24 Klemmedson JO. 1989. Nitrogen mineralization in limed and gypsum-amended substrates from ameliorated acid forest soils. *Soil Sci*, **147**(1): 55 ~ 63
- 25 Kuikman EB. 1997. Influence of competition for nitrogen in soil on net mineralization of nitrogen. *Plant Soil*, **190**: 119 ~ 126
- 26 Kuikman PJ, Van Veen JA. 1989. The impacts of protozoa on the availability of bacterial nitrogen to plants. *Biol Fert Soils*, **8**(1): 13 ~ 18
- 27 Li G-C(李贵才), Han X-G(韩兴国), Huang J-H(黄建辉), et al. 2003. Dynamics of soil inorganic nitrogen in middle mountain moist evergreen broadleaf forest under different disturbance intensities in Ailao Mountain. *Chin J Appl Ecol(应用生态学报)*, **14**(8): 1251 ~ 1256 (in Chinese)
- 28 Li G-C(李贵才), Han X-G(韩兴国), Huang J-H(黄建辉). 2001. A review of affecting factors of soil nitrogen mineralization in forest ecosystems. *Acta Ecol Sin(生态学报)*, **21**(7): 1187 ~ 1195 (in Chinese)
- 29 Loiseau P, Soussana JF. 2000. Effects of elevated CO₂ temperature and N fertilization on fluxes in a grassland ecosystem. *Global Change Biol*, **6**: 953 ~ 965
- 30 Maimone R. 1987. Nitrogen mineralization in a lower coastal plain forest soil. *Agron Abs*, **261**
- 31 Mario EB, Bob DP, Paul EN. 1998. Grazing intensity and ecosystem processes in a northern mixed-grass prairie, USA. *Ecol Appl*, **8**(2): 469 ~ 479
- 32 McNaughton SJ, Ruess RG, Seagle SW. 1988. Large mammals and process dynamics in African ecosystems. *Biol Sci*, **38**: 794 ~ 800
- 33 Mott JJ. 1982. Fire in improved pastures in northern Australia. *Trop Grassland*, **16**: 97 ~ 100
- 34 Mu X-M(穆兴民), Fan X-L(樊小林). 1999. A review on ecological models of soil N mineralization. *Chin J Appl Ecol(应用生态学报)*, **10**(1): 114 ~ 118 (in Chinese)
- 35 Murphy DV, Sparling GP, Fillery IRP. 1998. Stratification of microbial biomass C and N and gross N mineralization with soil depth in two contrasting Western Australian agriculture soils. *Aus J Soil Res*, **36**: 45 ~ 55
- 36 Nadelhoffer KJ, Giblin AE, Shaver GR, et al. 1991. Effects of temperature and substrate quality on element mineralization in six arctic soil. *Ecology*, **72**: 242 ~ 253
- 37 Naeem S. 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystem. *Nature*, **368**(64 ~ 73): 734 ~ 737
- 38 Ojima D, Schimel DS, Parton WJ, et al. 1994. Long and short-term effects of fire on nitrogen cycling in tallgrass prairie. *Biogeochemistry*, **24**: 67 ~ 84
- 39 Olfs W. 1993. Suitability of microbial biomass as an indicator for the N mineralization capacity of soils: Influence of immobilizing conditions. In: Neeteson JJ, Hassink J, eds. *Nitrogen Mineralization in Agriculture Soils*. Haren: DLO-Institute for Soil Fertility Research. 175 ~ 183
- 40 Pakinson D, Paul EA. 1982. Microbial biomass. In: Page AL, Miller RH, Keeny DR, eds. *Methods of Soil Analysis*. Chemical and Microbiological Properties. Madison, WI: Jawson: Soil Science Society of America. 821 ~ 829
- 41 Pastor JD, McClaugherty CA. 1984. Aboveground production and N and P cycling along a nitrogen mineralization on Blackhawk Island, Wisconsin. *Ecology*, **65**: 256 ~ 268
- 42 Paul KI, Black AS, Conyers MK. 2001. Development of nitrogen mineralization gradients through surface soil depth and their influence on surface soil pH. *Plant Soil*, **234**: 239 ~ 246
- 43 Peter B, Reich DWP, David A. 2001. Fire and vegetation effects on productivity and nitrogen cycling across a forest-grassland continuum. *Ecology*, **82**(6): 1703 ~ 1719
- 44 Puri G, Ashman MR. 1998. Relationship between soil microbial biomass and gross N mineralization. *Soil Biol Biochem*, **30**(2): 251 ~ 256
- 45 Purnomo E, Black AS, Conyers MK. 2000. The distribution of net nitrogen mineralization within surface soil. Factors influencing the distribution of net N mineralization. *Aus J Soil Res*, **38**: 643 ~ 652
- 46 Shaw MR, Harte J. 2001. Control of litter decomposition in a subalpine meadow-sagebrush steppe ecotone under climate change. *Ecol Appl*, **11**(4): 1206 ~ 1223
- 47 Singh JS, Raghubansi AS, Singh RS, et al. 1989. Microbial biomass acts as a source of plant nutrient in dry tropical forest and savanna. *Nature*, **338**: 499 ~ 500
- 48 Srivastava SC. 1992. Microbial C, N, and P in dry tropical soils: Seasonal changes and influence of soil moisture. *Soil Biol Biochem*, **24**: 711 ~ 714
- 49 Steltzer H, Bowman WD. 1998. Different influence of plant species on soil nitrogen transformations within moist meadow. *Alpine Tundra*, **1**: 464 ~ 474
- 50 Strader RH. 1989. Nitrogen mineralization in high elevation forests of the Appalachians I. Regional patterns in southern spruce-fir forest. *Biogeochemistry*, **7**: 131 ~ 145
- 51 Stump L, Binkley D. 1993. Relationships between litter quality and nitrogen availability in Rocky Mountain forests. *Can J For Res*, **23**: 492 ~ 502
- 52 Tanja AJ, Krift VD, Frank B. 2001. The effect of plant species on soil nitrogen mineralization. *J Ecol*, **89**: 555 ~ 561
- 53 Tilman D. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystem. *Nature*, **379**(65 ~ 67): 718 ~ 720
- 54 Vitousek PM, Gose JR, Grier CC, et al. 1982. A comparative analysis of potential nitrification and nitrate modicum production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability, neutrality in forest ecosystem. *Ecol Monog*, **52**: 155 ~ 177
- 55 Wang WJ, Chalk PM, Chen D, et al. 2001. Nitrogen mineralization, immobilization and loss, and their role in determining differences in net nitrogen production during waterlogged and aerobic incubation of soils. *Soil Biol Biochem*, **33**: 1305 ~ 1315
- 56 Zhou C-P(周才平), Ougang H(欧阳华). 2001. Influence of temperature and moisture on soil nitrogen mineralization under two type of forest in Changbai Mountain. *Chin J Appl Ecol(应用生态学报)*, **12**(4): 505 ~ 508 (in Chinese)
- 57 Zhu Z-L(朱兆良). 1979. The advanced of nitrogen transformation in soils. *Adv Soil Sci(土壤科学进展)*, **2**(1): 1 ~ 15 (in Chinese)

作者简介 王常慧,女,1974年生,博士研究生,主要从事草原生态学和地球化学循环研究,发表文章7篇。E-mail: wangch@ibcs.ac.cn