

文章编号: 1001-1498(2009)01-0069-06

城乡梯度森林土壤原位 N 矿化

余明泉^{1,2}, 杜天真¹, 陈伏生^{3*}

(1. 江西农业大学园林与艺术学院, 江西 南昌 330045; 2. 江西科技师范学院生物系, 江西 南昌 330038;

3. 南昌大学生命科学学院, 江西 南昌 330031)

摘要:以位于南昌市城乡生态界面的湿地松 (*Pinus elliottii*) 人工林为研究对象, 开展城区、郊区、乡村 3 个不同梯度土壤 N 原位、异位培养试验。结果表明: 培养土壤来源对土壤的氨化、硝化速率影响差异极显著 ($P < 0.001$), 对净矿化速率影响差异显著 ($P < 0.05$); 氨化速率表现为乡村土壤来源 ($0.11 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$) $>$ 郊区土壤来源 ($-0.92 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$) $>$ 城区土壤来源 ($-2.02 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$); 硝化速率表现为乡村土壤来源 ($0.44 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$) 较低, 城区 ($3.18 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$) 和郊区土壤来源 ($3.35 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$) 较高; 净矿化速率表现为乡村土壤来源 ($0.54 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$) $<$ 城区土壤来源 ($1.16 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$) $<$ 郊区土壤来源 ($2.43 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$)。培养位置对氨化速率影响差异不显著 ($P > 0.05$), 对硝化速率、净矿化速率影响差异极显著 ($P < 0.001$); 硝化速率和净矿化速率均表现为乡村 ($0.68 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$ 和 $-0.29 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$) 和郊区 ($1.78 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$ 和 $1.06 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$) 较低, 城区 ($4.51 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$ 和 $3.36 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$) 较高。总体来看, 土壤 N 的矿化过程既与土壤理化特性有关, 又明显受到城市化的影响。

关键词: N 矿化; 异位培养; 城乡梯度; 森林土壤; 南昌市

中图分类号: S714

文献标识码: A

Soil Nitrogen Mineralization of *in situ* and Exchange-location Incubation in Forest along an Urban-to-Rural Gradient

YU Ming-quan^{1,2}, DU Tian-zhen¹, CHEN Fu-sheng³

(1. College of Landscape Architectural and Art, Jiangxi Agricultural University, Nanchang 330045, Jiangxi, China;

2. Department of Biology, Jiangxi Science & Technology Normal University, Nanchang 330038, Jiangxi, China;

3. College of Life Sciences, Nanchang University, Nanchang 330031, Jiangxi, China)

Abstract: Soil nitrogen mineralization of *in situ* and exchange-location incubation was studied in *Pinus elliottii* plantations along a 30 km urban-suburban-rural transect in Nanchang City. The results showed that the effects of incubation soil source on the rates of ammonification, nitrification and net mineralization were significant at the levels of $P < 0.001$ and $P < 0.05$, respectively. The ammonification rate for different incubation soil sources showed an increase tendency with further away from the urban, they were $-2.02 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$, $-0.92 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$, and $0.11 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$ respectively in urban, suburban and rural soils. However, the rate of nitrification in rural source soil ($0.44 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$) showed much lower than that in suburban source soil ($3.18 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$) and urban source soil ($3.35 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$). The net mineralization rate showed contrary tendency, $0.54 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$, $1.16 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$, $2.43 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$ showed in urban, suburban, rural soil. The effects of soil incubation location on the rates of nitrification and net mineralization

收稿日期: 2008-02-20

基金项目: 国家自然科学基金项目 (30600473)

作者简介: 余明泉 (1968—), 男, 江西南昌人, 博士生, 主要从事森林土壤氮素转化的研究。

*通信作者: E-mail: chenfush@hotmail.com

was significant at the level of $P < 0.001$, while the effect on ammonification rate was no significant ($P < 0.05$). Both of the rates of nitrification and net mineralization for different soil incubation locations showed the lower rates in rural source soil ($0.68 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$ and $-0.29 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$) and suburban source soil ($1.78 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$ and $1.06 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$), but the rates are much higher in urban source soil ($4.51 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$ and $3.36 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$). In conclusion, soil nitrogen mineralization process was influenced by soil characteristics as well as urbanization process

Key words: nitrogen mineralization; exchange-location incubation; urban-rural gradient; forest soil; Nanchang City

在许多森林生态系统中,土壤有效 N 通常是限制林木生长的主要因子^[1]。土壤中 N 的矿化过程是有机 N 转化为植物可吸收有效 N 形式的重要途径^[2-3], N 矿化速率往往决定了土壤中用于植物生长的 N 可利用性^[4]。矿化速率除受到土壤物理、化学和生物学特性^[5]、外界环境条件^[6]等的影响外,还明显受到人类干扰,如城市化^[7]、放牧^[8]等过程的影响。

近几十年来,由于人类活动的加剧,城市化改变了城市森林的水热状况,使得温度、湿度等生态因子在城区-郊区-乡村的生态界面上形成了相应的递增或递减梯度^[9-10],对城市森林植被、土壤、生物多样性、景观产生极大的影响^[11],同时也影响着城市森林土壤的 N 矿化过程^[7],从而改变了城市森林生态系统的 N 循环及其养分平衡。尽管近年来城市森林研究正逐渐成为生态学研究热点之一^[12-14],但生态系统物质循环作为城市森林研究的重要内容并没有得到足够重视^[15],而养分循环是城市森林生态系统中关键的生态过程,土壤有效 N 影响城市森林中植物的生长、发育及其生态系统服务功能的发挥^[16]。国外,自 20 世纪 90 年代初就有一些研究者开始关注城市化对森林生态系统结构和功能影响的研究^[17-18],相继报道了城乡梯度中森林土壤 N 矿化、硝化速率的变化规律^[19-21],而在我国尚未有这方面的研究报道。因此,开展研究我国城市化对森林土壤 N 转化的影响具有十分重要的意义。

本研究以南昌市“城区-郊区-乡村”森林生态系统样带为研究对象,通过对森林土壤 N 矿化的原位和易位培养,探寻在城乡梯度生态界面中森林生态系统土壤 N 转化的规律,提高城市化对自然生态系统影响的认识,为科学经营和管理城市森林提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

南昌市位于 $115^{\circ}27' \sim 116^{\circ}35' \text{ E}$, $28^{\circ}09' \sim 29^{\circ}11' \text{ N}$,气候湿润温和,属中亚热带季风区,雨量充

沛,四季分明,春秋短,夏季长,年平均气温 17.5°C ,年降水量 $1600 \sim 1800 \text{ mm}$,年平均相对湿度为 77% ,年日照时间 1900.5 h ,年平均风速 $2.5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$,年无霜期 291 d 。境内多为黄红壤土,城区降水 pH 值范围 $3.65 \sim 7.20$,平均为 4.34 ^[22]。

1.2 样地的选取

试验区位于从南昌市中心沿 105 国道一直向北 30 km 的范围,样带从人民公园始向北延伸经过郊区的环球公园到达新建县溪霞乡,城区、郊区、乡村的生态特征清晰,相关的生态指标差异也比较明显。

样带土壤均为红壤,土壤质地基本一致。分别在人民公园(城区)、环球公园(郊区)、溪霞乡的溪霞森林公园(乡村)各选取人工湿地松(*Pinus elliottii* Engelm.)林典型样地 1 块作为城乡梯度生态研究界面,树龄均在 15 a 左右,取样的样地均没有明显的干扰迹象,坡度、坡向较一致,样地基本理化性质见表 1。

表 1 样带土壤基本情况 (0~15 cm)

土壤特性	城区	郊区	乡村
pH 值	5.94(0.74) a	4.16(0.04) b	4.48(0.06) b
土壤密度 / ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$)	1.07(0.06) a	1.13(0.05) a	1.04(0.04) a
全 C / ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	14.00(2.19) a	22.75(1.75) b	12.52(0.54) a
全 N / ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	0.90(0.10) a	1.65(0.11) b	1.02(0.09) a
全 P / ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	0.80(0.22) a	0.38(0.11) ab	0.15(0.11) b
C/N 比	15.29(0.87) a	13.92(1.07) a	12.48(1.01) a
N/P 比	1.34(0.26) a	4.58(0.64) b	7.02(0.88) b
铵态 N / ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	4.33(0.22) a	2.88(0.05) b	4.31(0.20) a
硝态 N / ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	7.40(0.47) a	3.01(0.71) b	0.16(0.04) c
矿质 N / ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	11.73(0.64) a	5.89(0.73) b	4.47(0.20) b

注:括号内数字为标准误,铵态 N 和硝态 N 含量是培养前初始含量,同一行中有相同字母为差异不显著,否则为差异显著 ($P < 0.05$)。

1.3 试验设计和测定方法

原易位培养试验在 2007 年生长旺季开展,采用顶盖埋管法,2007 年 6 月 19 日分别在城区、郊区、乡村生态界面上的典型样地中选取 4 个 $10 \text{ m} \times 10 \text{ m}$ 的样方,在每个样方内将 4 个长为 15 cm 、内径为 4.0 cm 的 PVC 管全部垂直打入土内(每个生态界面分别为 16 个,3 个界面共计 48 个),其中 1 个原封不动的留下做原位培养,2 个带土的 PVC 管取出,分别转移至其它生态界面

的样方内,并放入相对应的位置,进行换位培养^[23-24],还有 1 个立即带回实验室分析,测定其铵态 N 和硝态 N 的含量作为培养前初始值。所有原位和易位的土样均培养 30 d。于 2007 年 7 月 19 日将所有装有土样的 PVC 管全部取出,测定培养后的铵态 N 和硝态 N 含量。铵态 N 用靛酚兰比色法测定,硝态 N 含量用镀铜镉还原-重氮偶合比色法测定。同时,在每个样方中用土钻取 0~15 cm 层混合土样,每个生态界面为 4 个混合样,3 个生态界面共计 12 个混合样,用 1:2 水溶液, pH 计测定土壤 pH 值、用油浴-高铬酸钾容量法测定有机 C、用半开氏消煮法测定全 N、用浓硫酸-高氯酸催化消煮、钼锑抗比色法测定全 P^[25]。用环刀法测定每个样方 0~15 cm 层土壤密度。

1.4 数据处理与分析

氮化速率 = (土壤培养 30 d 后的铵态 N) - (土壤培养前初始的铵态 N); 硝化速率 = (土壤培养 30 d 后的硝态 N) - (土壤培养前初始的硝态 N); 土壤 N 净矿化速率 = (土壤培养 30 d 后的铵态 N + 硝态 N) - (土壤培养前初始铵态 N + 硝态 N)^[26]。

所有数据采用统计软件 SPSS for Windows 11.0 中单因素方差分析和多因素方差分析;显著和极显著分别在 $P=0.05$ 和 $P=0.001$ 水平。

2 结果与分析

2.1 土壤基本理化特性

土壤的理化性质是影响土壤 N 矿化的重要因素。在所选取的样带中,城区的土壤 pH 值比郊区、乡村的高,但均为酸性土壤;易位培养前各样地铵态 N 初始值为城区、乡村较高,郊区较低,硝态 N 则为城区 > 郊区 > 乡村,矿质 N 为城区较高,郊区和乡村较低;郊区土壤的有机 C、全 N 含量比城区和乡村的高,其它因子差异不明显(表 1)。

2.2 氮化速率

原位培养试验结果表明:城区、郊区、乡村的土壤原位培养的氮化速率为乡村和郊区较高,城区较低,反映出离城区越远,氮化速率越高的变化趋势(表 2)。

易位培养试验结果表明:同一培养土壤来源在不同的培养位置培养的氮化速率差异不显著($P>0.05$) (图 1A)。说明城区-郊区-乡村生态界面的环境因子的变化不足以影响湿地松人工林土壤氮化速率。原易位培养试验结果结合来看:培养土壤来源对氮化速率影响差异极显著($P<0.001$),具体为乡村土样来源 > 郊区土样来源 > 城区土样来源;土壤培养位置、

培养土壤来源与土壤培养位置的交互作用对土壤氮化速率的影响差异均不显著($P>0.05$) (表 3、表 4)。

2.3 硝化速率

原位培养试验结果表明:城区、郊区、乡村的土壤原位培养的硝化速率为城区 > 郊区 > 乡村,反映出离城区越近硝化速率越高的趋势(表 2)。

易位培养试验结果表明:城区培养土壤来源易位到郊区、乡村后表现为郊区 ($3.42 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$) > 乡村 ($-0.50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$); 郊区培养土壤来源易位到城区、乡村后表现为城区 ($5.98 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$) > 乡村 ($2.39 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$); 乡村培养土壤来源易位到城区、郊区后表现为城区 ($0.93 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$) > 郊区 ($0.23 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$),反映出离城区越近硝化速率越高的趋势(图 1B)。

原易位培养试验结果结合来看:培养土壤来源和土壤培养位置对硝化速率的影响差异均达到极显著($P<0.001$),培养土壤来源为城区和郊区较高,乡村较低,土壤培养位置为城区较高,郊区和乡村较低。培养土壤来源和土壤培养位置的交互作用对硝化速率的影响差异也极显著($P<0.001$) (表 3、表 4)。

2.4 净矿化速率

原位培养试验结果表明:城区、郊区、乡村的土壤原位培养的矿化速率表现出城区 > 郊区 > 乡村,反映出离城区越近矿化速率越高的趋势(表 2)。

易位培养试验结果表明:城区培养土壤易位到郊区、乡村后表现为郊区 ($4.59 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$) > 乡村 ($-2.36 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$); 郊区培养土壤易位到城区、乡村后表现为城区 ($4.75 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$) > 乡村 ($1.31 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$); 乡村培养土壤易位到城区、郊区后差异不显著(图 1C)。

原易位培养试验结果结合来看:培养土壤来源对净矿化速率影响差异显著($P<0.05$),具体为郊区 > 城区 > 乡村;土壤培养位置对矿化速率的影响差异为极显著($P<0.001$),具体为城区较高,郊区和乡村较低;培养土壤来源与土壤培养位置的交互作用对净矿化速率的影响差异也显著($P<0.05$) (表 3、表 4)。

表 2 原位培养的土壤氮化、硝化和净矿化速率平均值

地点	氮化速率	硝化速率	净矿化速率
	(mg · kg ⁻¹ · 30 d ⁻¹)		
城区	-2.04 (0.15) a	6.63 (0.96) a	4.59 (1.01) a
郊区	-0.46 (0.46) b	1.68 (1.27) b	1.23 (1.53) ab
乡村	0.05 (0.46) b	0.15 (0.13) b	0.20 (0.33) b

注:括号内数字为标准误,同一列中有相同字母为差异不显著,否则为差异显著($P<0.05$)。

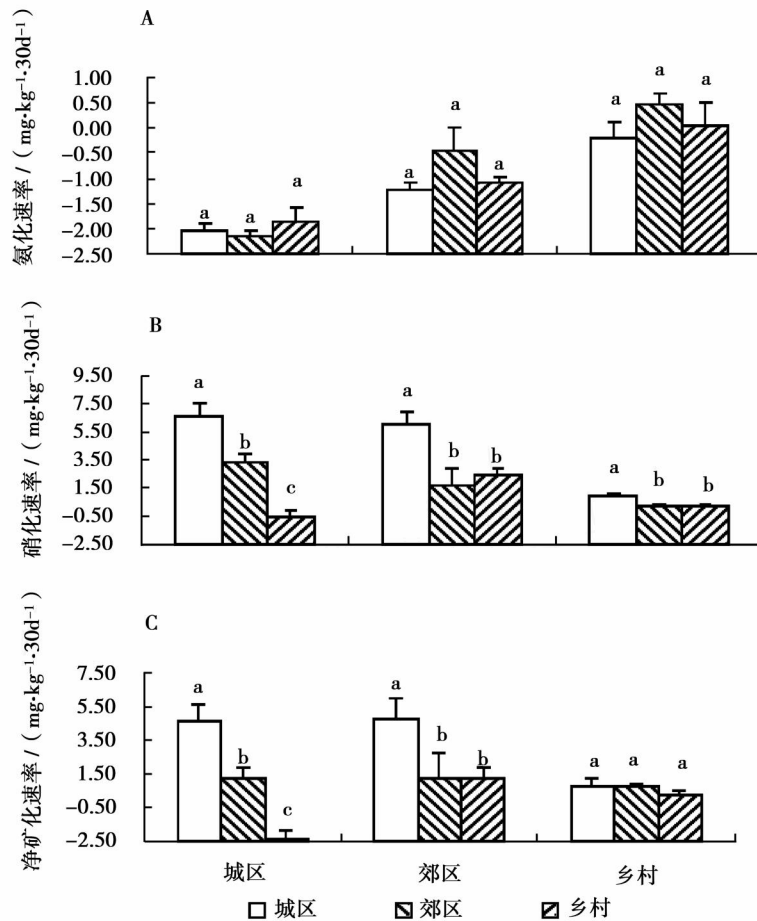


图 1 同一培养土壤来源不同土壤培养位置的氨化、硝化和净矿化速率
(图 1A:氨化速率;图 1B:硝化速率;图 1C:净矿化速率,
同一生态界面中有相同字母为差异不显著,否则为差异显著 ($P < 0.05$))。

表 3 培养土壤来源和土壤培养位置对土壤 N 氨化、硝化、净矿化速率影响的方差分析

影响因素	自由度	氨化速率		硝化速率		净矿化速率	
		F	P	F	P	F	P
培养土壤来源	2 00	43.12	0.000	16.72	0.000	4.15	0.027
土壤培养位置	2 00	1.86	0.175	24.35	0.000	15.30	0.000
培养土壤来源 × 土壤培养位置	4 00	0.97	0.438	6.81	0.000	4.54	0.006

表 4 不同培养土壤来源和土壤培养位置 N 素氨化、硝化和净矿化速率的平均值

影响因素	不同生态界面	氨化速率 / $(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{d}^{-1})$	硝化速率 / $(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{d}^{-1})$	净矿化速率 / $(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{d}^{-1})$
培养土壤来源	城区培养位置	-1.16 (0.25) a	4.51 (0.88) a	3.36 (0.74) a
	郊区培养位置	-0.72 (0.36) a	1.78 (0.75) b	1.06 (0.50) b
	乡村培养位置	-0.97 (0.29) a	0.68 (0.42) b	-0.29 (0.52) b
土壤培养位置	城区土壤来源	-2.02 (0.11) a	3.18 (0.94) a	1.16 (0.94) ab
	郊区土壤来源	-0.92 (0.18) b	3.35 (0.77) a	2.43 (0.78) b
	乡村土壤来源	0.11 (0.20) c	0.44 (0.14) b	0.54 (0.19) a

注:括号内数字为标准误,同一列中有相同字母为差异不显著,否则为差异显著 ($P < 0.05$)。

3 讨论

目前陆地生态系统 N 转化的研究方法有很多,易位培养是以空间换时间的试验方式之一,近年来

有研究者采用空间转移方法将不同海拔的土壤相互交换位置培养,以培养 CO_2 倍增引起的全球变暖对土壤 N 转化的影响^[27],Hart^[28]把高海拔土壤转移到低海拔进行 13 个月的培养后,发现土壤的净矿化和

硝化比原位培养增加了 80%,表明不同空间位置的土壤 N 矿化格局可能因不同的水热条件而不同^[29]。本试验通过森林土壤在城区-郊区-乡村梯度上原异位培养后发现硝化和净矿化速率均表现为离城区越远越低的变化趋势,这与 Hart 等^[28]的研究在试验设计上基本是一致的。可见,用原异位培养的方法在城乡梯度生态界面上剖析城市化对城市森林土壤的 N 转化是可行的和有意义的。

城市森林土壤 N 转化过程十分复杂,通常受气候条件(主要是温度、湿度)、凋落物化学组成、土壤 pH 值等多种因子控制^[30-31]。已有的研究证明,土壤硝化和净矿化速率在一定的条件下与温度、湿度、N 沉降、pH 值呈正相关^[32-33]。本研究通过不同培养土壤来源相同培养位置的对比发现,氨化过程表现为离城区越远的土壤来源具有越高的速率,而硝化速率和净矿化速率反之。其主要原因可能是城区土壤来源的 pH 值比乡村的高(表 1),进而有利于增强其硝化过程^[33-34]。另一方面,通过相同培养土壤来源不同土壤培养位置的对比发现,土壤培养位置对氨化速率的影响差异不显著,而硝化和净矿化速率则表现为离城区越近的培养位置其速率越高。其原因可认为由于城市化影响了城市的外部环境,使得城区、郊区、乡村三者之间的外部环境因子产生差异^[10],从而影响了土壤 N 的矿化过程^[20]。说明土壤矿化过程已明显受到外界环境条件变化的影响。此外,通过城区-郊区-乡村梯度原位培养实验结果也发现,氨化速率表现为离城区越远越高的变化趋势,而硝化和净矿化速率反之,这进一步补充说明了城市化对土壤 N 矿化的影响。

铵态 N 和硝态 N 是植物从土壤中吸收 N 素的主要形态,但也最易通过淋溶或挥发从林地中流失^[35],两者比较,硝态 N 较铵态 N 更易于从林地中流失,这是由于硝态 N 带负电,易于从土壤尤其是阴离子交换能力差的土壤淋溶流失^[36]。硝态 N 同样通过反硝化作用变为易于挥发的气体而损失,变成温室气体的一部分^[37]。城区森林相对于乡村处于高温、潮湿等环境条件,而且受到人为干扰也多(踩踏、凋落物的收集等),对硝态 N 的保护更为不利。然而,已有的研究结果显示城区森林土壤硝态 N 含量占优势,且城区森林土壤的硝态 N 含量比乡村的高^[7,38]。因此,在城市森林的管理中要特别注意土壤的养分管理,采取一定的措施,如尽可能地不收集枯枝落叶^[39],保持森林的原生态,以防止养分的

流失。

从以上分析可知,由于人为干扰的影响,使城区-郊区-乡村形成了一个相应的环境梯度,从而影响城市森林土壤的 N 矿化过程,影响城市森林的养分循环。通过城市森林土壤的原异位培养发现,无论是培养土壤来源,还是土壤培养位置,均表现为离城区越近,硝化和净矿化速率越高的变化趋势。因此,在城市森林的养分管理中要特别注意土壤硝态 N 的监测,防止养分的流失,及其所引起的环境问题。最后,应该指出本试验还存在一些不完善的地方,长期定位开展相关研究将有促于更好地剖析城市化对自然生态系统的影响。

参考文献:

- [1] Vitousek P M. Nutrient cycling and nutrient use efficiency[J]. *American Naturalist*, 1982, 119: 553 - 572
- [2] Russell E. *Soil Conditions and Plant Growth*[M]. London: Longmans, Green and Company, 1912
- [3] 陈伏生, 曾德慧, 范志平, 等. 森林土壤氮素有效性的野外估测方法[J]. *林业科学*, 2007, 43(S1): 83 - 88
- [4] Koblberg R L, Rouppet B, Westfall D G, *et al*. Evaluation of an in situ net soil nitrogen mineralization method in dry land agroecosystem[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1997, 61(3): 504 - 508
- [5] Bruun S, Stenberg B, Brelund T A, *et al*. Empirical predictions of plant material C and N mineralization patterns from near infrared spectroscopy, stepwise chemical digestion and C/N ratios[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 37: 2 283 - 2 296
- [6] 陈伏生, 曾德慧, 范志平, 等. 沙地不同树种人工林土壤氮素矿化过程及其有效性研究[J]. *生态学报*, 2006, 26(2): 341 - 348
- [7] Zhu W X, Carneiro M M. Temporal and spatial variations in nitrogen transformations in deciduous forest ecosystems along an urban-rural gradient[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36: 267 - 275
- [8] Chen F S, Zeng D H, Zhou B, *et al*. Seasonal variation in soil nitrogen availability under Mongolian pine plantations in Keerqin Sand Lands, China[J]. *Journal of Arid Environments*, 2006, 67: 226 - 239
- [9] McDonnell M J, Pouyat R V, Zipperer W C, *et al*. Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient[J]. *Urban Ecosystems*, 1997(1): 21 - 36
- [10] George K, Ziska L H, Bunce J A, *et al*. Elevated atmospheric CO₂ concentration and temperature across an urban-rural transect[J]. *Atmospheric Environment*, 2007, 41: 7654 - 7665
- [11] 张金屯, Pickett S T A. 城市化对森林植被、土壤和景观的影响[J]. *生态学报*, 1999, 19(5): 654 - 658
- [12] 王雁, 彭镇华, 王成. 21 世纪国内外城市林业发展趋势[J]. *林业科学研究*, 2003, 16(6): 748 - 753
- [13] 王成, 蔡春菊, 陶康华. 城市森林的概念范围及其研究[J]. *世界林业研究*, 2004, 17(2): 23 - 27

- [14] Young R F, Wolf S A. Goal attainment in urban ecology research: A bibliometric review 1975 - 2004 [J]. *Urban Ecosystem*, 2006, 9: 179 - 193
- [15] 祝宁, 柴一新, 李敏. 论城市森林生态研究框架 [J]. *中国城市林业*, 2003, 1(3): 46 - 50
- [16] 胡小飞, 陈伏生, 胡岸峰, 等. 氮磷添加对麦冬根部养分浓度及其化学计量比的影响 [J]. *热带亚热带植物学报*, 2007, 15(5): 377 - 382
- [17] McDonnell M J, Pickett S T A. Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology [J]. *Ecology*, 1990, 71: 1291 - 1237
- [18] Goldman M B, Groffman P M, Pouyat R V, *et al*. CH₄ uptake and N availability in forest soils along urban to rural gradient [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1995, 27(3): 281 - 286
- [19] Steinberg D A, Pouyat R V, Pamelee R W, *et al*. Earthworm abundance and nitrogen mineralization rates along an urban-rural land use gradient [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1997, 29: 427 - 430
- [20] Zhu W X, Carreiro M M. Chemoautotrophic nitrification in acidic forest soils along an urban-to-rural transect [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, 31: 1091 - 1100
- [21] Zhu W X, Carreiro M M. Temporal and spatial variations in nitrogen cycling in deciduous forest ecosystems along an urban-rural gradient [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36: 267 - 278
- [22] 王道吉, 樊三宝. 南昌城市林业的理论与实践 [M]. 北京: 中国林业出版社, 2002, 23 - 24
- [23] Wong F, Hamer T, Liu Q T, *et al*. Using experimental and forest soils to investigate the uptake of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) along an urban-rural gradient [J]. *Environmental Pollution*, 2004, 129: 387 - 398
- [24] Hart S C, Perry D A. Transferring soils from high-to low-elevation forests increases nitrogen cycling rates: climate change implication [J]. *Global Change Biology*, 1995, 5(1): 23 - 32
- [25] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法 [M]. 北京: 中国农业科技出版社, 1998
- [26] Robertson G P, Vitousek P M. Nitrification potentials in primary and secondary succession [J]. *Ecology*, 1981, 62: 376 - 386
- [27] 李贵才, 韩兴国, 黄建辉, 等. 森林生态系统土壤氮矿化影响因素研究进展 [J]. *生态学报*, 2001, 21(7): 1187 - 1195
- [28] Hart S C. Potential impacts of climate change on nitrogen transformations and greenhouse gas fluxes in forests: a soil transfer study [J]. *Global Change Biology*, 2006, 12: 1032 - 1046
- [29] Ohnri K, Mitchell M J, Bischoff J M. Effect of landscape position on N mineralization and nitrification in a forested watershed in the Adirondack Mountains of New York [J]. *Canadian Journal of Forest Research*, 1999, 29: 497 - 508
- [30] 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
- [31] Chen F S, Zeng D H, Hu X F, *et al*. Soil animals and nitrogen mineralization under sand-fixation plantations in Zhangguta region [J]. *Journal of Forestry Research*, 2007, 18(1): 73 - 77
- [32] Raghubansi A S. Effect of topography on selected soil properties and nitrogen mineralization in a dry tropical forest [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1992, 24: 145 - 150
- [33] Alexander M. *Introduction to Soil Microbiology* [M]. New York: John Wiley and Sons, 1997: 467
- [34] Curtin D, Campbell C A, Jalil A. Effects of acidity on mineralization: pH-dependence of organic matter mineralization in weakly acidic soils [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1998, 30(1): 57 - 64
- [35] Adams M A, Attiwill P M. Alteration of nutrient availability and soil water chemistry as a result of logging, slash burning and fertilizer application [J]. *Forest Ecology and Management*, 1994, 44: 115 - 131
- [36] 孟盈, 薛敬意, 沙丽清, 等. 西双版纳不同热带森林下土壤铵态氮和硝态氮动态研究 [J]. *植物生态学报*, 2001, 25(1): 99 - 104
- [37] Hulth S, Canfield D E, Dalsgaard T, *et al*. Nitrogen removal in marine environments: recent findings and future research challenges [J]. *Marine Chemistry*, 2005, 94: 125 - 145
- [38] Baxter J W, Pickett S T A, Dighton J, *et al*. Nitrogen and phosphorus availability in oak forest stands exposed to contrasting anthropogenic impacts [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34: 623 - 633
- [39] 莫江明, 孔国辉. 凋落物和林下层收割对鼎湖山马尾松林土壤有效氮动态的影响 [J]. *生态学报*, 1997, 17(1): 109 - 112