

DOI: 10.5846/stxb201901110091

刘君政,王鹏,肖汉玉,赵君,舒旺.中国陆地生态系统土壤氮矿化速率和硝化速率及影响因素——基于文献数据的统计分析.生态学报,2020,40 (12):4207-4218.

中国陆地生态系统土壤氮矿化速率和硝化速率及影响 因素

——基于文献数据的统计分析

刘君政^{1,2},王 鹏^{1,2,*},肖汉玉^{1,2},赵 君^{1,2},舒 旺^{1,2}

1 江西师范大学鄱阳湖湿地与流域研究教育部重点实验室, 南昌 330022

2 江西师范大学地理与环境学院, 南昌 330022

摘要:¹⁵N 同位素稀释技术是测量土壤氮总矿化速率(N_{min})和总硝化速率(N_{nit})的有效方法。为了解中国陆地生态系统土壤 N_{min} 和 N_{nit} 的空间格局及影响因素,本文基于采用¹⁵N 同位素稀释技术研究氮总转化速率(室内培养)的 121 篇文献,收集中国陆 地生态系统(林地、草地、农田) N_{min} 和 N_{nit} 数据进行分析。结果表明:1)全国土壤 N_{min} 和 N_{nit} 分别为6.03 mg N kg⁻¹d⁻¹和7.45 mg N kg⁻¹d⁻¹。北方土壤 N_{min} (8.39 mg N kg⁻¹d⁻¹)显著高于南方土壤(4.66 mg N kg⁻¹d⁻¹); N_{nit} (8.40 mg N kg⁻¹d⁻¹)高于南方土壤 (6.96 mg N kg⁻¹d⁻¹),但差异性不显著(P > 0.05)。2)不同生态系统土壤 N_{min} 和 N_{nit} 的大小关系为:草地>农田>林地;农田>草地 >林地。草地土壤 N_{min} 与林地、农田差异显著,显著高于林地(P = 0.002)、农田(P = 0.005);农田土壤 N_{nit} 与林地差异显著(P < 0.001),与草地差异不显著(P > 0.05)。3)北方土壤 N_{min} 和 N_{nit} 主要影响因素均为 pH,与 pH 显著正相关;南方土壤 N_{min} 主要影响 因素是总氮(Total Nitrogen, TN),与 TN 显著正相关; N_{nit} 主要影响因素是被态氮(Ammonium nitrogen, NH⁴₄-N),与 NH⁴₄-N 显著 负相关。4)林地生态系统 N_{min} 和 N_{nit} 主要影响因素分别为 TN 和 NH⁴₄-N, N_{min} 与 TN 显著正相关; N_{nit} 与 NH⁴₄-N 显著负相关;草地 N_{min} 和 N_{nit} 主要影响因素分别为土壤(C/N)和总碳(Total Carbon, TC), N_{min} 与土壤 C/N 显著负相关, N_{nit} 与 TC 显著正相 关;农田 N_{min} 和 N_{nit} 主要影响因素均为土壤 C/N 显著负相关。 **关键词**;中国陆地生态系统;土壤氮;总矿化速率;总硝化速率;统计分析

氮(N)的供应能力是陆地生态系统初级生产力的限制性因素^[1]。早期关于土壤氮循环的研究常采用净 矿化速率和净硝化速率作为可被植物吸收利用的氮通量指标,但净矿化速率并不能反映土壤氮的实际转化速 率^[2]。¹⁵N同位素稀释技术是目前量化土壤氮总矿化速率(*N*_{min})和总硝化速率(*N*_{nit})的惟一有效方法^[3-5],已 被广泛应用于计算土壤氮总转化速率^[6-10],以及分析土壤含水量^[11]、土壤有机质^[12]、土壤 C/N^[13]、植物根 系^[14]等对土壤氮总转化速率的影响。

土壤氮总转化速率受多种因素的影响。研究表明,不同生态系统土壤 N_{min}和 N_{nit}存在明显差异^[3, 15-17],可 能受 pH^[8]、土壤 C/N^[3, 13]、TN^[5-6, 10]、TC^[18]以及不同植被类型^[19]的影响。土壤理化指标值即使发生小的偏 差也可能导致 N_{min}和 N_{nit}在大尺度中发生明显变化^[3, 5]。这些土壤理化指标存在空间异质性,土壤 N_{min}和 N_{nit} 可能随地理位置的不同而发生变化。因此,在大规模尺度上研究土壤 N_{min}和 N_{nit}的空间格局及其影响因素,对

收稿日期:2019-01-11; 网络出版日期:2020-04-09

基金项目:国家自然科学基金项目(41661017)

^{*} 通讯作者 Corresponding author.E-mail: wangpengjlu@jxnu.edu.cn

于评估土壤氮的有效供应和人类生态系统的可持续管理具有重要意义。

目前我国关于土壤氮总转化速率的工作已经开展了许多,主要集中于单独一个或多个小区域进行,但在 几个较小地点观察到的现象或潜在机制是否适用于大规模生态系统尚不清楚。Wang 等^[5]利用¹⁵N 同位素稀 释法并与文献数据结合,分析了中国温带草原土壤 N_{min}分布特征及控制因素;但在全国范围内陆地生态系统 土壤氮矿化速率和硝化速率及影响因素尚不清楚。本次研究基于文献的统计数据,分析中国陆地生态系统土 壤 N_{min}和 N_{mi}的空间格局及影响因素。主要研究目的:(1)比较中国不同生态系统土壤 N_{min}和 N_{mi}是否存在明 显差异;(2)确定中国陆地生态系统 N_{min} 和 N_{min} 的影响因素。

1 材料和方法

1.1 数据收集

通过中国知网(http://epub.cnki.net)和 Web of Science 学术搜索引擎(http://apps.webofknowledge.com), 收集了基于室内培养实验采用¹⁵N 同位素稀释法研究土壤氮总转化速率的 121 篇文献,统计整理文献中的土 壤理化指标数据(pH、总氮(Total nitrogen, TN)、总碳(Total carbon, TC)、碳氮比(C/N)、NH⁺₄-N、NO⁻₃-N)和氮 转化速率数据(N_{min}、N_{nit}、以及文献中提供的净矿化速率、净硝化速率)。此外,还收集了文献中研究区经度、 纬度、年平均降水量、施肥情况、土壤室内培养温度及土壤含水量等信息。如果文献数据以图的形式给出,使 用 GetData Graph Digitizer 软件(v 2.24)从图中获取数值。多数研究中的土壤培养相同:收集"培养温度"样本 数据 256 个,其中培养温度为 25°C 的样本数据 231 个,约占总样本数据的 90%;"土壤含水量"样本数据 258 个,其中土壤含水量为 60% 的样本数据 208 个,约占总样本数据的 81%。一般认为温度为 25°C 和土壤含水 量为60%的环境下土壤氮总转化速率较快[11,20]。本次研究未考虑温度及土壤含水量对土壤氮总转化速率的 影响。

收集的数据按"植被类型"和"地区"分为两个层次(表1)。根据"植被类型"分为林地(林地、灌木)、草 地(牧草、湿地草本和高山草甸)和农田(耕作土壤)(图1)^[3]。植被类型"林地"包括雨林、阔叶林和针叶林; 植被类型"草地"包括多年生草本植物和一年生草本植物;植被类型"农田"包括施肥土壤和未施肥土壤。以 "秦岭—淮河"为界分为南方和北方(北方包括降水量小于 800 mm 青藏高原地区)。

	Table 1 Sta	tistics of sample data	
	子类 Subclasses	文献数量 Literature quantity	样本数据 Sample data
全国 National		121	322
地区 Region	南方 Southern	71	194
	北方 Northern	50	122
植被类型 Vegetation type	林地 Woodland	47	110
	草地 Grassland	31	59
	农田 Farmland	56	138

表1 样本数据统计量

对于收集土壤在实验室中培养数周或数月的研究,选取氮转化速率的最大值[3]。在多数情况下,分析林 地和草地生态系统土壤氮转化速率仅使用未接受施肥数据,然而农田生态系统或多或少接受氮肥的输入,所 以土壤施肥数据也用于分析农田生态系统土壤氮转化速率。某些文献本身研究了不同生态系统土壤 N_{min}、 N_{wi},将该类文献数据拆分为不同生态系统样本数据。用于收集数据的每项研究都包括 N_{wi}, 但并非包 括所有土壤理化指标。

1.2 数据分析

在统计分析之前,除 pH 之外的所有数据进行 log10转换消除异方差性。采用离群值删除,从分析中排除 99%置信区间之外的点。采用 t 检验比较中国南北方地区土壤理化指标和氮总转化速率;采用单因素方差分

析(ANOVA)检验林地、草地和农田生态系统土壤理化 指标和土壤氮总转化速率差异;采用相关分析和逐步回 归分析确定土壤理化指标与氮总转化速率之间的关系, 在一元回归分析中拟合显著的土壤理化指标列为多元 回归参数。所有统计分析中显著性水平 P<0.05 视为差 异显著。数据统计分析使用 SPSS 20.0,图形制作使用 Origin 2016 软件。

2 结果

2.1 中国南北方土壤氮总转化速率差异

多数土壤理化指标在南北方地区差异显著,只有土 壤 C/N 和 NH₄⁺-N 差异不显著(表 2)。北方土壤的 pH、 TN 和 TC 平均含量显著高于南方土壤。而南方土壤 NO₃⁻N 平均含量显著高于北方土壤(P=0.044),NH₄⁺-N 平均含量在南北方地区不存在显著差异。北方土壤氮 总转化速率大于南方土壤, N_{min} 和 N_{nit} 比南方土壤分别 高约 80%和 21%。 $N_{min}(P$ =0.027)在南北方地区差异 显著,而 $N_{nit}(P$ >0.05)差异不显著(表 2)。



图 1 中国陆地生态系统土壤 N_{min}和 N_{nit}已发表文献采样点空间 分布图

Fig. 1 Spatial distribution of sampling sites from published articles focusing on soil $N_{\rm min}$ and $N_{\rm nit}$ in terrestrial ecosystems in China

2.2 中国林地、草地、农田生态系统土壤氮总转化速率 差异 中国科学院资源环境科学数据中心:http://www.resdc.cn/

中国林地、草地、农田不同生态系统间土壤理化指标存在显著差异(表3)。林地生态系统中土壤 TN、TC 平均含量、土壤 C/N 显著高于草地、农田生态系统。pH 和 NH⁴₄-N 平均含量在草地生态系统中最高。土壤 NO³₃-N 平均含量在农田生态系统显著高于其他两个生态系统。

表 2 中国南北方土壤理化指标、总矿化速率(N_{min})和总硝化速率(N_{nit})差异

Table 2	Difference of	soil ph	nysical and	chemical	parameters,	gross	nitrogen	mineralization	rates	(N_{\min})	and g	ross	nitrification	rates	$(N_{\rm nit})$
between 1	northern and	souther	n China												

	全国 Nati	onal	南方 Sout	hern	北方 North		
	平均值±标准差 Mean±SE	N	平均值±标准差 Mean±SE	Ν	平均值±标准差 Mean±SE	N	— P
pН	6.15±1.46	293	5.87±1.44	179	6.74±1.32	101	0.001
总氮 TN/(g/kg)	2.21±2.35	285	1.88 ± 1.54	177	2.84±3.32	100	0.015
总碳 TC/(g/kg)	30.40±45.75	219	24.73 ± 35.98	142	41.95±59.05	73	0.001
碳氮比 C/N	12.07±4.45	222	12.09 ± 4.87	142	12.02±3.48	76	0.088
铵态氮 NH ⁺ ₄ -N/(mg/kg)	10.49±13.95	206	11.23±15.56	146	8.48±7.57	56	0.239
硝态氮 NO3-N/(mg/kg)	43.68±138.33	202	50.53 ± 159.31	146	23.72±17.13	52	0.044
$N_{\rm min}/({\rm mg~kg^{-1}~d^{-1}})$	6.03 ± 10.14	270	4.66±7.73	159	8.39±12.94	105	0.027
$N_{\rm nit}/({\rm mg \ kg^{-1} \ d^{-1}})$	7.45±11.06	271	6.96 ± 9.76	169	8.40±13.15	96	0.286

TN: 总氮 Total nitrogen; TC: 总碳 Total carbon; NH⁺₄-N: 铵态氮 Ammonium nitrogen; NO⁻₃-N: 硝态氮 Nitrite nitrogen; N 表示样本数量; SE:标准 差 Standard error

N_{min}和 N_{nit}在林地、草地和农田生态系统间差异显著(表 3)。N_{min}在草地生态系统土壤中最高,显著高于林地(P=0.002)和农田生态系统(P=0.005);N_{nit}在农田生态系统土壤中最高,显著大于林地生态系统(P<0.001),与草地生态系统差异不显著(P>0.05)。

2.3 全国、南北方地区及不同生态系统土壤氮总转化速率影响因素

全国土壤 N_{min}和 N_{ni}受不同土壤理化指标影响(图 2,图 3)。其中 N_{min}与 pH、NO₃-N 显著正相关,与土壤

C/N 显著负相关(图 2)。*N*_{nit}与 pH 和 NO₃⁻-N 显著正相关,与 TC、土壤 C/N 和 NH₄⁺-N 显著负相关,与 TN 的相 关性不显著(图 3)。

表 3 中国不同生态系统土壤理化指标、总矿化速率 (N_{min}) 和总硝化速率 (N_{nit}) 差异

Table 3 Difference of soil physical and chemical parameters, gross nitrogen mineralization rates (N_{min}) and gross nitrification rates (N_{nit}) among different ecosystems in China

	林地 Woodland		草地 Grass	land	农田 Farm	农田 Farmland		
	平均值±标准差 Mean±SE	Ν	平均值±标准差 Mean±SE	Ν	平均值±标准差 Mean±SE	Ν		
pН	5.16±1.07 ^b	101	6.79 ± 1.08^{a}	48	6.64±1.41 ^a	127		
总氮 TN/(g/kg)	3.57 ± 3.45^{a}	96	$1.70{\pm}1.00^{\rm b}$	41	$1.45 \pm 0.67^{\rm b}$	130		
总碳 TC/(g/kg)	55.50±66.85 ^a	83	$20.78 \pm 8.57^{\rm b}$	33	13.93±6.56°	88		
碳氮比 C/N	15.05±5.23ª	81	$12.79 \pm 3.76^{\rm b}$	37	9.73±2.01°	89		
铵态氮 NH ₄ -N/(mg/kg)	12.16±16.65 ^a	86	13.67±15.68ª	28	7.93 ± 9.42^{b}	87		
$NO_3^N/(mg/kg)$	11.87 ± 12.14^{b}	82	16.37 ± 14.48^{b}	28	34.24±51.56 ^a	83		
$N_{\rm min}/({\rm mg~kg^{-1}~d^{-1}})$	3.36 ± 2.84^{b}	92	12.70±15.91ª	47	$5.23 \pm 8.60^{\mathrm{b}}$	115		
$N_{\rm nit}/({\rm mg \ kg^{-1} \ d^{-1}})$	2.55 ± 2.55^{b}	84	7.80 ± 9.67^{a}	41	8.07±7.19 ^a	129		

表中不同字母表示采样点间显著性(LSD检验, P<0.05); N表示样本数量

南北方地区土壤 N_{min} 和 N_{nit} 受不同土壤理化指标影响(图 2,图 3)。南方地区土壤 N_{min} 与多数土壤理化指标呈显著正相关(图 2)。相反, N_{nit} 与多数土壤理化指标呈显著负相关(图 3),但与 TN 相关性不显著(图 3)。 北方地区土壤 N_{min} 仅与 pH 呈显著正相关(图 2),与其他土壤理化指标的相关性不显著(图 2)。土壤 N_{nit} 与 pH 呈显著正相关,与 TC 和土壤 C/N 显著负相关,与 TN、NH⁴₄-N 和 NO⁵₃-N 相关性不显著(图 3)。根据多元回 归分析,南方土壤 N_{min} 最佳拟合指标是 TN, N_{nit} 的最佳拟合指标 NO⁵₃-N 和 NH⁴₄-N。北方地区 N_{min} 和 N_{nit} 的最佳 拟合指标均为 pH(表 4)。

林地、草地和农田生态系统 N_{min} 和 N_{nit} 受不同土壤理化指标影响(图 4,图 5)。林地生态系统中,土壤 N_{min} 和 N_{nit} 均与 TN、TC 和 NO₃⁻-N 显著正相关(图 4;图 5)。除此外, N_{nit} 还与 pH 显著正相关,与 NH⁴₄-N 显著负相 关(图 5)。而在草地生态系统中, N_{min} 和 N_{nit} 均与多数土壤理化指标相关性不显著(图 4,图 5)。农田生态系 统中, N_{min} 与 pH 和 NO₃⁻-N 显著正相关,与土壤 C/N 显著负相关,与 TN、TC 和 NH⁴₄-N 相关性不显著(图 4); N_{nit} 与多数土壤理化指标相关性不显著,与 NO₃⁻-N 显著正相关,与土壤 C/N 显著负相关(图 5)。根据多元回 归分析显示,林地生态系统 N_{min} 最佳拟合指标是 TN, N_{nit} 最佳拟合指标是 NO₃⁻-N 和 NH⁴₄-N;草地生态系统和农 田生态系统 N_{min} 最佳拟合指标均为土壤 C/N,草地生态系统 N_{nit} 最佳拟合指标是 TC,农田生态系统 N_{nit} 最佳拟

	Table 4Stepwise regression equations relationships for N_{\min} and N_{nit} at different classification levels										
		N _{min} 回归方程 N _{min} regression equations	R^2	Р	N _{nit} 回归方程 N _{nit} regression equations	R^2	Р				
地区 Region	南方	$N_{\rm min} = 0.429 + 0.299 \times \log { m TN}$	0.180	0.001	$N_{\rm nit} = 0.315 + 0.505 \times \log \text{ NO}_3^- \text{N} - 0.513 \times \log \text{ NH}_4^+ \text{-N}$	0.536	0.001				
	北方	$N_{\rm min} = -0.303 + 0.126 \times pH$	0.135	0.001	$N_{\rm nit} = -1.039 + 0.248 \times pH$	0.367	0.001				
生态系统 Ecosystems	林地	$N_{\rm min} = 0.401 + 0.300 \times \log { m TN}$	0.176	0.001	$N_{\rm nit} = 0.150 + 0.496 \times \log \text{ NO}_3^- \text{-N} - 0.404 \times \log \text{ NH}_4^+ \text{-N}$	0.464	0.001				
	草地	$N_{\rm min} = -1.494 - 1.806 \times \log C/N$	0.181	0.020	$N_{\rm nit} = -1.921 + 1.847 \times \log TC$	0.242	0.026				
	农田	$N_{\rm min} = 1.628 - 1.166 \times \log \text{C/N}$	0.255	0.003	$N_{\rm nit} = 1.780 + 0.246 \times \log \text{ NO}_3^- \text{N} - 1.417 \times \log \text{ C/N}$	0.321	0.021				

表 4 不同分类水平土壤 N_{min}和 N_{nit} 逐步回归方程

 N_{\min} 和 N_{nit} 的单位为 mg kg⁻¹ d⁻¹; TN 和 TC 的单位为 g/kg; NH⁴₄-N 和 NO³₃-N 的单位为 mg/kg



图 2 全国与南北方地区土壤 N_{min}与土壤理化指标关系

Fig.2 Relationships between the N_{\min} and soil physical and chemical parameters in northern China, in southern China, and in China

3 讨论

基于室内培养实验文献数据,本次研究发现北方土壤氮转化速率大于南方土壤, N_{min}和 N_{nit}比南方分别高约 80%和 21%。由于室内培养实验不能反映北方和南方土壤水分与温度条件的差异,该结果可能不适用于



图 3 全国与南北方地区土壤 N_{nit}与土壤理化指标关系

Fig.3 Relationships between the $N_{\rm nit}$ and soil physical and chemical parameters in northern China, in southern China, and in China

野外实际土壤氮转化速率,但能体现出南北方土壤在相同环境下(温度为25°C、土壤含水量为60%)的土壤氮 转化速率差异。北方土壤 N_{min} 和 N_{nit} 最佳拟合指标均为pH;南方土壤 N_{min} 和 N_{nit} 最佳拟合指标分别为TN和 NH⁴₄-N、NO³₃-N(表4)。土壤 pH 是影响土壤微生物群落结构的主要决定因素^[21-22],微生物各有其最适 pH 范 围^[23]。pH 提高在一定程度上可以增强土壤微生物群落活性^[24],而土壤微生物活性与土壤 N_{min} 之间有很强的 相关性^[3]。对自然条件下 pH 不同(3.5—8.3)的森林土壤^[25]及人为长期干涉下 pH 不同(3.5—6.1)的草地土





Fig.4 Relationships between the N_{\min} and soil physical and chemical indexes in different ecosystems

壤^[24]的研究发现,土壤微生物量也受 pH 的显著影响。土壤微生物量作为一个整体负责营养元素吸收与释放的单元^[3],pH 通过间接影响微生物群落活性及底物可用性,从而对土壤 N_{min} 产生影响。此外,pH 的升高还增加了土壤有机质的可溶性,为微生物的活动提供大量富含碳和氮基质的物质^[26]。本研究中北方土壤 N_{min} 随 pH 的升高显著增加,这与偏碱性土壤有机氮更易矿化结果一致^[10,21]。土壤 pH 是控制硝化活性的主要因素之一,对 N_{nit} 也有重要影响^[27]。低 pH 值(<4.3)会阻止有机质分解,抑制 N_{nit} ^[28];在中性偏碱性的 pH(7.0—9.0)环境中,土壤 N_{nit} 一般达到最大^[29]。北方土壤 pH(6.74)显著大于南方土壤(5.87)(表 2),更接近7.0。北方土壤 N_{nit} 随 pH 的升高显著增加,这可能是由于土壤硝化活性主要来自于对 pH 敏感的硝化细菌^[30],使北方





Fig.5 Relationships between the $N_{\rm nit}$ and soil physical and chemical parameters in different ecosystems

土壤 N_{\min} 和 N_{\min} 最佳拟合指标均为 pH。同时北方土壤氮转化速率大于南方土壤也可能与偏中性的 pH 值有 关;此外,南方土壤 TN、TC 平均含量显著低于北方土壤(表 2),这可能是受较多降水淋滤作用影响^[19],较低 的 TN、TC 平均含量也可能是南方土壤氮转化速率较低的原因之一。南方土壤 N_{\min} 和 N_{\min} 的主要影响因素分 别为 TN 和 NH⁴₄-N,分别为 N_{\min} 和 N_{\min} 的反应底物,南方在 pH 值较低条件下,反应底物含量成为限制 N_{\min} 和 N_{\min} 的主要因素。Li 等^[8]通过研究中国亚热带森林土壤氮总转化速率,也发现在 pH 值较低(5.7)的土壤环境 中,反应底物 TN 和 NH⁴₄-N 分别是 N_{\min} 和 N_{\min} 的主要影响因素。NO³₃-N 作为 N_{\min} 的产物,是南方土壤 N_{\min} 最佳 拟合指标之一,而不是北方土壤 N_{\min} 最佳拟合指标之一;这说明南方土壤 NO³₃-N 受 N_{\min} 影响更明显,北方土壤 NO₃-N可能受其他影响(如同化作用、反硝化作用等)影响较多。

本次研究发现 N_{\min} 在草地生态系统显著高于林地和农田生态系统,在林地生态系统中最低(表 3)。草地 生态系统 N_{\min} 最佳拟合指标是土壤 C/N,林地生态系统 N_{\min} 最佳拟合指标是 TN(表 4)。土壤 C/N 可以反映 有机质分解程度。有研究表明,与高碳氮比(C/N>25)基质相比,低碳氮比(C/N<25)基质氮矿化的速率更 高^[31]。较高的土壤 C/N 说明土壤有较高的碳输入,微生物生长因受氮的限制处于缺氮状态,因此随着土壤 C/N 的增加通常对 N_{\min} 产生负面影响。而草地生态系统土壤 C/N(12.79)显著小于林地生态系统(15.05)(表 3),使草地生态系 N_{\min} 最佳拟合指标为土壤 C/N。高氮素转化速率取决于土壤中高的微生物活性,而高的微 生物活性归因于土壤中较高的 TN 含量^[32-33]。林地生态系统植被结构复杂,土壤因枯枝落叶的大量输入,并 通过淋溶、分解等过程向矿质层土壤提供有机质和养分^[33],导致 TN 平均含量升高^[34],影响微生物对土壤有 机质的分解^[35],进而影响土壤 N_{\min} ,说明在较高微生物活性下反应底物含量成为 N_{\min} 主要限制因素。然而,尽 管林地生态系统 TN 均含量(3.57 g/kg)显著高于草地生态系统(1.70 g/kg),但其 N_{\min} 仍然显著低于草地(表 3)。这可能是由于草地生态系统土壤低碳氮比和相关的微生物群落活动在 N_{\min} 调控中起重要作用^[36]。此 外,近年来,我国不少地区草地退化严重,植被覆盖率较低,草地生态服务功能下降^[37]。草地生态系统土壤 N_{\min} 异常的高,可能是因为草地土壤结构被破坏,对土壤有机质物理保护能力降低^[38],导致土壤有机质原位分 解较快。

本次研究发现 N_{ait} 在农田生态系统最高,显著大于林地生态系统,与草地生态系统差异不显著(表 3)。农 田生态系统 N_{ait} 最佳拟合指标是土壤 C/N 和 NO_3^-N ;林地生态系统 N_{ait} 最佳拟合指标是 NH_4^+ -N 和 NO_3^-N 。较 高的土壤 C/N 意味着微生物对氮的强烈需求,因此供硝化的底物 NH_4^+ 不足;有机质层中 NH_4^+ 库的快速周转 也使得硝化细菌利用的 NH_4^+ 机率降低,导致 N_{ait} 降低^[39]。农田生态系统土壤 C/N(9.73)显著小于林地生态 系统(15.05)(表 3),使农田生态系统 N_{ait} 最佳拟合指标为土壤 C/N。土壤中 NH_4^+ -N 的存在致使微生物会优 先利用 NH_4^+ -N 作为氮源^[40],即使土壤中有少量 NH_4^+ -N 存在时, NO_3^- -N 也不会被微生物利用^[41]。所以, NH_4^+ -N 作为林地生态系统 N_{ait} 的反应底物,土壤因凋落物的输入加速腐植酸的积累,土壤有机质含量提高^[35],土壤 透气性良好,在通气良好的情况下使得反应底物含量成为 N_{ait} 主要限制因素。此外,农田生态系统或多或少 接受氮肥的输入,据估计农田生态系统接受的 75%活性氮来源于人类活动^[42]。肥料的施用成为刺激农田土 壤中硝化细菌种群组成与活性的重要因素。Zhang等^[43]利用¹⁵N 同位素稀释法研究农田长期施肥后土壤氮 总转化速率,发现施肥后 AOB 的数量增多, N_{ait} 明显升高。Enwall等^[44]通过研究施肥对农田土壤微生物群落 的影响,发现长期施肥后土壤中 AOB 的大小与对照组相比增加了 20 倍以上。因此, N_{ait} 在农田生态系统土壤 中最高可能是由于长期施用肥料导致土壤 AOB 群落丰度增加所致。

土壤理化指标被认为是控制土壤 N_{min} 和 N_{nit} 的重要因素^[19,45-46]。然而,在草地生态系统中土壤 N_{min} 和 N_{nit} 均与多数土壤理化指标相关性不显著(图 4,图 5)。Wang 等^[5]研究发现,土壤理化指标(SOC、pH)和气候因子在调节中国温带草原土壤氮转化中起重要作用。然而,Lang 等^[7]研究发现,影响土壤 N_{min} 和 N_{nit} 的因素主要有土壤理化指标(pH、TC、TN、土壤 C/N)和土地利用方式,在某些情况下,土壤中的 N_{min} 和 N_{nit} 与土地利用方式无关^[47]。Verchot 等^[48]在美国黄石国家公园研究发现, N_{nit} 与 TC、TN、土壤 C/N 等土壤理化指标都不存在显著相关。上述研究相互矛盾的结果可能归因于土地利用^[39]、环境条件^[49]、草种植物残余物^[3]、植物类型^[50]和微生物群落结构^[51]的差异。因此,需要进一步研究草地生态系统土壤 N_{min} 和 N_{nit} 的调控和潜在机制。

本次研究基于室内培养实验文献数据,多数土壤培养在相近的实验室条件下进行,未考虑温度及土壤含水量对土壤氮总转化速率的影响。已有研究表明温度和土壤含水量是调节土壤微生物活动的关键因素^[11,52],从而影响微生物介导的土壤氮总转化速率^[53]。*N*_{min}受温度影响明显,在一定温度范围内随温度的升高而增加^[54];当 NH⁴₄ 易获得时,*N*_{nit}对温度的升高也具有积极响应^[55]。土壤含水量是影响 *N*_{min}和 *N*_{nit}的重要因素,*N*_{min}随土壤含水量的升高而增加^[11,56];*N*_{mit}对土壤含水量升高增加至-0.01 MPa 时有积极响应^[3,57],然

后随着土壤含水量增加而下降^[58]。一般来说,不论是有机层^[59-60],还是矿质层土壤^[61-62],随土壤含水量的增加, *N*_{min}和 *N*_{nit}均呈现出先增加后减少的趋势,这是因为土壤水分过低会限制溶质的扩散,而土壤含水量过高 会导致土壤氧气供应不足。在野外原位直接测定中,土壤温度与含水量受周围环境影响波动明显,对土壤氮 总转化速率影响较大^[4]。本次研究结论可能不适用于野外实际环境土壤氮总转化速率,但能够体现中国陆 地生态系统土壤氮转化速率在室温和适宜水分条件下的空间格局,以及 pH、TN、TC、C/N、NH⁴₄、NO⁻₃等土壤性 质对不同生态系统 *N*_{min}和 *N*_{ni}的影响。

4 结论

本文通过收集基于室内培养实验采用¹⁵N 同位素稀释技术研究氮总转化速率的 121 篇文献数据,分析中国陆地生态系统土壤 N_{min}和 N_{ni}的空间格局及影响因素,得到以下结论:

(1)全国土壤 N_{min}和 N_{nit}分别为 6.03 mg N kg⁻¹d⁻¹和 7.45 mg N kg⁻¹d⁻¹。北方土壤 N_{min}显著高于南方土 壤;N_{mi}高于南方土壤但差异性不显著。

(2)不同生态系统土壤 N_{min}和 N_{nit}的大小关系为:草地>农田>林地;农田>草地>林地。草地土壤 N_{min}与林 地、农田差异显著,显著高于林地(P=0.002)、农田(P=0.005);农田土壤 N_{nit}与林地差异显著(P<0.001),与 草地差异不显著(P>0.05)。

(3)北方土壤 N_{min} 和 N_{nit} 的主要影响因素均为 pH,与 pH 显著正相关;南方土壤 N_{min} 主要影响因素是 TN, 与 TN 显著正相关; N_{nit} 主要影响因素是 NH⁺₄-N,与 NH⁺₄-N 显著负相关。NO⁻₃-N 作为 N_{nit} 的产物,是南方土壤 N_{nit} 最佳拟合指标之一,但不是北方土壤 N_{nit} 的最佳拟合指标。

(4)林地生态系统 N_{\min} 和 N_{nit} 主要影响因素分别为 TN 和 NH_4^+ -N, N_{\min} 与 TN 显著正相关; N_{nit} 与 NH_4^+ -N 显 著负相关; 草地 N_{\min} 和 N_{nit} 主要影响因素分别为土壤 C/N 和 TC, N_{\min} 与土壤 C/N 显著负相关, N_{nit} 与 TC 显著正 相关; 农田 N_{\min} 和 N_{nit} 主要影响因素均为土壤 C/N, 与土壤 C/N 显著负相关。

参考文献(References):

- [1] Elser J J, Bracken M E S, Cleland E E, Gruner D S, Harpole W S, Hillebrand H, Ngai J T, Seabloom E W, Shurin J B, Smith J E. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. Ecology Letters, 2007, 10 (12): 1135-1142.
- [2] Xu Z H, Ward S, Chen C R, Blumfield T, Prasolova N, Liu J X. Soil carbon and nutrient pools, microbial properties and gross nitrogen transformations in adjacent natural forest and hoop pine plantations of subtropical Australia. Journal of Soils and Sediments, 2008, 8(2): 99-105.
- [3] Booth M S, Stark J M, Rastetter E. Controls on nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: a synthetic analysis of literature data. Ecological Monographs, 2005, 75(2): 139-157.
- [4] Wang J, Cheng Y, Zhang J B, Müller C, Cai Z C. Soil gross nitrogen transformations along a secondary succession transect in the north subtropical forest ecosystem of southwest China. Geoderma, 2016, 280: 88-95.
- [5] Wang J, Wang L, Feng X J, Hu H F, Cai Z C, Müller C, Zhang J B. Soil N transformations and its controlling factors in temperate grasslands in China: a study from ¹⁵N tracing experiment to literature synthesis. Journal of Geophysical Research. Biogeosciences, 2016, 121(12): 2949-2959.
- [6] Dai S Y, Wang J, Cheng Y, Zhang J B, Cai Z C. Effects of long-term fertilization on soil gross N transformation rates and their implications. Journal of Integrative Agriculture, 2017, 16(12): 2863-2870.
- [7] Lang M, Cai Z C, Mary B, Hao X Y, Chang S X. Land-use type and temperature affect gross nitrogen transformation rates in Chinese and Canadian soils. Plant and Soil, 2010, 334(1/2): 377-389.
- [8] Li D J, Yang Y, Chen H, Xiao K C, Song T Q, Wang K L. Soil gross nitrogen transformations in typical karst and nonkarst forests, Southwest China. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2017, 122(11): 2831-2840.
- [9] 兰婷, 韩勇, 唐昊冶. 采用¹⁵N 同位素稀释法研究不同层次土壤氮素总转化速率. 土壤, 2011, 43(2): 153-160.
- [10] Wang J, Cheng Y, Jiang Y J, Sun B, Fan J B, Zhang J B, Müller C, Cai Z C. Effects of 14 years of repeated pig manure application on gross nitrogen transformation in an upland red soil in China. Plant and Soil, 2017, 415(1/2): 161-173.
- [11] Cheng Y, Wang J, Wang S Q, Zhang J B, Cai Z C. Effects of soil moisture on gross N transformations and N₂O emission in acid subtropical forest soils. Biology and Fertility of Soils, 2014, 50(7): 1099-1108.
- [12] Holub S M, Lajtha K, Spears J D H, Tóth J A, Crow S E, Caldwell B A, Papp M, Nagy P T. Organic matter manipulations have little effect on gross and net nitrogen transformations in two temperate forest mineral soils in the USA and central Europe. Forest Ecology and Management, 2005,

214(1/3): 320-330.

- [13] 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.
- [14] Whalen J K, Bottomley P J, Myrold D D. Short-term nitrogen transformations in bulk and root-associated soils under ryegrass. Soil Biology and Biochemistry, 2001, 33(14): 1937-1945.
- [15] Baldos A P, Corre M D, Veldkamp E. Response of N cycling to nutrient inputs in forest soils across a 1000—3000 m elevation gradient in the Ecuadorian Andes. Ecology, 2015, 96(3): 749-761.
- [16] Hart S C. Potential impacts of climate change on nitrogen transformations and greenhouse gas fluxes in forests: a soil transfer study. Global Change Biology, 2006, 12(6): 1032-1046.
- [17] 闫德智,王德建,张刚,查书平.¹⁵N标记秸秆在太湖地区水稻土上的氮素矿化特征研究.土壤学报,2012,49(1):77-85.
- [18] Wang C H, Wang N N, Zhu J X, Liu Y, Xu X F, Niu S L, Yu G R, Han X G, He N P. Soil gross N ammonification and nitrification from tropical to temperate forests in eastern China. Functional Ecology, 2017, 32(1): 83-94.
- [19] Zhang J B, Cai Z C, Zhu T B, Yang W Y, Müller C. Mechanisms for the retention of inorganic N in acidic forest soils of southern China. Scientific Reports, 2013, 3: 2342.
- [20] Lan T, Han Y, Roelcke M, Nieder R, Cai Z C. Temperature dependence of gross N transformation rates in two Chinese paddy soils under aerobic condition. Biology and Fertility of Soils, 2014, 50(6): 949-959.
- [21] Cheng Y, Wang J, Mary B, Zhang J B, Cai Z C, Chang S X. Soil pH has contrasting effects on gross and net nitrogen mineralizations in adjacent forest and grassland soils in central Alberta, Canada. Soil Biology and Biochemistry, 2013, 57: 848-857.
- [22] Priha O, Grayston S J, Hiukka R, Pennanen T, Smolander A. Microbial community structure and characteristics of the organic matter in soils under Pinus sylvestris, Picea abies and Betula pendula at two forest sites. Biology and Fertility of Soils, 2001, 33(1): 17-24.
- [23] Bååth E, FrostegårdÅ, Pennanen T, Fritze H. Microbial community structure and pH response in relation to soil organic matter quality in wood-ash fertilized, clear-cut or burned coniferous forest soils. Soil Biology and Biochemistry, 1995, 27(2): 229-240.
- [24] Kemmitt S J, Wright D, Goulding K W T, Jones D L. pH regulation of carbon and nitrogen dynamics in two agricultural soils. Soil Biology and Biochemistry, 2006, 38(5): 898-911.
- [25] Joergensen R G, Anderson T H, Wolters V. Carbon and nitrogen relationships in the microbial biomass of soils in beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. Biology and Fertility of Soils, 1995, 19(2/3): 141-147.
- [26] Curtin D, Campbell C A, Jalil A. Effects of acidity on mineralization: pH-dependence of organic matter mineralization in weakly acidic soils. Soil Biology and Biochemistry, 1998, 30(1): 57-64.
- [27] 刘雅,刘满强,王斌,胡锋,李辉信.不同肥力农田和不同林型林地红壤总硝化特征研究.土壤,2008,40(6):909-913.
- [28] Zhu T B, Zhang J B, Cai Z C, Müller C. The N transformation mechanisms for rapid nitrate accumulation in soils under intensive vegetable cultivation. Journal of Soils and Sediments, 2011, 11(7): 1178-1189.
- [29] 李玉中, 祝廷成, Redmann R E. 三种利用类型羊草草地氮总矿化、硝化和无机氮消耗速率的比较研究. 生态学报, 2002, 22(5): 668-673.
- [30] De Boer W, Kowalchuk G A. Nitrification in acid soils: micro-organisms and mechanisms. Soil Biology and Biochemistry, 2001, 33 (7/8): 853-866.
- [31] Arunachalam A, Maithani K, Pandey H N, Tripathi R S. Leaf litter decomposition and nutrient mineralization patterns in regrowing stands of a humid subtropical forest after tree cutting. Forest Ecology and Management, 1998, 109(1/3): 151-161.
- [32] SúnchezL F, García-Miragaya J, Chacón N. Nitrogen mineralization in soils under grasses and under trees in a protected Venezuelan savanna. Acta Oecologica, 1997, 18(1): 27-37.
- [33] 刘欣,黄运湘,袁红,潘复静,何寻阳,张伟,王克林. 植被类型与坡位对喀斯特土壤氮转化速率的影响. 生态学报, 2016, 36(9): 2578-2587.
- [34] 郎漫,李平,张小川.土地利用方式和培养温度对土壤氮转化及温室气体排放的影响.应用生态学报,2012,23(10):2670-2676.
- [35] Zhang X X, Liu Z W, Liu X B, Liang X. Relationship between soil humus dissimilation, soil biological and chemical properties, and leaf litter characteristics in pure forests. Emirates Journal of Food and Agriculture, 2016, 28(9): 616-624.
- [36] Zhu T B, Meng T Z, Zhang J B, Yin Y F, Cai Z C, Yang W Y, Zhong W H. Nitrogen mineralization, immobilization turnover, heterotrophic nitrification, and microbial groups in acid forest soils of subtropical China. Biology and Fertility of Soils, 2013, 49(3): 323-331.
- [37] 沈海花,朱言坤,赵霞, 耿晓庆, 高树琴, 方精云. 中国草地资源的现状分析. 科学通报, 2016, 61(2): 139-154.
- [38] Álvaro-Fuentes J, Arrúe J L, Cantero-Martínez C, López M V. Aggregate breakdown during tillage in a Mediterranean loamy soil. Soil and Tillage Research, 2008, 101(1/2): 62-68.
- [39] Xu Y B, Xu Z H. Effects of land use change on soil gross nitrogen transformation rates in subtropical acid soils of Southwest China. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22(14): 10850-10860.
- [40] Recous S, Machet J M, Mary B. The partitioning of fertilizer-N between soil and crop: comparison of ammonium and nitrate applications. Plant and Soil, 1992, 144(1): 101-111.
- [41] Rice C W, Tiedje J M. Regulation of nitrate assimilation by ammonium in soils and in isolated soil microorganisms. Soil Biology and Biochemistry,

1989, 21(4): 597-602.

- [42] Galloway J N, Dentener F J, Capone D G, Boyer E W, Howarth R W, Seitzinger S P, Asner G P, Cleveland C C, Green P A, Holland E A, Karl D M, Michaels A F, Porter J H, Townsend A R, Vöosmarty C J. Nitrogen cycles: past, present, and future. Biogeochemistry, 2004, 70(2): 153-226.
- [43] Zhang J B, Cai Z C, Yang W Y, Zhu T B, Yu Y J, Yan X Y, Jia Z J. Long-term field fertilization affects soil nitrogen transformations in a ricewheat-rotation cropping system. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 2012, 175(6): 939-946.
- [44] Enwall K, Nyberg K, Bertilsson S, Cederlund H, Stenström J, Hallin S. Long-term impact of fertilization on activity and composition of bacterial communities and metabolic guilds in agricultural soil. Soil Biology and Biochemistry, 2007, 39(1): 106-115.
- [45] 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.
- [46] Wang W J, Smith C J, Chalk P M, Chen D L. Evaluating chemical and physical indices of nitrogen mineralization capacity with an unequivocal reference. Soil Science Society of America Journal, 2001, 65(2): 368-376.
- [47] Lang M, Li P, Han X Z, Qiao Y F, Miao S J. Gross nitrogen transformations in black soil under different land uses and management systems. Biology and Fertility of Soils, 2016, 52(2): 233-241.
- [48] Verchot L V, Groffman P M, Frank D A. Landscape versus ungulate control of gross mineralization and gross nitrification in semi-arid grasslands of Yellowstone National Park. Soil Biology and Biochemistry, 2002, 34(11): 1691-1699.
- [49] Corre M D, Schnabel R R, Stout W L. Spatial and seasonal variation of gross nitrogen transformations and microbial biomass in a Northeastern US grassland. Soil Biology and Biochemistry, 2002, 34(4): 445-457.
- [50] Osanai Y, Flittner A, Janes J K, Theobald P, Pendall E, Newton P C D, Hovenden M J. Decomposition and nitrogen transformation rates in a temperate grassland vary among co-occurring plant species. Plant and Soil, 2012, 350(1/2): 365-378.
- [51] Jin X B, Huang J Y, Zhou Y K. Impact of coastal wetland cultivation on microbial biomass, ammonia-oxidizing bacteria, gross N transformation and N₂O and NO potential production. Biology and Fertility of Soils, 2012, 48(4): 363-369.
- [52] Joergensen R G, Brookes P C, Jenkinson D S. Survival of the soil microbial biomass at elevated temperatures. Soil Biology and Biochemistry, 1990, 22(8): 1129-1136.
- [53] Chen Y T, Borken W, Stange C F, Matzner E. Effects of decreasing water potential on gross ammonification and nitrification in an acid coniferous forest soil. Soil Biology and Biochemistry, 2011, 43(2): 333-338.
- [54] Shaw M R, Harte J. Response of nitrogen cycling to simulated climate change: differential responses along a subalpine ecotone. Global Change Biology, 2001, 7(2): 193-210.
- [55] Binkley D, Stottlemyer R, Suarez F, Cortina J. Soil nitrogen availability in some arctic ecosystems in northwest Alaska: responses to temperature and moisture. Écoscience, 1994, 1(1): 64-70.
- [56] Pilbeam C J, Mahapatra B S, Wood M. Soil matric potential effects on gross rates of nitrogen mineralization in an orthic ferralsol from Kenya. Soil Biology and Biochemistry, 1993, 25(10); 1409-1413.
- [57] Stark J M, Firestone M K. Mechanisms for soil moisture effects on activity of nitrifying bacteria. Applied and Environmental Microbiology, 1995, 61 (1): 218-221.
- [58] Corre M D, Beese F O, Brumme R. Soil nitrogen cycle in high nitrogen deposition forest: changes under nitrogen saturation and liming. Ecological Applications, 2003, 13(2): 287-298.
- [59] Brüggemann N, Rosenkranz P, Papen H, Pilegaard K, Butterbach-Bahl K. Pure stands of temperate forest tree species modify soil respiration and N turnover. Biogeosciences Discussions, 2005, 2(2): 303-331.
- [60] Stange C F. A novel approach to combine response functions in ecological process modelling. Ecological Modelling, 2007, 204(3/4): 547-552.
- [61] Zaman M, Chang S X. Substrate type, temperature, and moisture content affect gross and net N mineralization and nitrification rates in agroforestry systems. Biology and Fertility of Soils, 2004, 39(4): 269-279.
- [62] Breuer L, Kiese R, Butterbach-Bahl K. Temperature and moisture effects on nitrification rates in tropical rain-forest soils. Soil Science Society of America Journal, 2002, 66(3): 834-844.