

汉江小流域土壤氮素空间分布特征及影响因素

张泽宇¹, 李占斌^{1,2}, 李鹏¹, 徐国策¹, 张铁钢¹

(1. 西安理工大学 西北旱区生态水利工程国家重点实验室培育基地, 西安 710048;

2. 中国科学院 水利部 水土保持研究所 黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室, 陕西 杨凌 712100)

摘要:氮素是土壤中不可或缺的营养元素之一,对植物生长具有至关重要的作用。利用网格采样法(30 m×30 m)和典型样地取样法在汉江余姐河小流域进行土样采集,每个样点分为3层A₁(0—20 cm),A₂(20—40 cm),A₃(40—60 cm),分别测定其土壤全氮、土壤铵态氮和土壤硝态氮含量。研究了土壤氮素的空间异质性、氮素的组成比例以及不同土地利用类型下土壤全氮、铵态氮和硝态氮与环境因子间的相关关系,并且分析了不同形态氮素间的相互关系。结果表明:土壤氮素的空间变异性为土壤硝态氮>土壤铵态氮>土壤全氮;土壤全氮与硝态氮在A₁土层为强空间相关性,在A₂、A₃层为中等程度的空间相关性,土壤铵态氮在各土层均表现为中等空间相关性;农地、林地、草地对全氮储量的贡献依次增大;相较于林地草地,农地对铵态氮储量的贡献最大;而草地对硝态氮储量的贡献在三种土地利用中最大;不同土地利用类型中,农地的氮素空间分布主要与土壤粒径具有相关性,而与地形因子(坡度、坡向等)相关性较小;林地的氮素空间分布主要与地形因子相关性较高,草地介于两者之间;在流域内增加草地林地面积,在流域出口处布设林草地等措施可以减少流域土壤氮素的流失。

关键词:氮素;土地利用;氮素组成;相关性;汉江流域

中图分类号:S151.9

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2017)04-0046-07

Spatial Variability of Soil Nitrogen and the Impact Factors of Land-Use Types in Yujiehe Watershed, Han River

ZHANG Zeyu¹, LI Zhanbin^{1,2}, LI Peng¹, XU Guoce¹, ZHANG Tiegang¹

(1. Base of Eco-hydraulic Engineering in Arid Area, Xi'an University of Technology, Xi'an 710048, China;

2. State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on the Loess Plateau, Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Resources, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: Nitrogen is an indispensable nutrient element in soil, and plays a vital role in the growth of plants. Grid sampling (30 m×30 m) and typical spot sampling were carried out in the study area, and soil samples were collected in three soil layers (0—20 cm, 20—40 cm, 40—60 cm). Total nitrogen (TN), ammonium nitrogen (AN) and nitrate nitrogen content (NN) were determined. With classical analyses, geostatistical analyses, kriging interpolation, Pearson correlation analysis and Spearman correlation analysis, spatial variability of TN, AN, NN of land-use types and their correlations with environmental factors were studied. In addition, the relationships between different fractions of nitrogen were investigated. The results showed that soil nitrogen contents of the study area were at the low level; the TN, AN, NN contents decreased as soil depth increased; the spatial variability coefficient of NN was greater than AN, and both of them were larger than TN; the spatial dependence of TN and NN appeared to be high level in A₁ layer and medium level in A₂, A₃ layers, and AN appeared moderate spatial dependence, which meant that the influence of human factors such as tillage on AN was greater than TN and NN, and it was the natural factor such as intrinsic properties of the soil and topography that controlled the distribution of TN and NN in A₁ layer. The TN, AN, NN storage of the study watershed in 0—60 cm layer were 17.116 t, 183.082 kg, 62.528 kg, respectively; and the contribution ratio to TN decreased in the order: grassland>forestland>cropland; the contribution ratio

收稿日期:2016-12-19

修回日期:2017-01-12

资助项目:国家自然科学基金(41401316);陕西省教育厅重点实验室科研计划项目(15JS065);丹汉江水源区清洁小流域建设关键技术(2015slkj-06)

第一作者:张泽宇(1992—),女,山西朔州人,硕士研究生,主要从事水文水资源及水土保持等方面的研究。E-mail:zzy_zl19@163.com

通信作者:李占斌(1962—),男,河南镇平人,博士,博士生导师,主要从事土壤侵蚀与水土保持方面的研究。E-mail:zhanbinli@126.com

of cropland to AN was larger than both grassland and forestland; grassland proved to have the biggest contribution ratio to NN among the three land-use types. The mean of AN/TN decreased as soil depth increased in cropland, but rose in grassland, and decreased in the sequence: $A_3 > A_1 > A_2$; and the mean of NN/TN rose as soil depth increased in all the three land-use types. Pearson correlation analysis showed that AN/TN was highly significant positive correlated with NN/TN at a depth of 0—60 cm ($r=0.440, p<0.01$); the correlations between different fractions of nitrogen were diverse in different layers and land-use types; Spearman correlation analysis indicated that nitrogen contents of cropland were mainly correlated with the soil particle size distribution, but was insignificantly correlated with topographic factors, nitrogen content of forestland had correlation with terrain factors. Therefore, increasing areas of forestland and grassland within the basin and the outlet can reduce the loss of soil nitrogen from catchment.

Keywords: soil nitrogen; land use; composition of nitrogen; correlation; Han River

氮素是植物生长所必需的重要营养元素,参与植物的整个生命历程,是影响植物品质和产量的关键因素^[1]。有研究表明,即使在大量施用氮肥的情况下,大多数作物所吸收的氮素一半以上都来自于土壤^[2]。土壤中的氮素可分为有机氮和矿质氮,有机氮是氮素存在的主要形式,同时也是矿质氮的源和库^[3],而矿质氮素由土壤铵态氮和硝态氮组成。大多数作物所能利用的主要为矿质氮。虽然矿质氮可以直接被作物利用,但矿质氮容易流失,研究显示土壤中氮素的淋溶损失强度为:硝态氮>铵态氮>有机氮。流失的矿质氮不仅会造成流域氮素养分的匮乏,而且会形成地下水和地表水的污染源。因此,研究土壤氮素的空间分布特征以及氮素之间、氮素与环境因子之间的相互关系,对于流域氮素保护和水污染治理均有很高的价值。

目前关于氮素的空间分布及影响因素已有大量研究^[4-8]。刘志鹏研究了黄土高原地区的有机碳、全氮、全磷、全钾的空间分布,认为区域尺度上,土壤有机碳、土壤全氮、土壤全磷和土壤全钾含量均呈中等程度变异^[6];徐国策等研究了丹江中游小流域的全氮的空间分布与土地利用及其他环境因子的关系,认为土壤全氮含量有较大的区域性,研究区全氮的主要影响因素是土地利用类型和坡度^[7];余冬立等对风蚀水蚀交错带的土壤矿质氮的空间变异性与环境因子的关系进行了详细的讨论,认为不同土层的硝态氮和铵态氮的变异由不同的环境因子所控制,且认为合理配置土地利用可以改善土壤质量^[8];Adrian, Qin, Cao等人的研究显示土层深度、坡度等因素影响全氮的空间分布^[9-11]。为更深入的了解氮素分布及组成特征,本文将就不同土地利用下全氮、铵态氮、硝态氮的空间分布特征、与环境因子的相关关系以及氮素之间的相对关系等进行研究。本文的研究区余姐河小流域是汉江中游的典型小流域,本研究旨在为汉江中游土地利用的合理规划及非点源污染的有效治理提供基础数据与科学参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

余姐河小流域位于陕西省安康市汉滨区大同、恒口两镇境内(108°48′15″—108°48′42″E, 32°44′55″—32°45′13″N),余姐河属汉江一级支流月河左岸二级支流,流域总面积 0.141 km²,河道平均比降 39.2‰。流域呈北高南低地势,相对高差 72 m。流域成土母质主要为由片麻岩和砂岩,土壤类型主要为黄棕壤。植被为次生林,乔木灌木混交,针叶阔叶混交。上游植被较好,耕地分散;下游植被较差,耕地以坡耕地为主,且相对集中。流域多年平均降雨量 850 mm,最大年降水量为 1 156 mm,最小降水量 561.5 mm。降水主要集中在 7—10 月,降水量占全年降水量的 65%,枯水期 11—3 月占全年降水量不足 10%。

1.2 样品采集

采样于 2014 年 1 月进行,在对研究区实地勘察的基础上,结合研究区的实际地形和土地利用方式,以 30 m×30 m 网格法和典型样地取样法进行土壤样品采集,采样点通过 GPS 定位,共采样 185 个点。采样深度为 60 cm,每个采样点分别按 0—20 cm (A_1), 20—40 cm (A_2), 40—60 cm (A_3) 垂直采集土壤样品,分装后带回实验室分析。将土样在自然状态下风干,经研磨和过筛后进行分析测定。

1.3 样品测试

土壤样品自然风干后,过 0.149 mm 筛,称取 2.5 g 土样到消煮管,加催化剂和 5 ml 浓硫酸浸提,在 375℃ 的高温下消煮 4 个小时,冷却后稀释 10 倍,取上清液用间断化学分析仪(ADA, CleverChem 2000, 德国)测定土壤全磷和全氮^[12]。

土样自然风干后,过 1.0 mm 筛,称 2.5 g 土样到 100 ml 塑料瓶,加 50 ml 氯化钾浸提液,震荡 1 h 后过滤,取上清液用间断化学分析仪(ADA, CleverChem 2000, 德国)测定土壤铵态氮和硝态氮。

土样经过自然风干,过 2 mm 的筛子,去根,称取土样 0.5 克左右,加 30%过氧化氢(H₂O₂),浸泡 24 h 以去除有机质,然后加蒸馏水稀释,静置,除上清液以除酸,超声 30 s 后用激光粒度仪 Mastersizer 2000 测量土壤粒径的体积分数(%)。土壤粒径分级采用美国制。

1.4 数据分析与处理方法

运用 SPSS 16.0 对数据进行描述性分析,运用 ArcGIS 10.1 进行空间分析。

土壤全氮、铵态氮和硝态氮空间变异的随机性和结构性及其与尺度间的关系利用半方差函数理论模型进行分析。

依据决定系数 和残差 对半方差函数进行拟合可得到合理的理论模型。具体计算应用地学软件 GS+(7.0)完成。

土壤氮素储量的计算借鉴土壤有机碳储量^[13-14]的计算公式:

$$C_{if}=D_i\times\rho_{if}\times Q_{if}/100$$
 (1)

$$S=\sum A_f\times C_{if}$$
 (2)

式中:*i* 为不同土壤层; *f* 为不同土地利用类型; *C* 为土壤氮素密度(g/m²); *D* 为土层厚度(cm); *ρ* 为土壤容重

(g/cm³); *O* 为土壤氮素含量(mg/kg); *A* 为各类土地利用所占面积(m²); *S* 为土壤氮素的储量(g)。

1.5 地形因子获取

利用 ArcGIS 从数字高程图中提取高程、坡度、坡向等地形数据。坡向以 0°~112.5°,292.5°~360°为阴坡,112.5°~292.5°为阳坡^[15],为方便进行相关分析,为阴坡赋值 1,阳坡赋值 2。

2 结果与分析

2.1 土壤氮素的经典统计分析

全氮、矿质氮、有机氮含量的基本统计参数见表 1。可以看出研究区氮素含量处于较低水平^[16]。全氮、铵态氮、硝态氮含量的平均值均表现出随土层深度增加而降低的趋势,且铵态氮具有较强的表聚效应。全氮、有机氮、矿质氮的空间变异程度总体上呈中等变异(10%<CV<100%),硝态氮总体上呈强变异(CV≥100%),且在 A₂ 层变异程度最高,铵态氮 A₁ 层表现为强变异,A₂,A₃ 层表现为中等变异。故土壤氮素的空间变异性为硝态氮>铵态氮>矿质氮>有机氮>全氮。

表 1 不同深度下土壤氮素的统计特征

氮素类型	土层深度/cm	平均值	标准差	CV/%	偏度	峰度	最大值	最小值
全氮/ (g·kg ⁻¹)	0—20	0.174	0.131	75.195	2.009	7.739	1.010	0.010
	20—40	0.156	0.119	76.127	1.038	1.040	0.550	0.003
	40—60	0.140	0.123	87.520	1.338	2.075	0.640	0.003
	0—60	0.157	0.125	79.617	1.502	4.185	1.010	0.010
铵态氮/ (mg·kg ⁻¹)	0—20	2.686	3.442	128.166	5.929	47.403	34.680	0.020
	20—40	1.563	1.226	78.459	0.803	-1.660	5.400	0.020
	40—60	1.200	1.152	95.987	1.402	2.868	7.060	0.020
	0—60	1.818	2.301	126.582	7.440	90.470	34.680	0.020
硝态氮/ (mg·kg ⁻¹)	0—20	0.803	1.349	168.057	0.172	0.341	9.440	0.020
	20—40	0.770	1.698	220.512	0.171	0.340	17.900	0.020
	40—60	0.654	0.786	120.110	0.171	0.340	5.200	0.023
	0—60	0.744	1.334	179.418	6.919	67.077	17.900	0.020
矿质氮/ (mg·kg ⁻¹)	0—20	3.318	3.145	94.797	3.494	19.766	27.440	0.190
	20—40	2.349	1.905	81.116	4.411	37.483	19.840	0.200
	40—60	2.106	1.350	64.109	0.990	1.058	7.520	0.060
	0—60	2.610	2.346	89.880	4.182	31.522	27.440	0.060
有机氮/ (g·kg ⁻¹)	0—20	0.171	0.132	76.809	2.058	8.114	1.010	0.004
	20—40	0.160	0.117	73.092	1.064	1.129	0.550	0.001
	40—60	0.137	0.122	89.561	1.360	2.183	0.630	0.000
	0—60	0.156	0.125	79.885	1.541	4.457	1.010	0.000

2.2 土壤氮素的空间分布特征分析

2.2.1 空间结构分析 为提高 Kriging 插值的精度,在进行地统计分析之前须保证数据服从正态分布,经 K-S 检验发现全氮、铵态氮、硝态氮的含量均不满足此要求(*p*<0.05),对数据进行 Box-Cox 转化

使其服从正态分布。运用 GS+7.0 对全氮、铵态氮、硝态氮含量进行半方差函数模拟以进一步探求其空间变异特征,模拟结果见表 2。模型拟合度 *R*² 均大于 0.7,表明模型能够很好地反映土壤氮素含量的空间结构特征。变程反映所研究因子的空间相似范围,

本研究采样网格为 30 m,显然在氮素空间自相关范围之内,满足空间分析的要求。

块金系数反映随机部分引起的空间变异占总空间变异的比例^[17-18]。全氮与硝态氮在 A₁ 层均表现出强空间依赖性(块金系数<25%),在 A₂,A₃ 层均

表现为中等程度的空间依赖(25%<块金系数<75%),变异特征相似。铵态氮总体表现出中等空间依赖性。表明在 A₁ 层耕作措施等人为因素对铵态氮的影响大于全氮和硝态氮,全氮和硝态氮在 A₁ 层的分布主要由土壤内在属性和地形等自然因素控制。

表 2 不同深度下土壤氮素的地统计学参数

类型	深度/cm	块金值	基台值	块金系数/%	变程/m	理论模型	决定系数 R ²	残差
全氮	0—20	0.035	0.242	14.315	53.700	Exponential	0.722	2.93 E-03
	20—40	0.086	0.173	49.710	90.000	Spherical	0.805	1.14 E-03
	40—60	0.071	0.143	49.651	171.000	Exponential	0.883	4.68 E-04
铵态氮	0—20	0.628	1.521	41.289	96.000	Exponential	0.763	1.05 E-01
	20—40	0.441	1.198	36.811	59.100	Exponential	0.813	2.48 E-02
	40—60	0.611	1.223	49.959	87.000	Exponential	0.768	3.75 E-02
硝态氮	0—20	0.253	1.465	17.270	44.100	Exponential	0.740	5.29 E-02
	20—40	0.879	1.770	49.661	85.100	Spherical	0.733	1.85 E-01
	40—60	0.840	1.681	49.970	90.200	Spherical	0.806	1.10 E-01

2.2.2 空间插值分析 由全氮含量空间插值结果可以看出 A₃ 层高值区面积最大,并且值域最广。且 A₂, A₃ 层的高值区出现在林地草地较多的流域北部。

由铵态氮含量的空间分布图可看出, A₁ 层含量最高,且值域最大, A₁ 层高值区与农地分布基本吻

合,而在 A₃ 层大部分低值区均在农地所在区域及流域出口处。

由硝态氮含量的空间分布图可看出,由 A₁ 到 A₃ 层,值域逐渐减小, A₁, A₂ 层与土地利用关系不明显, A₃ 层的低值区大部分均落在农地上。

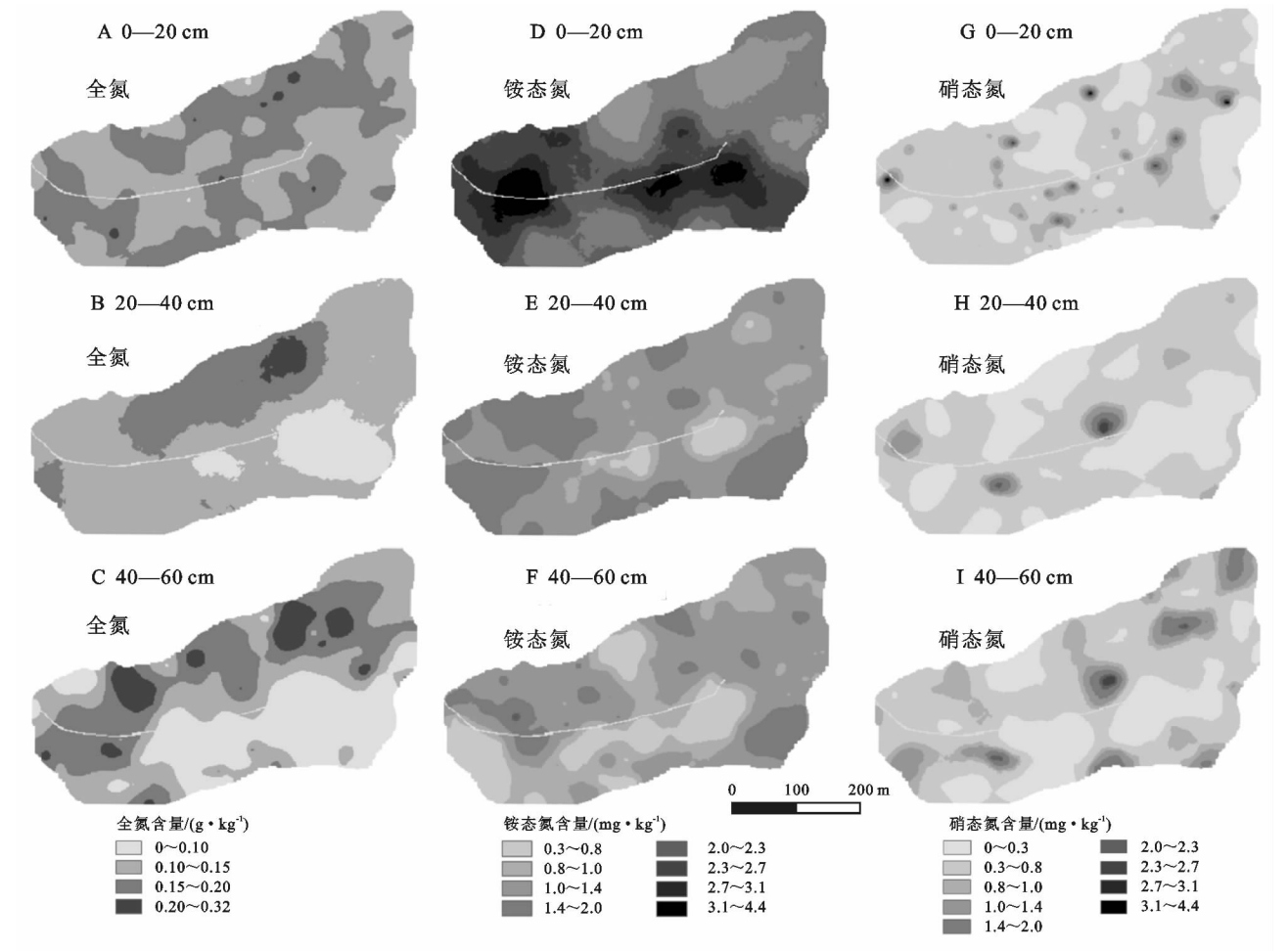


图 1 三个土层深度下土壤全氮、铵态氮、硝态氮含量的空间分布

2.3 土壤氮素储量的估算

根据公式计算得到不同土地利用下土壤全氮和矿质氮的密度和储量,结果见表 3。由表可知,草地的全氮和硝态氮密度均表现为 $A_3>A_2>A_1$;林地的全氮密度表现为 $A_3>A_2>A_1$,硝态氮密度为 $A_3>A_1>A_2$;农地的全氮密度为 $A_1>A_2>A_3$,硝态氮密度为 $A_3>A_1>A_2$ 。铵态氮密度在不同土地利用下均表现为 $A_1>A_2>A_3$,并且 A_1 层密度占三层总密度的比例在农地、林地、草地下分别为:48.351%,41.613%,42.106%,说明农地相较于林地草地,其铵态氮的表聚效应更明显。这种现象可能是由于耕作等措施使得农地表层土壤的孔隙率

较大,更有利于矿化反应而造成的。

流域 0—60 cm 土层的全氮储量为 17.116 t,铵态氮的储量为 183.082 kg,硝态氮的储量为 62.528 kg。相对于农地,林地对全氮储量的贡献率为 1.081,草地对全氮储量的贡献率为 1.234;林地对铵态氮储量的贡献率为 0.926,草地对铵态氮储量的贡献率为 0.917;林地对硝态氮储量的贡献率为 0.861,草地对硝态氮储量的贡献率为 1.119。可见,农地、林地、草地对全氮储量的贡献依次增大;相较于林地草地,农地对铵态氮储量的贡献是最大的;而草地对硝态氮储量的贡献在三种土地利用中是最大的。

表 3 不同土地利用下各土层的土壤氮素含量

土地利用	深度/ cm	容重/ ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$)	全氮		铵态氮		硝态氮	
			密度/ ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$)	储量/t	密度/ ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$)	储量/kg	密度/ ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$)	储量/kg
农地	0—20	1.31	0.040	1.903	0.670	31.964	0.150	7.147
	20—40	1.55	0.036	1.733	0.389	18.559	0.134	6.404
	40—60	1.59	0.035	1.672	0.327	15.585	0.163	7.793
林地	0—60	—	0.111	5.308	1.386	66.108	0.447	21.344
	0—20	1.29	0.039	1.702	0.534	23.552	0.112	4.948
	20—40	1.53	0.040	1.780	0.404	17.838	0.099	4.351
	40—60	1.61	0.041	1.817	0.345	15.208	0.174	7.690
草地	0—60	—	0.120	5.299	1.283	56.599	0.385	16.989
	0—20	1.44	0.044	2.110	0.535	25.422	0.136	6.441
	20—40	1.56	0.045	2.125	0.385	18.264	0.156	7.392
	40—60	1.61	0.048	2.273	0.351	16.690	0.218	10.362
	0—60	—	0.137	6.509	1.271	60.376	0.509	24.195

2.4 氮素组分间的相互关系

2.4.1 矿质氮与全氮含量的相对关系 为研究矿质氮与全氮含量的相对关系,对不同土地利用下的硝态氮、铵态氮与全氮的比值进行统计分析,结果见图 2。农地的铵态氮与全氮的比值(AN/TN)均值随土层深度增加递减,林地的 AN/TN 均值呈 $A_3>A_1>A_2$,草地的 AN/TN 均值随土层深度增加而增大;不同土地利用下硝态氮与全氮的比值(NN/TN)均值随土层深度增加而增大。

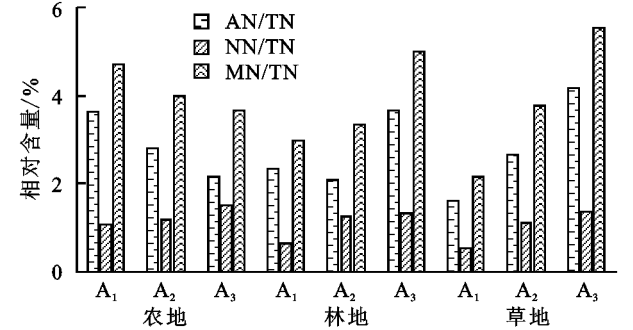


图 2 矿质氮与全氮含量的相对关系

2.4.2 氮素之间的相关关系 土壤氮素之间是可以相互转化的,为探求各氮素之间的相互关系,本文利

用 pearson 相关分析研究了氮素之间的相关关系。结果表明,0—60 cm 土层中 AN/TN 与 NN/TN 有极显著正相关关系($r=0.440, p<0.01$)。农地 0—60 cm 土层中 AN/TN 与 NN/TN 有极显著正相关关系($r=0.350, p<0.01$);林地 0—60 cm 土层中 AN/TN 与 NN/TN 有极显著正相关关系($r=0.387, p<0.01$);草地 0—60 cm 土层中 AN/TN 与 NN/TN 有极显著正相关关系($r=0.613, p<0.01$)。对不同土地利用、不同深度下各氮素之间的相关关系进行分析时发现:农地 A_3 层有机氮与矿质氮有显著正相关关系($r=0.274, p<0.05$);林地 A_2 层中有机氮与矿质氮含量有显著负相关关系($r=-0.316, p<0.05$);林地 A_3 层有机氮与铵态氮的含量有显著负相关关系($r=-0.313, p<0.05$);草地 A_1 层铵态氮与硝态氮有显著正相关关系($r=0.293, p<0.05$)。各土地利用下不同层的 AN/TN 与 NN/TN 有不同程度的相关关系,摘录见表 4。

2.5 土壤氮素含量与环境因子的相关性分析

为探究不同土地利用类型下氮素与相关环境因素之间的相关关系,本文利用 Spearman 相关分析研

究了全氮、矿质氮与海拔高度、坡度、坡向、土地利用以及土壤粒径之间的关系。

表 4 不同土地利用下各土层 AN/TN 与 NN/TN 的 Pearson 相关系数

类型	A ₁	A ₂	A ₃
农地	0.484**	0.491**	0.145
林地	0.516**	0.314*	0.427**
草地	0.538**	0.623**	0.669**

注: * 表示在 0.05 水平下相关(双尾检验),即显著性相关; ** 表示在 0.01 水平下相关(双尾检验),即极显著相关。

表 5 中列出了不同土地利用、不同深度下全氮、矿质氮与海拔高度、坡度、坡向、以及土壤粒径之间的相关系数。可以看出,铵态氮与土壤粒径的相关性要强于硝态氮和全氮与土壤粒径的相关性。农地 A₁, A₃ 层中的铵态氮与土壤粒径的相关性强于与海拔、坡度、坡向等地形因子的相关性。草地 A₁ 层铵态氮

含量与土壤粒径有显著相关性,A₂ 层全氮含量与坡向有显著相关性。林地 A₁, A₂ 层氮素与土壤粒径和地形因子均有相关关系。

铵态氮含量在农地 A₁ 层表现为与黏土和粉砂含量极显著负相关,而与细砂和粗砂表现为极显著正相关,在农地 A₃ 层与细砂和粗砂表现为显著和极显著正相关,且与坡向显著正相关;在草地 A₁ 层表现为与黏土含量极显著负相关,而与细砂和粗砂表现为显著正相关;在林地 A₁ 层表现为与粗砂含量显著负相关,且与海拔显著负相关。

硝态氮含量在林地 A₁, A₂ 层与坡向表现出显著负相关。

全氮含量在草地 A₂ 层表现为与坡向显著正相关;在林地 A₂ 层表现为与海拔显著负相关,与坡度极显著正相关。

表 5 不同土地利用下土壤氮素含量与环境因子的 spearman 相关系数

农地	A ₁			A ₂			A ₃		
	TN	NH ₄ -N	NO ₃ -N	TN	NH ₄ -N	NO ₃ -N	TN	NH ₄ -N	NO ₃ -N
坡向	0.059	0.203	0.069	0.135	0.001	0.013	0.124	0.289 [*]	-0.156
海拔	-0.066	-0.049	-0.003	-0.068	0	-0.239	-0.183	0.103	-0.014
坡度	0.048	0	0.074	0.038	-0.138	-0.034	-0.072	-0.026	-0.084
黏土	0.106	-0.399 ^{**}	-0.18	0.069	0	0.106	0.074	-0.242	0.018
粉砂	-0.116	-0.337 ^{**}	0.039	-0.179	-0.006	0.049	-0.064	-0.223	-0.074
细砂	-0.044	0.381 ^{**}	0.143	0.103	-0.003	-0.122	-0.012	0.296 [*]	0.046
粗砂	0.141	0.305 ^{**}	-0.182	0.105	0.111	-0.190	0.043	0.388 ^{**}	0.046

草地	A ₁			A ₂			A ₃		
	TN	NH ₄ -N	NO ₃ -N	TN	NH ₄ -N	NO ₃ -N	TN	NH ₄ -N	NO ₃ -N
坡向	-0.109	-0.084	-0.033	0.280 [*]	0.022	0.024	0.121	0.125	0.144
海拔	-0.074	-0.194	0.139	-0.166	-0.170	-0.175	0.009	0.062	0.038
坡度	0.192	-0.089	-0.099	0.158	-0.071	0.127	0.097	0.036	0.071
黏土	-0.107	-0.394 ^{**}	-0.034	-0.103	-0.146	0.139	0.027	-0.290	0.063
粉砂	-0.011	0.081	0.105	0.017	-0.030	0.030	-0.193	0.033	0.230
细砂	0.082	0.332 [*]	0.098	0.022	0.209	-0.153	-0.111	0.271	-0.265
粗砂	-0.029	0.305 [*]	0.076	0.023	0.174	-0.031	0.017	0.287	-0.282

林地	A ₁			A ₂			A ₃		
	TN	NH ₄ -N	NO ₃ -N	TN	NH ₄ -N	NO ₃ -N	TN	NH ₄ -N	NO ₃ -N
坡向	0.173	-0.079	0.267 [*]	0.219	-0.045	0.258 [*]	0.124	-0.108	0.097
海拔	-0.042	-0.269 [*]	-0.111	-0.284 [*]	-0.219	0.244	-0.002	0.075	0.152
坡度	0.19	0.105	-0.075	0.326 ^{**}	0.197	-0.215	0.074	-0.056	-0.092
黏土	0.162	0.192	-0.031	0.058	-0.048	-0.041	-0.042	-0.066	-0.172
粉砂	-0.212	-0.034	-0.059	-0.028	0.043	-0.158	-0.113	0.025	0.025
细砂	-0.012	-0.114	0.134	0.021	-0.059	0.018	0.118	0.02	0.115
粗砂	-0.025	-0.282 [*]	-0.171	0.138	-0.236	0	0.215	-0.048	0.060

3 讨论

草地 A₁ 层铵态氮含量与细砂和粗砂含量表现

为显著正相关关系可能是由于细砂粗砂的存在增大土壤孔隙率,增加通气量,有利于矿化作用的进行^[8]。黏土矿物与铵态氮反应生成固定态铵^[19-20],且固定态

铵在矿质氮中占有较大的比重^[21],故铵态氮含量与黏粒含量呈显著负相关。铵态氮的含量高增加硝化反应底物,会促进硝化作用^[22],因此铵态氮与硝态氮正相关。全氮在 A_2 层与坡向正相关,可能是由于阳坡接受日光照射温度相对较高,适宜微生物活动,加速了动植物残体的分解。而对 AN/TN 和 NN/TN 分析的结果可见,草地的矿质氮的相对含量随土层深度增加而递增,表明草地的矿化作用随土层深度增加而增强,同时 AN/TN 和 NN/TN 的相关性也随土层深度增加而增大,表明铵态氮和硝态氮的损失随深度增加逐渐减少。草地在 A_1, A_2, A_3 土层的 AN/TN 和 NN/TN 的相关性均大于农地和林地,说明土地利用为草地时矿质氮损耗最少,储量贡献率分析结果中,草地对硝态氮的贡献率最大的结论可以一定程度上验证这一点。

林地铵态氮含量在 A_1 层与粗砂含量呈负相关,与海拔呈负相关,可能是由于林地表层含水量较高,水溶性铵发生迁移所致。 A_2 层 AN/TN 和 NN/TN 的相关性相对较弱,且 AN/TN 值小于 A_1 层,应该是由于铵态氮有所损耗导致的,而自然条件下土壤铵态氮的主要损耗为微生物吸收、植物吸收和土壤颗粒吸附^[23],由相关性分析可知此时的铵态氮含量与土壤粒径之间无明显相关性,所以此时的铵态氮损耗应主要是被植物所吸收,说明林地的根系在 A_2 层较为活跃。 A_2, A_3 层有机氮与矿质氮或铵态氮的负相关关系也能一定程度上反映这一结论。 A_1, A_2 层硝态氮均与坡向显著正相关,可能与硝化作用及硝态氮随水分的垂直迁移有关。总之,林地的氮素分布主要与地形因子以及植物的活动有关。

农地 A_1 层 AN/TN 和 NN/TN 的相关系数小于 A_2 层,说明 A_1 层流失量大于 A_2 层,这一现象应该与 A_1 层的矿化作用强于 A_2 层有关。由 A_1 层铵态氮与土壤粒径的相关性可知, A_1 层发生损耗的氮素主要为硝态氮。 A_3 层有机氮与矿质氮显著正相关,说明 A_3 层的矿质氮来源于有机氮的矿化作用,而 AN/TN 和 NN/TN 的相关性不明显,说明矿质氮有损耗,铵态氮与坡向、细砂、粗砂正相关,说明铵态氮的含量主要取决于矿化作用的强弱,可判断主要发生迁移的氮素是硝态氮,且农地 A_3 层 NN/TN 较大,说明此时土壤硝化作用较强烈,而硝态氮的流失量亦较大。

总之,农地氮素分布主要与土壤粒径有相关性,与地形因子相关性不大,硝化作用相对较强^[22],硝态氮流失程度最严重;林地氮素分布主要与地形因子相关性较高,铵态氮分布情况与植物的生长状况有关,

植物的吸收固定有利于土壤保氮;草地矿质氮的流失量较少,保氮效果较好。因此,可以通过在流域内增加草地林地面积,在流域出口处布设林草地等措施来减少流域土壤氮素的流失^[24]。

4 结论

研究区氮素含量处于较低水平。全氮、铵态氮、硝态氮含量的平均值均随土层深度增加而降低,其空间变异性表现为硝态氮>铵态氮>全氮。全氮与硝态氮在 A_1 层均表现出强空间依赖性,在 A_2, A_3 层均表现为中等程度的空间依赖。铵态氮总体表现出中等空间依赖性。表明在 A_1 层耕作措施等人为因素对铵态氮的影响大于全氮和硝态氮,全氮和硝态氮在 A_1 层的分布主要由土壤内在属性和地形等自然因素控制。流域 0—60 cm 土层的全氮储量为 17.116 t,铵态氮的储量为 183.082 kg,硝态氮的储量为 62.528 kg。农地、林地、草地对全氮储量的贡献依次增大;相较于林地草地,农地对铵态氮储量的贡献是最大的;而草地对硝态氮储量的贡献在三种土地利用中是最大的。农地铵态氮分布主要与土壤粒径有相关性,与地形因子相关性不大,硝态氮流失程度在三种土地利用中最严重;林地氮素分布主要与地形因子相关性较高,植物对铵态氮的吸收固定有利于土壤保氮;草地矿质氮的流失量较少,保氮效果较好。

参考文献:

- [1] 邢顺林,刘毅,李世清.青藏高原与黄土高原土壤氮素矿化过程对温度变化的响应[J].西北农林科技大学学报:自然科学版,2011,39(1):151-158.
- [2] 蔡贵信,朱兆良.水稻生长对土壤氮素矿化的影响[J].土壤学报,1983,20(3):272-278.
- [3] 李世清,李生秀,邵明安,等.半干旱农田生态系统长期施肥对土壤有机氮组分和微生物体氮的影响[J].中国农业科学,2004,37(6):859-864.
- [4] 杨小林,李义玲,朱波,等.紫色土小流域不同土地利用类型的土壤氮素时空分异特征[J].环境科学学报,2013,33(10):2807-2813.
- [5] 张伟,刘淑娟,叶莹莹,等.典型喀斯特林地土壤养分空间变异的影响因素[J].农业工程学报,2013,29(1):93-101.
- [6] 刘志鹏.黄土高原地区土壤养分的空间分布及其影响因素[D].北京:中国科学院研究生院,2013.
- [7] 徐国策,李占斌,李鹏,等.丹江中游典型小流域土壤总氮的空间分布[J].地理学报,2013,67(11):1547-1555.
- [8] 余冬立,邵明安,俞双恩.黄土高原水土蚀交错带小流域土壤矿质氮空间变异性[J].农业工程学报,2010,26(6):89-96.

- [9] 张瑞,张贵龙,陈冬青,等.不同施肥对农田土壤微生物功能多样性的影响[J].中国农学通报,2013,29(2):133-139.
- [10] 焦晓光,高崇升,隋跃宇,等.不同有机质含量农田土壤微生物生态特征[J].中国农业科学,2011,44(18):3759-3767.
- [11] 葛玮健.长期施肥对土壤钾素状况和钾素利用效率的影响[D].陕西杨凌:西北农林科技大学,2012.
- [12] 刘荣花,朱自玺,方文松,等.冬小麦根系分布规律[J].生态学杂志,2008,27(11):2024-2027.
- [13] 金继运,高广领,王泽良,等.不同土壤钾素释放动力学及其供钾特征的研究[J].植物营养与肥料学报,1994,1(1):40-48.
- [14] 赵先丽,程海涛,吕国红,等.土壤微生物生物量研究进展[J].气象与环境学报,2006,22(4):68-72.
- [15] Williams A, Börjesson G, Hedlund K. The effects of 55 years of different inorganic fertiliser regimes on soil properties and microbial community composition[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2013,67:41-46.
- [16] 张凯,雷振山,严勇.不同施肥处理对高产小麦地上部和土壤中钾素积累动态的影响[J].中国农学通报,2006,22(2):259-262.
- [17] 刘会玲,崔江慧,许峰.小麦—玉米轮作周期内土壤钾素与作物吸收钾动态变化研究[J].土壤通报,2010,41(6):1440-1443.
- [18] 金继运,高广领,王泽良,等.温度对土壤钾素容量和强度(Q/D关系的影响[J].土壤学报,1992,29(2):137-141.
- [19] 范钦桢,谢建昌.长期肥料定位试验中土壤钾素肥力的演变[J].土壤学报,2005,42(4):591-599.
- [20] 谢建昌,周建民.我国土壤钾素研究和钾肥使用的进展[J].土壤,1999,5(4):244-254.
- [21] Yu W T, Bi M L, Xu Y G, et al. Microbial biomass and community composition in a Luvisol soil as influenced by long-term land use and fertilization[J]. Catena, 2013,107:89-95.
- [22] Yuan H Z, Ge T D, Zhou P, et al. Soil microbial biomass and bacterial and fungal community structure responses to long-term fertilization in paddy soils [J]. Journal of Soils and Sediments, 2013,13(5):877-886.
- [23] Marschner P, Kandeler E, Marschner B. Structure and function of the soil microbial community in a long-term fertilizer experiment [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2003,35(3):453-461.

~~~~~

(上接第52页)

- [9] Leip A, Britz W, Weiss F, et al. Farm, land, and soil nitrogen budgets for agriculture in Europe calculated with CAPRI[J]. Environmental Pollution, 2011, 159(11):3243-3253.
- [10] Qi Y C, Dong Y S, Jin Z, et al. Spatial heterogeneity of soil nutrients and respiration in the desertified grasslands of Inner Mongolia, China [J]. Pedosphere, 2010,20(5):655-665.
- [11] Cao C, Jiang S, Ying Z, et al. Spatial variability of soil nutrients and microbiological properties after the establishment of leguminous shrub *Caragana microphylla* Lam. plantation on sand dune in the Horqin Sandy Land of Northeast China[J]. Ecological Engineering, 2011,37(10):1467-1475.
- [12] 鲁如坤.土壤农业化学分析方法[M].南京:河海大学出版社,2000.
- [13] Xu W, Chen X, Luo G, et al. Soil organic carbon storage and its spatial distribution characteristic in the Sangong river watershed of arid region[J]. Journal of Natural Resources, 2009,24(10):1740-1747.
- [14] Nielsen D R, Bouma J. Soil spatial variability[C]// Proceedings of a Workshop of the ISSS and the SSSA, Las Vegas(USA),30 Nov-1 Dec 1984. Pudoc., 1985.
- [15] 徐少君,曾波,苏晓磊,等.基于RS/GIS的重庆缙云山自然保护区植被及碳储量密度空间分布研究[J].生态学报,2012,32(7):2174-2184.
- [16] 杨艳丽,史学正,于东升,等.区域尺度土壤养分空间变异及其影响因素研究[J].地理科学,2008,28(6):788-792.
- [17] Gao X J, Hu X F, Wang S P, et al. Nitrogen losses from flooded rice field[J]. Pedosphere, 2002,12(2):151-156.
- [18] Zhao J, Liu H, Sui Y, et al. Analysis for spatial heterogeneity of organic matter content and available nutrients in blacksoil crop area with different scales[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2006,20(1):41-44.
- [19] 丘华昌,陈家宙.旱地土壤的供氮潜力[J].植物营养与肥料学报,1995,1(2):33-39.
- [20] 巨晓棠,刘学军,张福锁.不同氮肥施用后土壤各氮库的动态研究[J].中国生态农业学报,2004,12(1):92-94.
- [21] 鞠敏睿.小兴安岭森林土壤氮形态研究[D].哈尔滨:东北林业大学,2010.
- [22] 张玉树.农业管理方式对亚热带土壤氮转化过程的影响[D].南京:南京师范大学,2015.
- [23] 赵彤,蒋跃利,闫浩,等.土壤氮化过程中微生物作用研究进展[J].应用与环境生物学报,2014,20(2):315-321.
- [24] 李兆富,杨桂山,李恒鹏.西苕河流域土地利用对氮素输出影响研究[J].环境科学,2006,27(3):498-502.