

# 不同典型地带性土壤氮素分布特征及其影响因素

曹小闯<sup>1</sup> 钟 楚<sup>1</sup> 马庆旭<sup>2</sup> 朱练峰<sup>1</sup> 张均华<sup>1</sup> 禹盛苗<sup>1</sup> 金千瑜<sup>1</sup> 吴良欢<sup>2\*</sup>

(<sup>1</sup>中国水稻研究所/水稻生物学国家重点实验室, 杭州 310006; <sup>2</sup>浙江大学环境与资源学院/教育部环境修复与生态健康重点实验室, 杭州 310058)

**摘 要** 在野外取样的基础上, 研究中国不同典型地带性土壤各形态氮素分布特征及其影响因素. 结果表明: 垂直地带性土壤中  $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{K}_2\text{SO}_4$  提取的提取态总氮、提取态有机氮、吸附氨基酸随取样点海拔的增加而显著增加, 且提取态总氮、提取态有机氮和吸附氨基酸平均值都大于水平地带性土壤; 水平地带性土壤各形态氮含量随土壤类型的不同而差异显著. 土壤吸附氨基酸含量是游离氨基酸的 5 倍, 占提取态有机氮百分比为 21.1%, 表明吸附氨基酸可能作为土壤有机氮库的一种重要存在形态. 相关分析结果表明, 垂直地带性土壤中提取态总氮、提取态有机氮、铵态氮、氨基酸态氮均与有机质、全氮呈显著正相关 ( $r=0.57 \sim 0.93$ ,  $P<0.05$ ), 但与 pH、硝态氮呈显著负相关 ( $r=-0.37 \sim -0.91$ ,  $P<0.05$ ); 水平地带性土壤 pH 与提取态总氮、硝态氮、有机质、全氮、碱解氮及盐基离子 ( $\text{K}^+$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ ) 呈显著正相关 ( $r=0.36 \sim 0.85$ ,  $P<0.05$ ), 与铵态氮、氨基酸态氮呈显著负相关 ( $r=-0.39 \sim -0.81$ ,  $P<0.05$ ).

**关键词** 地带性土壤; 无机氮; 有机氮; 分布; 影响因素

**Distribution characteristics of soil nitrogen and its influence factors in different typical zonal soils.** CAO Xiao-chuang<sup>1</sup>, ZHONG Chu<sup>1</sup>, MA Qing-xu<sup>2</sup>, ZHU Lian-feng<sup>1</sup>, ZHANG Jun-hua<sup>1</sup>, YU Sheng-miao<sup>1</sup>, JIN Qian-yu<sup>1</sup>, WU Liang-huan<sup>2\*</sup> (<sup>1</sup>State Key Laboratory of Rice Biology/China National Rice Research Institute, Hangzhou 310006, China; <sup>2</sup>Ministry of Education Key Laboratory of Environmental Remediation and Ecosystem Health, College of Environmental and Resource Sciences, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China).

**Abstract:** On the basis of field soil sampling, this paper investigated the distribution characteristics of soil different nitrogen (N) forms and its influence factors in the different typical zonal soils. The results showed that the concentrations of soil extractable total N, extractable organic N and adsorbed amino acids extracted with  $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{K}_2\text{SO}_4$  significantly increased along the altitudinal gradient in the different vertical soils, and their mean concentrations were greater than that in the horizontal soils. The concentrations of soil different N forms widely varied with the soil type in the different horizontal soils. On average, the concentration of soil adsorbed amino acids was approximately 5-fold greater than that of the free amino acids, representing 21.1% of soil extractable organic N. It indicated that the soil adsorbed amino acids extracted with the strong salt solution could serve as an important form of soil organic N. Pearson correlation analysis showed that extractable total N, extractable organic N, ammonium and amino acids in vertical soils were positively correlated with soil organic matter and total N ( $r=0.57-0.93$ ,  $P<0.05$ ), but negatively correlated with soil pH and nitrate ( $r=-0.37--0.91$ ,  $P<0.05$ ). In the horizontal soils, soil extractable total N, nitrate, organic matter, total N, alkali-hydrolyzable N and cation ions (e.g.  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ) were all positively correlated with soil pH ( $r=0.36-0.85$ ,  $P<0.05$ ), whereas negatively correlated with soil ammonium and amino acids ( $r=-0.39--0.81$ ,  $P<0.05$ ).

**Key words:** zonal soils; inorganic nitrogen; organic nitrogen; distribution; influence factors.

本文由浙江省自然科学基金项目 (LQ15C130004)、国家自然科学基金项目 (31172032, 31172032) 和国家重点基础研究发展计划项目 (2015CB150502) 资助 The work was supported by Zhejiang Provincial Natural Science Foundation of China (LQ15C130004), National Natural Science Foundation of China (31172032, 31270035) and National Key Basic Research Program of China (2015CB150502).

2015-06-26 Received, 2016-01-02 Accepted.

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: finm@zju.edu.cn

氮素(包括无机氮和有机氮)是陆地生态系统生产力高低的主要限制因子.土壤表层中 90% 以上的氮为有机氮<sup>[1]</sup>.作为土壤铵态氮( $\text{NH}_4^+$ )和硝态氮( $\text{NO}_3^-$ )的源和汇,有机氮不仅在维持氮素平衡方面有重要意义,而且直接决定土壤的潜在供氮能力<sup>[2]</sup>.有机氮还可通过直接或间接的方式影响微生物的活性和营养元素的有效性,在植物养分吸收中扮演重要角色<sup>[3]</sup>.近年来,人们就土地利用方式、环境因子与土壤氮素矿化的关系进行了大量研究<sup>[4-6]</sup>.研究发现,有机氮的转化和动态平衡不仅受环境条件和土壤母质的影响,耕作制度、环境污染和其他人为干扰也将导致土壤氮素状况发生改变,影响土壤氮库中矿质氮/有机氮的比例<sup>[7]</sup>.近来国外学者对不同生态系统中氮矿化、氮素有效性与群落演替和植物多样性间的相互关系也进行了大量研究,尤其是植物对土壤中分子态氨基酸的吸收更是成为人们的研究热点<sup>[8-11]</sup>.

植被、土壤类型以及它们的空间分布,都与生态环境因子有着密切的相关性.受温度、湿度及植被类型的影响,我国土壤类型呈现显著的水平地带性和垂直地带性分布规律.因此,本试验在前期野外调研的基础上,采集中国典型水平地带性、垂直地带性土壤,通过分析各形态的无机氮、有机氮含量,明确不同地带性土壤氮素分布特征及其影响因素,旨在为推动不同类型土壤的合理施肥及开发利用提供科学依据.

## 1 材料与方法

### 1.1 土壤样品采集

水平地带性土壤采集于中国 400 mm 等降雨线以东区域,含黑龙江、吉林、辽宁、山东、山西、陕西、河南、江西、湖南、浙江、贵州、广东、广西、海南等省(区)的农田土壤,包括黑土( $S_1$ )、暗棕壤( $S_2$ )、棕壤( $S_3$ )、褐土( $S_4$ )、潮土( $S_5$ )、紫色土( $S_6$ )、黄壤( $S_7$ )、黄棕壤( $S_8$ )、红壤( $S_9$ )、赤红壤( $S_{10}$ )、砖红壤( $S_{11}$ ).此区域主要种植水稻、玉米、小麦等粮食作物,待地表作物收获后,于 2012 年 6—10 月采集土壤.每类土壤采集 3 个重复,且各重复间具有相似的植被类型、土壤质地和耕作历史等.

垂直地带性土壤( $C_1 \sim C_{13}$ )采集于中国地理南北分界线——秦岭山脉主峰,海拔 3767 m 的太白山.太白山海拔高,垂直地带性比较明显,北坡属温带季风气候,为半湿润地区,土壤发生类型复杂,土壤具有明显的过渡性和复杂性特点,其垂直带谱结

构相应为:壤土(<850 m)–褐土(<1300 m)–棕壤(1300~2400 m)–暗棕壤(2400~3100 m)–亚高山草甸土(>3100 m)<sup>[12]</sup>.在 2012 年 8 月待土壤表面积雪完全融化后,从海拔 470 m 处开始采样,每隔 250~300 m 设一个取样点,共设置 13 个取样点,每个取样点取 3 个重复.取样时先铲除土壤表面的腐殖质及枯枝落叶层,取 0~15 cm 土层的土壤,编号记录采样点的植被利用类型、经纬度及海拔等详细信息.

### 1.2 测定项目

土壤采集后立即置于黑色塑料袋,于 48 h 内迅速运回实验室,在通风良好的环境中自然风干,然后分别用  $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ K}_2\text{SO}_4$  和无菌水在土水比 1:5 条件下浸提,振荡 60 min ( $150 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ ),离心 10 min ( $4000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ ),最后用 Whatman 42# 滤纸过滤,所有提取液均保存于  $-20^\circ\text{C}$  冰箱中.将  $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ K}_2\text{SO}_4$  提取的氨基酸称为吸附氨基酸(adsorbed amino acids, AAAs),无菌水提取的氨基酸称为游离氨基酸(free amino acids, FAAs),分别测定  $\text{K}_2\text{SO}_4$  浸提液中的提取态总氮(extractable total N, ETN)、 $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_3^-$ 、AAAs 及 FAAs 含量. $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_3^-$  含量采用流动分析仪检测(Bran & Luebbe, Norderstedt, Germany);FAAs、AAAs 含量采用茚三酮比色法测定<sup>[13]</sup>,且  $\text{NH}_4^+$  的去除参考 Warren 等<sup>[14]</sup>的方法;ETN 采用过硫酸钾氧化-紫外分光光度法测定<sup>[15]</sup>,其中,提取态有机氮(extractable organic N, EON)=ETN- $\text{NH}_4^+$ - $\text{NO}_3^-$ ,提取未知态氮(un-known N, UKN)=ETN- $\text{NH}_4^+$ - $\text{NO}_3^-$ -AAAs.土壤 pH 采用电位法(土水比 1:2.5)、有机质采用重铬酸钾氧化外加热法、全氮采用开氏法、碱解氮采用扩散吸收法、有效磷采用盐酸-氟化铵(或碳酸氢钠)浸提比色法、速效钾用乙酸铵浸提火焰光度计法、交换性钙、镁采用原子吸收分光光度法测定<sup>[16]</sup>.所有测定均重复 3 次.

### 1.3 数据处理

采用 STATISTICA 5.5(StaSoftInc, USA) 软件进行 ANOVA 方差分析,不同处理间显著性检验采用 Duncan 新复极差法( $\alpha=0.05$ ).采用 SPSS 19.0 软件(SPSS Inc., USA)进行相关性分析和聚类分析.

## 2 结果与分析

### 2.1 土壤基本理化性质

由表 1 可以看出,水平地带性土壤中, pH 的空间变异性表现为北方、中部地区土壤显著大于南方地区土壤( $P<0.05$ );但有机质、全氮、C/N、碱解氮、

表 1 水平地带性土壤基本理化性质  
Table 1 Chemical and physical properties in the horizontal soils ( mean±SE)

土壤类型 Soil type	pH	有机质 OM ( g · kg <sup>-1</sup> )	全氮 TN ( g · kg <sup>-1</sup> )	碳氮比 C/N	碱解氮 Available N ( mg · kg <sup>-1</sup> )	有效磷 Available P ( mg · kg <sup>-1</sup> )	速效钾 Available K ( mg · kg <sup>-1</sup> )	交换性镁 Available Mg ( mg · kg <sup>-1</sup> )	交换性钙 Available Ca ( mg · kg <sup>-1</sup> )
S <sub>1</sub>	7.68±0.9a	28.0±0.6a	1.4±0.1b	11.6±0.8b	61.8±1.9d	40.6±3.8c	189±6.9a	567±30a	4615±118c
S <sub>2</sub>	6.56±0.5b	25.7±0.2ab	1.4±0.1b	10.9±0.9b	85.9±5.1b	23.3±2.2d	114±4.4c	501±38a	3995±170c
S <sub>3</sub>	7.31±0.8a	23.8±0.3b	1.7±0.2a	8.0±0.7f	93.2±6.4a	55.3±4.5b	95.0±5.6cd	390±24b	2330±120d
S <sub>4</sub>	7.68±0.6a	31.1±1.4a	1.3±0.1bc	13.8±1.2a	50.3±3.3e	10.5±0.9e	176±9.2ab	177±16cd	6124±330b
S <sub>5</sub>	7.82±0.7a	18.2±0.8c	1.1±0.1c	10.0±0.9c	58.3±3.4d	12.3±1.1e	72.5±4.6d	340±26b	4325±698c
S <sub>6</sub>	7.74±0.5a	23.2±1.0b	1.5±0.2b	8.7±0.5ef	59.0±4.5d	19.5±1.2d	200±12a	259±14c	7239±400a
S <sub>7</sub>	7.68±0.6a	29.3±1.1a	1.8±0.2a	9.6±1.1cd	75.1±6.2c	6.5±0.9f	100±8.4c	68.9±7.9e	4127±245c
S <sub>8</sub>	6.11±0.4b	17.6±0.9c	1.1±0.1c	9.1±0.8de	49.9±6.1e	75.8±6.2a	97.5±7.2cd	227±22c	1654±98de
S <sub>9</sub>	5.16±0.5c	5.9±0.3d	0.4±1.1d	9.7±0.5cd	24.8±2.4f	4.5±0.3f	89.0±6.7d	55.8±4.5	501±39f
S <sub>10</sub>	6.30±0.6b	19.4±1.4c	1.0±0.1c	11.3±0.6b	48.2±4.6e	4.6±0.3f	155±10b	338±24b	1114±94e
S <sub>11</sub>	4.96±0.3c	20.9±1.1bc	1.0±0.1c	11.6±0.7b	64.9±6.2d	4.8±0.2f	81.5±5.2d	74.6±5.7e	342±11f
平均 Average	6.82	22.1	1.24	10.4	61.0	23.4	124	273	3306

S<sub>1</sub>: 黑土 Black soil; S<sub>2</sub>: 暗棕壤 Dark-brown earth; S<sub>3</sub>: 棕壤 Brown earth; S<sub>4</sub>: 褐土 Cinnamon soil; S<sub>5</sub>: 潮土 Fluvo-aquic soil; S<sub>6</sub>: 紫色土 Purplish soil; S<sub>7</sub>: 黄壤 Yellow earth; S<sub>8</sub>: 黄棕壤 Yellow-brown earth; S<sub>9</sub>: 红壤 Red earth; S<sub>10</sub>: 赤红壤 Lateritic red earth; S<sub>11</sub>: 砖红壤 Humid-thermo ferralitc. 同列不同字母表示各处理间差异显著 ( $P<0.05$ ) Different letters within the same column indicated significant difference at 0.05 level. 下同 The same below.

表 2 垂直地带性土壤基本理化性质  
Table 2 Chemical and physical properties in the different vertical soils ( mean±SE)

海拔 Altitude ( m )	pH	有机质 OM ( g · kg <sup>-1</sup> )	全氮 TN ( g · kg <sup>-1</sup> )	碳氮比 C/N	碱解氮 Available N ( mg · kg <sup>-1</sup> )	有效磷 Available P ( mg · kg <sup>-1</sup> )	速效钾 Available K ( mg · kg <sup>-1</sup> )	交换性镁 Available Mg ( mg · kg <sup>-1</sup> )	交换性钙 Available Ca ( mg · kg <sup>-1</sup> )
470	7.79±0.2a	17.7±0.7i	1.14±0.1f	9.02±0.5e	50.5±3.7h	11.8±0.7b	257±3.7a	172±5.9g	3986±155b
750	7.31±0.3a	42.9±1.8h	1.72±0.1f	14.5±1.2ab	67.0±1.8h	6.95±0.2ef	72±7.0c	74±1.5h	898±33h
1030	7.30±0.4a	53.9±1.2gh	3.39±0.2e	9.22±0.7e	150±3.9g	9.57±1.2cd	273±5.2a	480±5.4a	3714±195bc
1310	6.85±0.1b	62.8±6.4efg	3.81±0.3de	9.56±0.8de	182±17fg	9.36±0.9cd	152±13b	262±5.6de	2789±76efg
1590	6.58±0.2b	59.1±6.3fgh	3.54±0.3de	9.70±0.5de	146±16g	12.1±0.3b	114±2.5bc	170±4.8g	2226±157fg
1870	6.25±0.6bc	75.3±5.0ef	3.76±0.2de	11.6±0.9cde	194±12ef	10.2±0.7bcd	107±17bc	191±11fg	2428±163fg
2150	6.48±0.5b	96.3±3.0cd	4.47±0.1cd	12.5±0.2bc	232±13de	10.7±0.4bc	107±5.1bc	228±12ef	2576±188efg
2430	6.01±0.4bc	107±4.0c	4.87±0.2bc	12.7±0.3abc	293±4.8c	10.4±0.5bcd	124±8.2b	366±12b	3806±176bc
2710	6.10±0.5bc	81.6±3.2de	4.04±0.2cde	11.7±0.2cd	247±8.5d	8.90±0.3cde	230±32a	321±6.3c	3353±118cd
2990	5.72±0.3 c	142±11ab	5.69±0.6b	14.9±1.6a	342±13b	9.36±0.9cd	109±4.2bc	494±18a	4770±191a
3270	5.73±0.2c	110±8.2c	5.75±0.2b	11.1±0.5cde	318±21bc	6.15±0.2f	125±7.0b	276±14d	3228±209cde
3550	5.26±0.2d	158±10a	8.26±0.7a	11.1±0.6cde	493±15a	10.7±0.5bc	137±2.9b	285±15cd	2821±119def
3760	5.25±0.3d	131±8.1b	5.78±0.3b	13.1±0.6abc	306±17bc	16.2±0.2a	143±4.6b	221±11ef	2027±84g
平均 Average	6.36	87.6	4.32	11.6	232	10.2	150	272	2971

有效磷、速效钾、交换性钙、交换性镁含量随土壤类型的不同而差异显著,其平均值分别为 22.1 g · kg<sup>-1</sup>、1.24 g · kg<sup>-1</sup>、10.4、61.0 mg · kg<sup>-1</sup>、23.4 mg · kg<sup>-1</sup>、124 mg · kg<sup>-1</sup>、273 mg · kg<sup>-1</sup>、3306 mg · kg<sup>-1</sup>.垂直地带性土壤中(表 2),土壤 pH 随海拔增加而显著降低,变化范围为 7.79~5.25;有机质、全氮、碱解氮含量表现出随海拔增加而不断增加的趋势,在 C12(3550 m)处达到最高,且较 C1(470 m)分别增加 7.96、6.27、8.75 倍;但土壤 C/N、有效磷、速效钾、交换性钙、镁含量随海拔增加的变化规律不明显.

2.2 土壤各形态氮含量

在水平地带性土壤中,ETN、EON、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>

和 AAAs 含量随土壤类型的不同而差异显著,其平均值分别为 34.0、14.2、10.1、9.71、3.80 mg · kg<sup>-1</sup>; ETN 含量在 S<sub>3</sub> 号棕壤中最高,为 47.8 mg · kg<sup>-1</sup>; AAAs、EON 含量在 S<sub>11</sub> 砖红壤中最高,分别为 6.61、27.5 mg · kg<sup>-1</sup>(图 1).垂直地带性土壤中,ETN、EON 和 AAAs 含量均表现出随海拔增加而增加的趋势,在海拔 3550 m(C<sub>12</sub>)处达到最高,较 470 m(C<sub>1</sub>)处分别增加 151%、357% 和 6281%(图 1).在 470~1900 m(C<sub>1</sub>~C<sub>6</sub>)范围内,土壤 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 含量表现出随海拔增加而增加的趋势,海拔 1870 m 处含量较 470 m 增加 78.6%,但海拔 1900~3670 m(C<sub>7</sub>~C<sub>13</sub>)范围内各取样点 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 含量差异并不显著.除 750 m 取样点

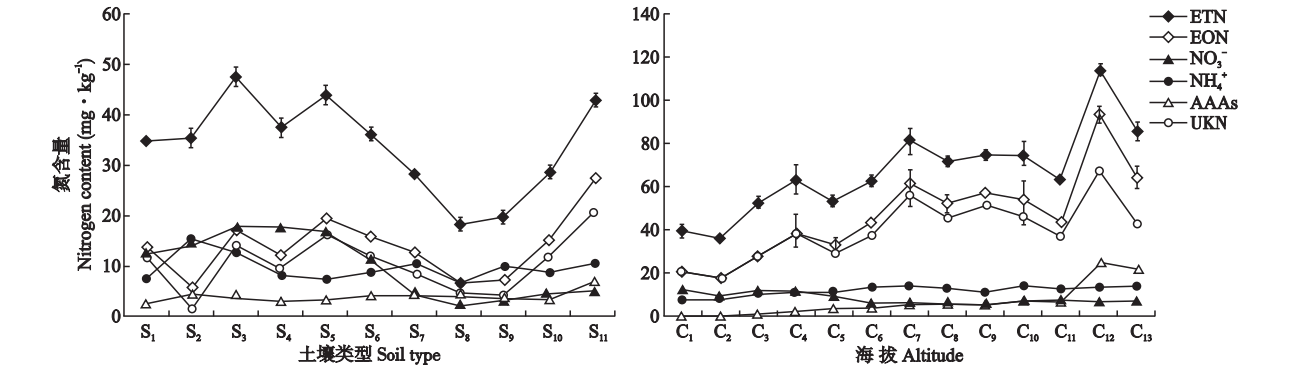


图 1 不同地带性土壤中 0.5 mol · L<sup>-1</sup> K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>提取的各形态氮含量

**Fig.1** Contents of the different N forms extracted with 0.5 mol · L<sup>-1</sup> K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> in the different zonal soils (mean±SE).

S<sub>1</sub>: 黑土 Black soil; S<sub>2</sub>: 暗棕壤 Dark-brown earth; S<sub>3</sub>: 棕壤 Brown earth; S<sub>4</sub>: 褐土 Cinnamon soil; S<sub>5</sub>: 潮土 Fluvo-aquic soil; S<sub>6</sub>: 紫色土 Purplish soil; S<sub>7</sub>: 黄壤 Yellow earth; S<sub>8</sub>: 黄棕壤 Yellow-brown earth; S<sub>9</sub>: 红壤 Red earth; S<sub>10</sub>: 赤红壤 Lateritic red earth; S<sub>11</sub>: 砖红壤 Humid-thermo ferralitc. C<sub>1</sub>: 470 m; C<sub>2</sub>: 750 m; C<sub>3</sub>: 1030 m; C<sub>4</sub>: 1310 m; C<sub>5</sub>: 1590 m; C<sub>6</sub>: 1870 m; C<sub>7</sub>: 2150 m; C<sub>8</sub>: 2430 m; C<sub>9</sub>: 2710 m; C<sub>10</sub>: 2990 m; C<sub>11</sub>: 3270 m; C<sub>12</sub>: 3550 m; C<sub>13</sub>: 3760 m. ETN、EON、AAAs 和 UKN 分别代表提取态总氮、提取态有机氮、吸附氨基酸、提取未知态氮 ETN, EON, AAAs and UKN represented the soil extractable total nitrogen, extractable organic nitrogen, extractable amino acids and extractable unknown nitrogen. 下同 The same below.

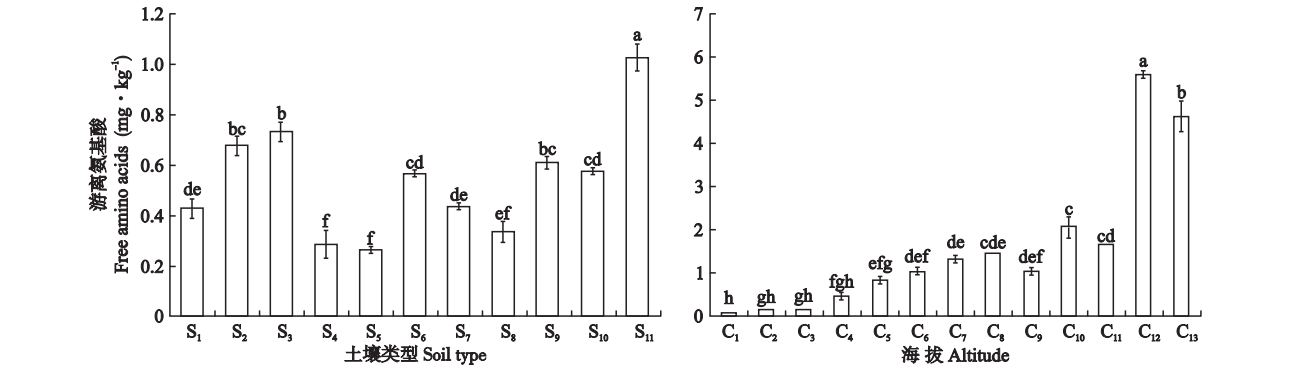


图 2 不同地带性土壤中无菌水提取的游离氨基酸含量

**Fig.2** Contents of free amino acids extracted with sterile water in the different zonal soils (mean±SE).

外,提取未知态氮含量占提取态总氮的百分比差异不显著,平均为 58.3%.

由图 2 可以看出,水平地带性土壤中 FAAs 含量随土壤类型不同而差异显著,S<sub>11</sub>(砖红壤)中含量最高,达 1.03 mg · kg<sup>-1</sup>;S<sub>5</sub>(潮土)中含量最低,仅 0.26 mg · kg<sup>-1</sup>.11 种不同水平地带性土壤中,FAAs 平均值为 0.54 mg · kg<sup>-1</sup>,仅为 AAAs 平均值的 14.2%.垂直地带性土壤 FAAs 含量随取样点海拔的增加而显著增加,从山脚的 0.06 mg · kg<sup>-1</sup>显著增加到山顶的 5.65 mg · kg<sup>-1</sup>(图 2);同水平地带性土壤一样,垂直地带性土壤 AAAs 含量也显著大于 FAAs,且 AAAs 平均值是 FAAs 的 4.38 倍.

### 2.3 土壤肥力指标的相关性分析和聚类分析

相关分析结果显示,水平地带性土壤中 pH、ETN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、碱解氮、速效钾、交换性镁含量均与有机质、全氮含量显著正相关( $r=0.31\sim0.81$ ,  $P<0.05$ ),

且交换性钙、交换性镁与 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、pH 也显著正相关( $r=0.42\sim0.85$ ,  $P<0.05$ );土壤 AAAs 和 FAAs 与 EON 显著正相关( $r=0.49\sim0.80$ ,  $P<0.01$ ),但与土壤 pH 显著负相关( $r=-0.39\sim-0.81$ ,  $P<0.05$ ).垂直地带性土壤中,ETN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>、AAAs、FAAs、EON 含量均与有机质、全氮和碱解氮显著正相关( $r=0.57\sim0.93$ ,  $P<0.05$ ),但与水平地带性土壤相反,其 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、pH 与有机质、全氮、碳氮比和碱解氮均显著负相关( $r=-0.37\sim-0.91$ ,  $P<0.05$ ).土壤有效磷与 AAAs、FAAs 也显著相关,其相关系数为 0.50~0.52 ( $P<0.05$ ).

系统聚类是常用的变量聚类的方法,通过各种距离统计量描述各变量间的相似程度,从而根据一定的准则对数据进行分类.本文对 24 种不同土壤的 16 个不同肥力指标进行数据标准差化处理,采用欧氏距离进行系统聚类分析,得到指标的聚类谱系图,依据结果将 16 个指标聚成 3 类,从聚类图谱先后步



表 3 水平地带性土壤各肥力指标的相关系数  
Table 3 Correlation coefficients of the fertility index in horizontal soils (*n*=33)

	提取态 总氮 ETN	硝态氮 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	铵态氮 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	吸附 氨基酸 AAAS	游离 氨基酸 FAAS	提取 未知氮 UKN	提取 有机氮 EON	酸碱值 pH	有机质 OM	全氮 TN	碱解氮 Avail- N	有效磷 Avail- P	速效钾 Avail- K	交换性镁 Avail- Mg	交换性钙 Avail- Ca
硝态氮 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.73 * *														
铵态氮 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.34 *	0.19													
吸附氨基 AAAS	0.33 * *	-0.21	0.45 *												
游离氨基酸 FAAS	0.39 *	-0.23	0.49 * *	0.88 * * *											
提取未知氮 UKN	0.52	0.17	-0.22	0.53	0.24										
提取有机氮 EON	0.69 * *	0.11	-0.11	0.49 * *	0.80 * *	0.89 * *									
酸碱值 pH	0.36 *	0.67 *	-0.63 *	-0.39 * *	-0.81 *	0.07	-0.01								
有机质 OM	0.43 *	0.51 *	0.15	0.03	-0.16	0.11	0.58 *	0.67 * *							
全氮 TN	0.43 * * *	0.45 *	0.24	0.13	-0.06	0.12	0.14	0.70 *	0.84 * * *						
碱解氮 Available N	0.60 *	0.49 *	0.59 *	0.37 *	0.28	0.14	0.21	0.37 *	0.62 *	0.81 * *					
有效磷 Available P	-0.11	0.15	-0.12	-0.31 * *	-0.16	-0.22	-0.26	0.11	0.06	0.29	0.27				
速效钾 Available K	-0.01	0.23	-0.22	-0.33 * *	-0.22	-0.07	-0.13	0.46 *	0.47 *	0.31 *	-0.12	-0.03			
交换性 Available Mg	0.32	0.59 *	0.18	-0.34 * *	-0.13	-0.07	-0.13	0.42 *	0.32 *	0.57 *	0.44 *	0.41 *	0.35 *		
交换性 Available Ca	0.28	0.62 *	-0.10	-0.28	-0.14	-0.47 *	-0.11	0.85 *	0.64 *	0.11	0.21	-0.04	0.64 * *	0.67 * *	
碳氮比 C/N	0.09	0.16	-0.11	-0.11	-0.12	0.07	0.04	-0.03	0.37 *	-0.20	-0.23	-0.41	0.35 *	0.03	0.12

\* *P*<0.05; \* \* *P*<0.01; \* \* \* *P*<0.001. 下同 The same below.

表 4 垂直地带性土壤各肥力指标的相关系数  
Table 4 Correlation coefficients of the fertility index in vertical soils (*n*=39)

	提取态 总氮 ETN	硝态氮 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	铵态氮 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	吸附 氨基酸 AAAS	游离 氨基酸 FAAS	提取 未知氮 UKN	提取 有机氮 EON	酸碱值 pH	有机质 OM	全氮 TN	碱解氮 Avail- N	有效磷 Avail- P	速效钾 Avail- K	交换性镁 Avail- Mg	交换性钙 Avail- Ca
硝态氮 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0.30														
铵态氮 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.64 *	-0.41 *													
吸附氨基酸 AAAS	0.77 * *	-0.35 *	0.48 *												
游离氨基酸 FAAS	0.79 * * *	-0.36 *	0.49 * *	0.98 * * *											
提取未知氮 UKN	0.44	-0.40	0.55	0.56	0.58										
提取有机氮 EON	0.98 * * *	-0.43 *	0.58	0.79 * *	0.78 *	0.95 *									
酸碱值 pH	-0.75 *	0.52 *	-0.59 *	-0.79 *	-0.81 *	-0.65	-0.78 *								
有机质 OM	0.80 *	-0.46 *	0.61 * *	0.77 * *	0.93 * *	0.72 *	0.82 * * *	-0.91 * *							
全氮 TN	0.88 * * *	-0.37 *	0.61 * *	0.80 *	0.82 * *	0.79	0.88 *	-0.88 *	0.93 * * *						
碱解氮 Avail-N	0.87 *	-0.41 *	0.57 *	0.77 *	0.80 *	0.79	0.88 * *	-0.89 *	0.94 *	0.97 *					
有效磷 Avail-P	0.31	0.02	0.24	0.52 * *	0.50 *	0.12	0.28	-0.24	0.18	0.18	0.09				
速效钾 Avail-K	-0.19	0.39 *	-0.34 *	-0.21	-0.24	-0.19	-0.22	0.41 *	-0.42 *	-0.37	-0.30	0.06			
交换性镁 Avail-Mg	0.31 *	-0.07	0.25	0.13	0.13	0.35	0.30	0.34 *	0.47	0.45	0.52 *	-0.24	0.45 *		
交换性钙 Avail-Ca	0.01	0.38 *	-0.06	-0.15	-0.12	0.10	0.02	0.52 *	0.13	0.07	0.19	-0.18	0.37 *	0.73 *	
碳氮比 C/N	0.21	-0.48 *	0.29	0.30	0.30	0.21	0.26	-0.49 * *	0.60 *	0.29	0.39	-0.08	-0.45 * *	0.26	0.01

骤可以看出,AAAs、FAAs 与有机质、全氮、碱解氮、UKN、ETN、EON 聚为一类,说明这些指标紧密相关;速效钾、交换性钙、镁和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>聚为一类;pH、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>和 C/N 聚为一类.

3 讨 论

农田土壤肥力及其养分含量不仅受施肥量的影响,而且与环境条件、植被类型、土壤母质和人为活动密切相关<sup>[17-18]</sup>.因此,水平地带性土壤基本理化性质和各形态氮含量差异显著.就 11 个土壤平均来讲,其 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>、EON 和 AAAs 平均值占 ETN 的

百分比分别为 28.2%、30.3%、41.5%和 11.8%,且除 S<sub>10</sub>、S<sub>11</sub>外,各土壤无机氮含量(包括 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)均大于提取态有机氮.这可能与农田矿质氮肥的大量施用紧密相关,但过量施肥不仅引起土壤酸化,还加速营养元素流失,促进铝、锰以及重金属等元素的活化<sup>[19]</sup>.王常慧等<sup>[6]</sup>和 Zhang 等<sup>[20]</sup>研究发现,农田土壤中 pH 的降低显著抑制土壤的硝化作用.本结果中土壤 pH 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>呈显著正相关也间接证明了这一观点,且低 pH 的南方土壤(S<sub>7</sub>~S<sub>11</sub>)NO<sub>3</sub><sup>-</sup>含量及其占提取态总氮百分比比例显著低于高 pH 的北方土壤(S<sub>1</sub>~S<sub>6</sub>).这可能与pH对硝化细菌、硝化古菌及氨

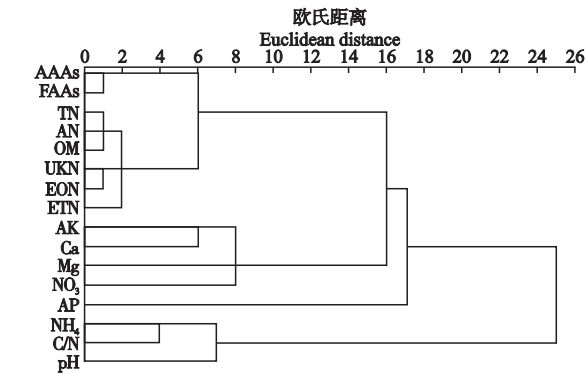


图3 土壤不同肥力指标的聚类图

Fig.3 Cluster diagram of different soil fertility indices.

AAAs: 吸附态氨基酸 Adsorbed amino acids; FAAs: 游离态氨基酸 Free amino acids; TN: 全氮 Total N; AN: 碱解氮 Available N; OM: 有机质 Organic matter; UKN: 未知态氮 Un-known N; EON: 提取有机氮 Extractable organic N; ETN: 提取总氮 Extractable total N; AK: 速效钾 Available K; Ca: 交换性钙 Exchangeable Ca; Mg: 交换性镁 Exchangeable Mg; NO<sub>3</sub>: 硝态氮 Nitrate; AP: 有效磷 Available P; NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: 铵态氮 Ammonium; C/N: 碳氮比 C/N ratio.

氧化细菌的生理代谢活性有关<sup>[21]</sup>。一般认为,自养硝化细菌的最适生长 pH 为 6.6~8.0 或者更高,在低 pH 的土壤中自养硝化细菌的数量相对较少且活性较低,导致土壤中的硝化过程较为缓慢<sup>[22]</sup>。另一方面,土壤中的氨在低 pH 条件下倾向于转变成铵,使氨氧化细菌对氨的利用受到影响,从而影响氨氧化细菌的数量、活性,甚至是种类、群落组成<sup>[23]</sup>。同时,低 pH 土壤中微生物活性的降低会造成有机质分解速率降低,也有利于土壤有机氮尤其是氨基酸态氮的累积。

在垂直地带性土壤中,温度、植被类型是影响土壤肥力空间变异的重要因素<sup>[24]</sup>,且受人为因素影响较小。从太白山脚到山顶,随着海拔的升高,湿度逐渐增大,土壤的淋溶与脱硅富铝化过程相对强烈,导致土壤 pH 值逐渐降低。高海拔处气温降低,微生物活性较弱、有机质矿化速度减弱等造成的土壤有机质的积累也是表层土壤 pH 值较低的重要原因,因此土壤有机质与 pH 的呈显著负相关(表 4)。土壤全氮、碱解氮与有机质变化趋势一致,表现出随海拔增加而显著增加的趋势。值得注意的是,垂直地带性土壤 ETN、EON 和 AAAs 的平均含量均大于水平地带性土壤,可能与后者采集于作物收获后,地上部作物吸收大量氮有关。另一方面,ETN、AAAs 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 含量均与土壤有机质呈显著正相关(表 3),垂直地带性土壤中大量的植物残体和凋落物作为有机质的一种重要来源,也可能增加土壤 ETN、AAAs 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 含量。因此,ETN、FAAs 和 AAAs 含量均表现出随海拔

增加而增加的趋势,这与 Werdin-Pfisterer 等<sup>[25]</sup>的结果相似,其发现高海拔针叶林土壤中氨基酸的含量显著高于早期落叶林。Kielland 等<sup>[26]</sup>发现,土壤蛋白酶活性随着植被类型的演替而增加,且演替后期氨基酸含量高的土壤蛋白酶活性通常也维持在较高水平。此外,高海拔条件下通常伴随着较频繁的冻融交替、微生物分解和根系分泌物,也可能增加土壤氨基酸含量<sup>[27]</sup>。虽然 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 含量局部范围内有随海拔增高而不断增加的趋势,但其占土壤 ETN 的百分比却无明显变化,在各取样点的平均值为 18.9%,变异系数为 0.1%~9.6%,表明 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 可能是森林土壤中的一种稳定氮源。

氨基酸态氮是土壤氮素中已知的、数量最多的一类有机化合物,植物可直接吸收土壤中的分子态氨基酸<sup>[28]</sup>。然而,由于土壤中氨基酸浓度较低<sup>[29]</sup>,且植物在和微生物对氨基酸的竞争吸收中处于明显劣势<sup>[30]</sup>,通常认为氨基酸不可能作为高等植物的一种重要营养氮源,对用无菌水或弱盐溶液提取的 FAAs 能否代表土壤的氨基酸库也存在很大的争论。本研究发现,0.5 mol·L<sup>-1</sup> K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 提取的 AAAs 显著大于无菌水提取的 FAAs,且 AAAs 占土壤提取有机氮的比例高达 21.1% (图 1、图 2)。相关性分析表明,土壤 AAAs 与 FAAs 呈显著正相关( $r>0.88$ ,  $P<0.001$ ),表明土壤 AAAs 可能作为土壤 FAAs 的一种重要“氮”库。Jones 等<sup>[29]</sup>也发现,强盐溶液提取的氨基酸氮库显著大于 FAAs。作为氨基酸态氮的有效存在形态,AAAs 似乎较 FAAs 更能代表土壤有机氮库。Cao 等<sup>[31]</sup>发现,在短期无菌培养条件下 AAAs 能够提供水稻幼苗 17.3%~47.6% 的氮源。虽然土壤中氨基酸的半衰期很短,但其总流通量很大<sup>[32-33]</sup>。因此从长远角度考虑,土壤 AAAs 仍有可能作为植物的一种潜在重要有机营养氮源,尤其对生长在高山、寒冷生态系统中的植物。

土地利用作为人类利用土地各种活动的综合反映,其变化不仅会改变土地覆被状况,还会引起土壤管理措施的改变,进而对土壤肥力产生影响<sup>[34]</sup>。因此,合理的土地利用可以改善土壤结构,提高土壤肥力;而不合理的土地利用会增加土壤侵蚀,导致土壤肥力下降<sup>[35-36]</sup>。Curtin 等<sup>[37]</sup>指出,土壤 pH 值升高会促进氮素的矿化。这可能是因为 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的富含碳、氮基团的物质,从而促进氮素矿化。同时,pH 过低也会增加硝化作用引起的土壤氮素流失。俞海等<sup>[38]</sup>指出,在现代农业生产方式下,土壤有

机质提高的主要原因是由于化肥的合理施用并配合其他耕作措施,使农田作物产量和总生物量显著增加.水平地带性土壤中,土壤 pH 与 ETN、 $\text{NO}_3^-$ 、有机质、全氮、碱解氮及盐基离子呈显著正相关.因此,明确农田土壤中 pH 与土壤肥力的相互关系,对指导酸性土壤改良、土壤培肥(如秸秆还田、施用绿肥等有机肥)以及退耕还林土壤的合理保护等都将具有重要实践意义.在垂直地带性土壤中,pH 与 ETN、 $\text{NH}_4^+$ 、有机质、全氮、碱解氮和氨基酸态氮呈显著负相关,这对高山林地大力推广经济林作物种植(如茶叶、观赏花卉等)也具有一定的指导意义,但应注意做好土壤养分流失、保温防护作用.此外,两种不同地带性土壤中交换性钙、镁均与 pH 呈现出显著的正相关关系(表 3、表 4).俞元春等<sup>[39]</sup>指出,随 pH 的降低,土壤酸化加剧,盐基离子淋溶增加,交换性  $\text{K}^+$ 、 $\text{Na}^+$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$  含量较原土壤显著降低.廖中建等<sup>[40]</sup>发现,氨化菌比硝化菌更耐盐度,且随盐度增加,总氮矿化量下降.这表明土壤交换性  $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$  等盐基离子可能通过影响 pH 而影响土壤的各形态氮含量.

本文采用欧氏距离平方方法对不同类型土壤肥力特性进行系统聚类,以距离大小衡量不同土地利用方式上土壤肥力的相互关系,即相似类型的土壤肥力指标之间具有较高的相关性,选取每一类中的个别指标来反映其他指标,可将 16 个肥力指标予以简化,通过筛选将不同土壤肥力评价指标简化为:有机氮、盐基离子( $\text{K}^+$ 、 $\text{Na}^+$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$  等)、pH.有机氮是土壤氮素的主要组成成分,土壤溶解性有机氮更直接代表着土壤的潜在有效氮库.随着有机农业、生态农业的发展,土壤有机氮在生态系统氮循环和生态环境效应方面将发挥越来越大的作用<sup>[41]</sup>.土壤有机无机复合体的形成是稳定性团聚体和土壤肥力形成的重要机制和物质基础<sup>[42]</sup>,盐基饱和度大小影响土壤缓冲能力高低,也是评价土壤保肥能力、改良土壤和合理施肥的重要依据.土壤酸碱性是土壤在其形成过程中受生物、气候、地质、水文等因素综合作用所产生的重要属性,与土壤养分的有效性紧密相关<sup>[43]</sup>.因此,初步了解土壤 pH、有机氮、盐基离子等养分状况有助于准确判断土壤的供肥能力,对指导不同类型土壤开展因地施肥、改良及开发利用等都具有重要的实际意义.

#### 4 小 结

水平地带性土壤  $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ K}_2\text{SO}_4$  提取的提

取态总氮、硝态氮、铵态氮及氨基酸态氮含量随土壤类型的不同而差异显著;垂直地带性土壤提取态总氮、氨基酸态氮随取样点海拔的增加而显著增加,其提取态总氮、提取态有机氮和吸附氨基酸含量平均值大于水平地带性土壤.土壤吸附氨基酸平均值是游离氨基酸的 5 倍,占提取态有机氮总量的 21.1%,表明吸附氨基酸可能作为土壤有机氮库的一种重要存在形态.相关分析结果显示,垂直地带性土壤中提取态总氮、铵态氮、提取态有机氮、氨基酸态氮均与有机质、全氮呈显著正相关( $r = 0.57 \sim 0.93$ ),但与 pH、硝态氮呈显著负相关( $r = -0.37 \sim -0.91$ );水平地带性土壤 pH 与提取态总氮、硝态氮、有机质、全氮、碱解氮及盐基离子( $\text{K}^+$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ )含量呈显著正相关( $r = 0.36 \sim 0.85$ ),与铵态氮、氨基酸态氮呈显著负相关( $r = -0.39 \sim -0.81$ ).明确不同典型地带性土壤氮素分布特征及其影响因素,对指导不同类型土壤的合理施肥、改良及保护等具有重要的理论价值.

#### 参考文献

- [1] Stevenson FJ. Trans. Min J-K (闵九康). Nitrogen in Agricultural Soil. Beijing: China Agriculture Press, 1989 (in Chinese)
- [2] Ju X-T (巨晓棠), Liu X-J (刘学军), Zhang F-S (张福锁). Effects of long-term fertilization on soil organic nitrogen fractions. *Scientia Agricultura Sinica* (中国农业科学), 2004, **37**(2): 87-91 (in Chinese)
- [3] Xu Y-C (徐阳春), Shen Q-R (沈其荣), Mao Z-S (茆泽圣). Contents and distribution of forms of organic N in soil and panicle size fraction after long-term fertilization. *Scientia Agricultura Sinica* (中国农业科学), 2002, **35**(4): 403-409 (in Chinese)
- [4] Wang H-J (王洪杰), Shi X-Z (史学正), Li X-W (李宪文), et al. Spatial distribution feature of soil nutrient contents from a small watershed and their relations to land use. *Journal of Soil and Water Conservation* (水土保持学报), 2004, **18**(1): 15-18 (in Chinese)
- [5] Zhang JB, Zhu TB, Meng TZ, et al. Agricultural land use affects nitrate production and conservation in humid subtropical soils in China. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, **62**: 107-114
- [6] Wang C-H (王常慧), Xing X-R (邢雪荣), Han X-G (韩兴国). Advances in study of factors affecting soil N mineralization in grassland ecosystems. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2004, **15**(11): 2184-2188 (in Chinese)
- [7] Lee JA, Caporn S. Ecological effects of atmospheric reactive nitrogen deposition on semi-natural terrestrial ecosystems. *New Phytologist*, 1998, **139**: 127-134
- [8] Schimel J, Bennett J. Nitrogen mineralization: Challenges of a changing paradigm. *Ecology*, 2004, **85**: 591-



- 602
- [9] Rothstein DE. Soil amino-acid availability across a temperate-forest fertility gradient. *Biogeochemistry*, 2009, **92**: 201–215
  - [10] Warren CR. Potential organic and inorganic N uptake by six Eucalyptus species. *Functional Plant Biology*, 2006, **33**: 653–660
  - [11] Owen AG, Jones DL. Competition for amino acids between wheat roots and rhizosphere microorganisms and the role of amino acids in plant N acquisition. *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, **33**: 651–657
  - [12] Fu Z-J (傅志军), Zhang X-Y (张行勇), Liu S-Y (刘顺义), *et al.* The summarize of research on the flora and vegetation of the Qinling Mountain range. *Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica* (西北植物学报), 1996(5): 93–106 (in Chinese)
  - [13] Jones DL, Owen AG, Farrar JF. Simple method to enable the high resolution determination of total free amino acids in soil solutions and soil extracts. *Soil Biology & Biochemistry*, 2002, **34**: 1893–1902
  - [14] Warren CR, Adams PR. Uptake of nitrate, ammonium and glycine by plants of Tasmanian wet eucalypt forests. *Tree Physiology*, 2007, **27**: 413–419
  - [15] Hood-Nowotny R, Umana NHN, Inselbacher E, *et al.* Alternative methods for measuring inorganic, organic, and total dissolved nitrogen in soil. *Soil Science Society of America Journal*, 2010, **74**: 1018–1027
  - [16] Lu R-K (鲁如坤). Soil and Agrochemistry Analysis Methods. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000 (in Chinese)
  - [17] Wang K (王珂), Shen Z-Q (沈掌泉), Bailey JS, *et al.* Spatial variants and sampling strategies of soil properties for precision agriculture. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering* (农业工程学报), 2001, **17**(2): 33–36 (in Chinese)
  - [18] Yu L (于磊), Zhang B (张柏). Spatial characteristics of environmental capacity in black soil area based on GIS. *Acta Pedologica Sinica* (土壤学报), 2004, **41**(4): 511–516 (in Chinese)
  - [19] Guo JH, Liu XJ, Zhang Y, *et al.* Significant acidification in major Chinese croplands. *Science*, 2010, **327**: 1008–1010
  - [20] Zhang JB, Zhu TB, Cai ZC, *et al.* Nitrogen cycling in forest soils across climate gradients in eastern China. *Plant and Soil*, 2011, **342**: 419–432
  - [21] Koops HP, Purkhold U, Pommerening-Roser A, *et al.* The lithoautotrophic ammonia-oxidizing bacteria// Dworkin M, Falkow S, Rosenberg E, eds. *The Prokaryotes*. Berlin: Springer, 2006: 778–811
  - [22] Jia ZJ, Conrad R. Bacteria rather than Archaea dominate microbial ammonia oxidation in an agricultural soil. *Environmental Microbiology*, 2009, **11**: 2931–2941
  - [23] Dong L-H (董莲华), Yang J-S (杨金水), Yuan H-L (袁红莉). Research advances in molecular ecology of ammonia oxidizing bacteria. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2008, **19**(6): 1381–1388 (in Chinese)
  - [24] Chang Q-R (常庆瑞), Lei M (雷梅), Feng L-X (冯立孝), *et al.* Genetic characteristics and taxonomy of soils on the northern slope of the Qinling Mountain. *Acta Pedologica Sinica* (土壤学报), 2002, **39**(2): 227–235 (in Chinese)
  - [25] Werdin-Pfisterer NR, Kielland K, Boone RD. Soil amino acid composition across a boreal forest successional sequence. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, **41**: 1210–1220
  - [26] Kielland K, McFarland JW, Ruess RW, *et al.* Rapid cycling of organic nitrogen in taiga forest ecosystems. *Ecosystems*, 2007, **10**: 360–368
  - [27] Lipson DA, Monson RK. Plant-microbe competition for soil amino acids in the alpine tundra: Effects of freeze-thaw and dry-rewet events. *Oecologia*, 1998, **113**: 406–414
  - [28] Zhu Z-L (朱兆良), Wen Q-X (文启孝). Nitrogen in Soils of China. Nanjing: Jiangsu Science and Technology Press, 1992 (in Chinese)
  - [29] Jones DL, Healey JR, Willett VB, *et al.* Dissolved organic nitrogen uptake by plants: An important N uptake pathway? *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, **37**: 413–423
  - [30] Owen AG, Jones DL. Competition for amino acids between wheat roots and rhizosphere microorganisms and the role of amino acids in plant N acquisition. *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, **33**: 651–657
  - [31] Cao XC, Chen XY, Li XY, *et al.* Rice uptake of soil adsorbed amino acids under the sterilized environment. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, **62**: 13–21
  - [32] Lipson DA, Raab TK, Schmidt SK, *et al.* An empirical model of amino acid transformations in an alpine soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, **33**: 189–198
  - [33] Jones DL, Shannon D, Murphy DV, *et al.* Role of dissolved organic nitrogen (DON) in soil N cycling in grassland soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, **36**: 749–756
  - [34] Halvorson AD, Reule CA, Anderson RL. Evaluation of management practices for converting grassland back to cropland. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2000, **55**: 57–62
  - [35] Braimoh AK, Vieck PLG. The impact of land-cover change on soil properties in northern Ghana. *Land Degradation and Development*, 2004, **15**: 65–74
  - [36] Mcalister JJ, Smith BJ, Sanchez B. Forest clearance: Impact of land use change on fertility status of soils from the Sao Francisco area of Niteroi, Brazil. *Land Degradation and Development*, 1998, **9**: 425–440
  - [37] Curtin DC, Campbell A, Jail A. Effects of acidify on mineralization: pH-dependence of organic matter mineralization in weakly acidic soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 1998, **30**: 57–64
  - [38] Yu H (俞海), Huang J (黄季), Rozelle S, *et al.* Soil fertility changes of cultivated land in eastern China. *Geographical Research* (地理研究), 2003, **22**(3): 380–388 (in Chinese)
  - [39] Yu Y-C (俞元春), Ding A-F (丁爱芳), Hu Q (胡



筋), *et al.* Effects of simulated acid rain on soil acidification and base ions transplant. *Journal of Nanjing Forestry University* (南京林业大学学报), 2001, **25** (2): 39-42 (in Chinese)

[40] Liao Z-J (廖中建), Li L (黎理). Development and advance of soil nitrogen mineralization models. *Hunan Agricultural Sciences* (湖南农业科学), 2007(1): 56-59 (in Chinese)

[41] Zhou J-B (周建斌), Chen Z-J (陈竹君), Zheng X-F (郑险峰). Soluble organic nitrogen in soil and its roles in the supply and transformation of N. *Chinese Journal of Soil Science* (土壤通报), 2005, **36**(2): 244-248 (in Chinese)

[42] Xiong Y (熊毅). The Material Base of Soil Colloid.

Beijing: Science Press, 1983 (in Chinese)

[43] Xu Z-C (许自成), Wang L (王林), Xiao H-Q (肖汉乾). pH distribution and relationship to soil nutrient in Hunan tobacco lands. *Chinese Journal of Eco-Agriculture* (中国生态农业学报), 2008, **16**(4): 831-834 (in Chinese)

**作者简介** 曹小闯,男,1985年生,助理研究员.长期从事土壤氮养分循环、水稻好氧栽培、水稻氮素生理生态效应等研究,发表SCI和国内核心期刊论文13篇.E-mail: caoxiaochuang@126.com

**责任编辑** 杨弘

封面说明

封面照片由中国科学院寒区旱区环境与工程研究所贾荣亮副研究员提供.中国科学院沙坡头沙漠研究试验站地处腾格里沙漠东南缘的宁夏中卫市境内,始建于1955年,是中国科学院最早建立的长期野外综合观测研究站之一.1990年成为中国科学院开放站,1992年成为中国生态系统研究网络(CERN)站,2000年被科技部遴选为首批国家重点野外科学观测站,2006年正式批准纳入国家野外科学观测研究站.该站也是联合国教科文组织人与生物圈(MAB)和世界实验室(WL)的研究点、全球陆地观测系统(GTOS)观测点、国际沙漠化治理研究培训中心的培训基地和联合国开发计划署(UNDP)"增强中国执行联合国防治荒漠化公约能力建设项目"技术试验示范基地,是中国科学院西北资源环境研究中心支撑系统的重要台站.