

长期不同土地利用方式对潮棕壤有机氮组分 及剖面分布的影响*

张玉玲^{1,2,3} 陈温福^{1,2} 虞娜^{1,3} 张玉龙^{1,3} 邹洪涛^{1,3} 党秀丽^{1,3}

(1 沈阳农业大学土地与环境学院, 沈阳 110866)

(2 农业部东北水稻生物学与遗传育种重点实验室, 沈阳 110866)

(3 农业部东北耕地保育重点实验室, 沈阳 110866)

摘要 用 Bremner 法测定了长期(16 a)定位的不同土地利用方式(水田、旱地和林地)下潮棕壤有机氮各组分含量。结果表明:在 0~60 cm 土层,3 种土壤有机氮均以非酸解性氮为主,且酸解性全氮及酸解各组分氮含量及其占全氮的比例总体上以表层土壤(0~20 cm)为最高。0~60 cm 土层土壤酸解性全氮含量及 0~40 cm 土层土壤酸解各组分氮含量均随土层深度增加而下降,但 0~60 cm 土层土壤酸解性全氮及其各组分氮占全氮比例的剖面分布均无明显规律。相同土层,水田和旱地土壤酸解各组分氮含量及其占全氮比例的规律性相同,即均为未知态氮>氨态氮>氨基酸态氮>氨基糖态氮,而林地土壤酸解各组分氮含量及其占全氮比例则无明显规律。与水田相比,旱地和林地均可显著增加表层土壤酸解性全氮及酸解氨态氮、氨基酸态氮、氨基糖态氮的含量及其占全氮的比例,其中,旱地增加土壤酸解氨态氮的效果最为明显,而林地增加土壤酸解氨基酸态氮和氨基糖态氮的效果最为明显,总体上以水田改为林地后增加土壤易矿化分解的酸解氮的效果最为明显,提高土壤供氮的潜力最大。

关键词 潮棕壤;土地利用方式;有机氮组分

中图分类号 S155.2⁺3;S153.6 **文献标识码** A

作物所吸收的氮素大部分来自土壤,而多数表层土壤 90% 以上的氮素为有机氮^[1-2]。土壤有机态氮,特别是易矿化有机氮组分含量决定着土壤的供氮能力^[3],但有机氮在土壤中的过度积累也可能带来环境污染等负面效应^[4]。因此,土壤有机氮在维持氮素肥力及生态环境等方面具有重要的意义。土壤有机氮的化学形态及其存在状况是影响土壤氮素有效性的重要因子^[5],也是矿质态氮的源和库^[6]。它在土壤肥力、氮素循环和环境保护中占有重要地位,长久以来一直受到研究者的极大关注^[5-14]。一些研究表明:施肥和灌溉方法对土壤有机氮含量及组分的影响极为深刻^[5,10-17];即使是同一形态的有机氮,其分解性在不同土壤之间也有很大差异^[18];不同生态系统土壤中各有机氮组分含量差异甚大^[19]。但也有研究表明耕作对土壤有机氮形态的影响并不十分显著^[20]。查春梅等^[21]的研究

结果表明:不同土地利用方式对耕层土壤(0~20 cm)有机氮各组分影响最大。潮棕壤作为辽宁省的主要耕作土壤之一,长期不同土地利用方式对潮棕壤有机氮组分含量及其剖面分布影响的研究尚鲜见报道。本文通过 16 a 不同土地利用方式(水田、旱地和林地)定位试验,探讨长期不同土地利用方式(水田、旱地和林地)对土壤有机氮素组分含量及剖面分布的影响,以期揭示不同土地利用方式下潮棕壤有机氮素的演变规律,其研究结果为评价不同土地利用方式下土壤肥力及合理施用氮肥提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤及不同土地利用方式

试验设置于中国科学院沈阳生态实验站,该

* 国家自然科学基金项目(41101276)、国家“973”项目子课题(2011CB100500)、公益性行业(农业)科研专项经费(nyhyzx07-001-01)和沈阳农业大学博士后基金项目资助

作者简介:张玉玲(1972—),女,汉族,内蒙古通辽人,博士,副教授,从事土壤改良与土壤肥力方面研究。E-mail: yuling_zhang@163.com

收稿日期:2011-06-25;收到修改稿日期:2011-10-24

站地处辽河平原沈阳市苏家屯区十里镇十里河村(41°31' N, 123°22' E), 属暖温带半湿润大陆性气候, 年平均气温 7 ~ 8℃, $\geq 10^\circ\text{C}$ 活动积温 3 300 ~ 3 400℃, 年降雨量 570 ~ 680 mm。土壤类型为耕型壤质黄土状潮棕壤(中国土壤系统分类检索定名为简育湿润锥形土, Hapli-Udic Cambosols)。土体深厚, 不含砾石, 土体中有 Fe、Mn 结核, 耕层为壤质, 耕地中犁底层较明显, 母质层黏重紧实。

试验区于 1989 年建站时设置, 设置前均种植水稻, 土壤基本理化性质相同。1989 年开始设置

为水田(水稻)、旱地(玉米)和人工林地(人工杨树林)3 个不同土地利用方式试验区。其中, 水田试验区肥料施用量为尿素 450 kg hm⁻² a⁻¹、磷酸二铵 150 kg hm⁻² a⁻¹、氯化钾 112.5 kg hm⁻² a⁻¹; 旱地试验区肥料用量为尿素 300 kg hm⁻² a⁻¹、磷酸二铵 150 kg hm⁻² a⁻¹、氯化钾 75 kg hm⁻² a⁻¹; 林地试验区不施肥料, 枯枝落叶层约 3 cm。供试土壤于 2005 年春季采集(试验区已连续 16 a), 采集深度为 0 ~ 20、20 ~ 40 和 40 ~ 60 cm。供试土壤样品的基本理化性质见表 1, 表中数据为 3 次重复测定结果的平均值。

表 1 供试土壤样品基本理化性质

Table 1 Physical-chemical properties of tested soil

供试土壤 Tested soil	深度 Depth (cm)	pH	有机质 O M (g kg ⁻¹)	全氮 Total N (g kg ⁻¹)	全磷 Total P (g kg ⁻¹)	全钾 Total K (g kg ⁻¹)	碱解氮 Alkalisable N (mg kg ⁻¹)	速效磷 Avai P (mg kg ⁻¹)	速效钾 Avai K (mg kg ⁻¹)
水田 Paddy field	0 ~ 20	6.61	16.07	1.32	0.59	49.86	80.49	25.52	103.38
	20 ~ 40	7.51	12.47	1.10	0.38	48.17	56.01	6.98	57.46
	40 ~ 60	7.67	8.04	1.00	0.39	48.72	47.50	5.52	69.61
旱地 Upland	0 ~ 20	5.79	15.42	1.54	0.41	50.07	95.51	8.66	85.24
	20 ~ 40	6.88	11.19	1.04	0.35	47.59	60.30	1.97	61.99
	40 ~ 60	7.08	5.59	0.99	0.34	48.99	63.95	6.91	91.57
林地 Forestland	0 ~ 20	6.88	27.67	1.64	0.46	50.48	117.6	8.72	182.0
	20 ~ 40	6.91	12.52	1.06	0.38	49.52	62.00	3.85	93.20
	40 ~ 60	6.82	12.70	1.01	0.45	49.23	45.12	3.69	58.29

1.2 分析测定项目及方法

土壤有机氮素组分测定采用 Bremner 法。即将待测土样用 6 mol L⁻¹ 的 HCl 于 120℃ 水解 12 h, 然后依次测出水解液中氨态氮、氨基酸态氮、氨基糖态氮及未知态氮。其中, 酸解总氮用凯氏法; 酸解氨态氮用氧化镁蒸馏法; 氨态氮 + 氨基糖态氮用 pH 11.2 的磷酸盐 - 硼酸盐缓冲液蒸汽蒸馏法; 氨基酸态氮用茚三酮氧化, 磷酸盐 - 硼酸盐缓冲液蒸汽蒸馏法; 非酸解态氮、酸解氨基糖态氮和未知态氮用差减法求得^[22]。

土壤全氮测定采用凯氏定氮法; 土壤有机质测定采用 C/N/S 元素分析仪 (Elementar III 型, 德国) 法; 其余土壤基本化学性质测定均采用常规分析方法。

1.3 数据处理

数据处理采用 DPS V6.50 专业版统计软件, LSD 法多重比较。文中数据均为 3 次重复的平均值。

2 结果与分析

2.1 土地利用方式对土壤酸解氮、非酸解氮含量及剖面分布的影响

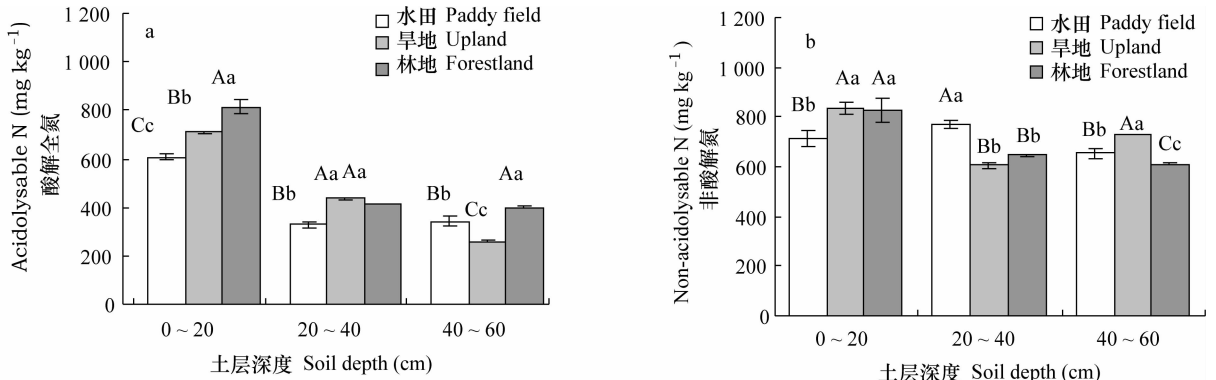
采用 Bremner 法将土壤有机氮分为酸解氮与非酸解氮两大部分。不同土地利用方式土壤酸解氮和非酸解氮含量如图 1 所示。3 种土地利用方式土壤酸解氮含量的剖面分布总体上随土层深度的增加呈降低趋势, 而非酸解氮含量的剖面分布则无明显规律性; 3 种土地利用方式土壤中非酸解氮含量均大于酸解氮含量。

酸解氮是在加热回流条件下能够被 6 mol L⁻¹ HCl 水解的那部分有机态氮。3 种土壤酸解氮含量的变化范围为 257.6 ~ 813.6 mg kg⁻¹; 以 0 ~ 20 cm 土层酸解氮含量为最高, 其高低顺序为林地 > 旱地 > 水田, 与水田土壤相比, 旱地和林地土壤酸解氮含

量增加幅度分别为 17.1% 和 34.3%；相同土层,水田与旱地、林地之间土壤酸解氮含量差异均达 1% 显著水平,而旱地和林地之间除 20~40 cm 土层外土壤酸解氮含量差异也均达 1% 显著水平。

非酸解氮是在加热回流条件下未能够被 6 mol L^{-1} HCl 水解的那部分有机态氮。3 种土壤酸解氮含量的变化范围为 $607.1 \sim 834.4 \text{ mg kg}^{-1}$ ；以 0~20 cm

土层酸解氮含量为最高,其高低顺序为旱地 > 林地 > 水田,旱地 > 水田,与水田土壤相比,旱地和林地土壤非酸解氮含量的增加幅度分别为 16.8% 和 13.4%；相同土层,水田与旱地、林地之间土壤非酸解氮含量差异均达 1% 显著水平,而旱地和林地之间仅在 40~60 cm 土层土壤非酸解氮含量差异达 1% 显著水平。



注: 大写字母和小写字母分别表示相同土层不同土地利用方式之间含量差异达 1% 和 5% 显著水平

Note: Different uppercase and lowercase letters mean significant difference at 1% and 5% levels, respectively, between soils different in land use but the same in soil depth

图 1 不同土地利用方式土壤酸解氮和非酸解氮含量

Fig. 1 Acidolysable N and non-acidolysable N in soils different in land use

2.2 土地利用方式对土壤酸解各组分氮含量及剖面分布的影响

土壤酸解氮又可分为氨态氮、氨基酸态氮、氨基糖态氮和未知态氮。不同利用方式土壤酸解各组分氮含量如图 2 所示。土壤酸解各组分氮含量在 0~20 cm 和 20~40 cm 土层均随土层深度增加呈明显下降趋势。相同土层,水田和旱地土壤酸解各组分氮含量的大小顺序均为未知态氮 > 氨态氮 > 氨基酸态氮 > 氨基糖态氮。而林地土壤酸解各组分氮含量的大小顺序则无明显的规律性,即在 0~20 cm 土层的大小顺序为未知态氮 > 氨基酸态氮 > 氨态氮 > 氨基糖态氮;在 20~40 cm 土层的大小顺序为未知态氮 > 氨态氮 > 氨基酸态氮 > 氨基糖态氮;在 40~60 cm 土层的大小顺序为氨基酸态氮 > 氨态氮 > 未知态氮 > 氨基糖态氮。

2.2.1 氨态氮 氨态氮的来源比较复杂,有的部分是无机态氮(包括土壤中吸附性铵和固定态铵)^[1,23-24];有的部分可能是酸解过程中某些氨基酸和氨基糖脱氨产生;还有的部分则来自酰胺类化合物,其他来源的相关研究很少^[1]。由图 2a 可见,3 种土壤氨态氮含量的变化范围为 $79.0 \sim 185.6 \text{ mg kg}^{-1}$ 。在

0~20 cm 和 40~60 cm 土层,水田与旱地、林地之间土壤氨态氮含量差异均达 1% 显著水平,而旱地与林地之间土壤氨态氮含量差异在 0~20 cm 土层达 5% 显著水平;在 40~60 cm 土层则达 1% 显著水平;3 种土壤在 20~40 cm 土层均无明显差异。0~20 cm 土层氨态氮含量为最高,其高低顺序为旱地 > 林地 > 水田。与水田土壤相比,旱地和林地土壤氨态氮含量增加幅度分别为 49.7% 和 44.2%。此外,水田和旱地土壤氨态氮含量均随土层深度增加呈逐渐降低趋势,而林地土壤氨态氮含量则随土层深度增加呈先降低后增加趋势。

2.2.2 氨基酸态氮 氨基酸态氮是土壤有机质酸解产物中主要可鉴别的含氮化合物^[1],主要存在于土壤有机质中的蛋白质和多肽中^[25]。由图 2b 可见,3 种土壤氨基酸态氮含量的变化范围为 $41.5 \sim 211.3 \text{ mg kg}^{-1}$ 。水田和林地土壤氨基酸态氮含量均随土层深度增加呈先降低后增加趋势,其中,水田土壤氨基酸态氮以 40~60 cm 土层含量为最高,林地土壤氨基酸态氮则以 0~20 cm 土层含量为最高,而旱地土壤氨基酸态氮含量则随土层深度增加呈逐渐下降趋势。在 0~20 cm 和 20~40 cm 土层,

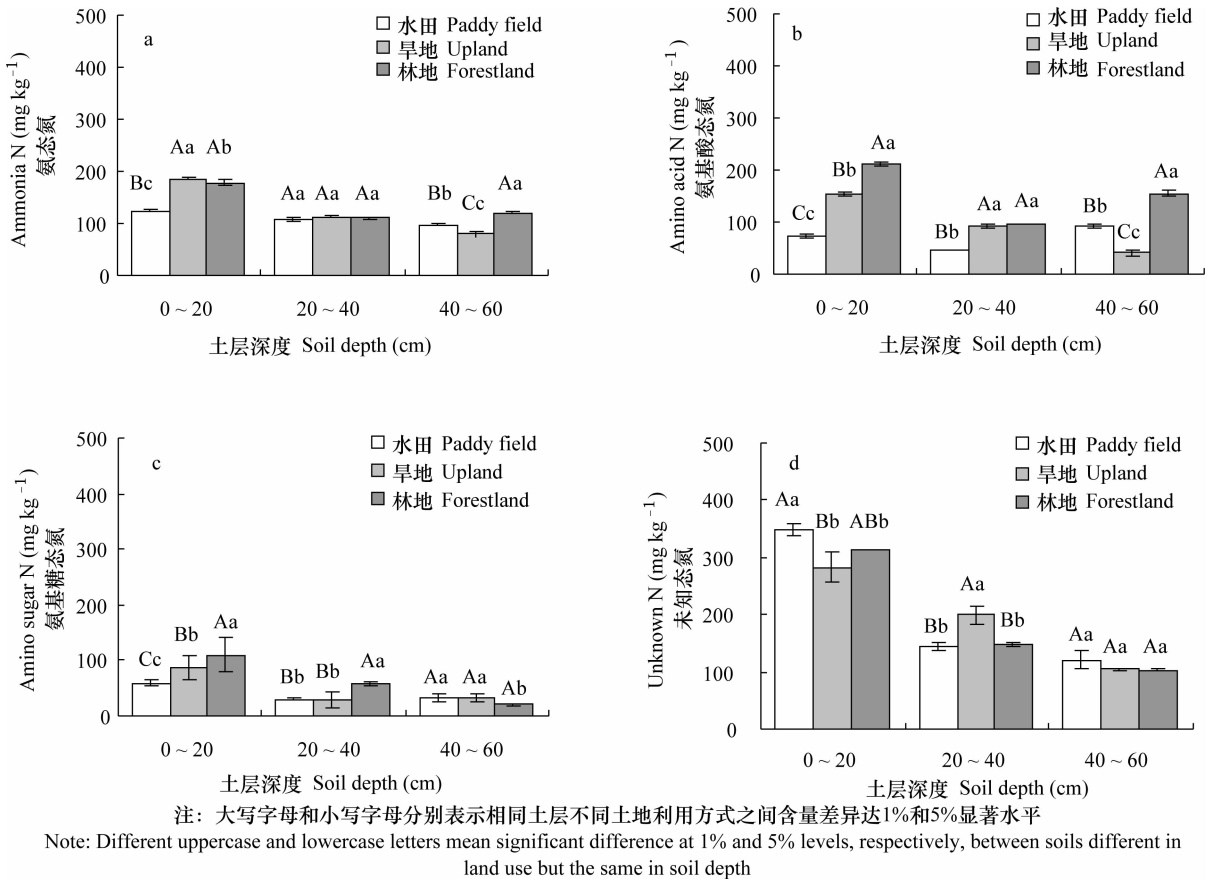


图2 不同土地利用方式土壤酸解各组分氮的含量

Fig. 2 Fractions of acidolysable N in soils different in land use

3种土地利用方式土壤氨基酸态氮含量的变化规律相同,即均为林地最大,旱地次之,水田最小。相同土层,水田与旱地、林地之间土壤氨基酸态氮含量差异均达1%显著水平,除20~40 cm土层外,旱地和林地之间土壤氨基酸态氮含量差异也达1%显著水平。

2.2.3 氨基糖态氮 氨基糖态氮主要存在于真菌的几丁质结构中^[1],主要来源于微生物细胞壁物质^[25-26],与微生物量的关系非常密切^[27]。由图2c可见,3种土壤氨基糖态氮含量的变化范围为20.2~110.3 mg kg⁻¹。3种土地利用方式土壤均以0~20 cm土层含量为最高,且含量差异最为明显,任意两种土壤之间含量差异均达1%显著水平。与水田土壤相比,旱地和林地土壤氨基糖态氮含量增加幅度分别为46.3%和85.5%。此外,水田和旱地土壤氨基糖态氮含量均随土层深度增加呈先降低后增加趋势,而林地土壤氨基糖态氮含量则随土层深度增加呈逐渐降低趋势。

2.2.4 未知态氮 未知态氮是酸解过程中还未能鉴别的含氮化合物^[1];Kelley等^[28]研究认为未知态氮主要为非 α -氨基酸氮、N-苯氧基氨基酸态氮和噻

啉、嘌呤等杂环氮,此外,还包括部分酸解时不能释放的固定态铵。由图2d可见,3种土地利用方式土壤未知态氮含量的变化范围为103.1~348.7 mg kg⁻¹。3种土地利用方式土壤未知态氮含量剖面分布均随土层深度增加而呈逐渐下降趋势,但总体以0~40 cm土层含量差异较为明显;在0~20 cm土层,土壤未知态氮含量以水田为最高,林地次之,旱地为最小,水田与旱地、林地之间土壤未知态氮含量差异均达5%显著水平,但旱地与林地之间含量差异则不明显;在20~40 cm土层,土壤未知态氮含量则以旱地为最高,林地次之,水田为最小,旱地与水田、旱地与林地之间土壤未知态氮含量差异均达1%显著水平。

2.3 土地利用方式对土壤有机氮各组分分配比例的影响

土壤中各形态氮含量占全氮总量的百分数作为分配系统用以表征土壤有机氮各组分的分配比例。不同土地利用方式土壤有机氮各组分的分配比例结果如图3所示。3种土地利用方式土壤酸解氮和非酸解氮占全氮比例的分布规律与其含量

的分布规律相同,即土壤非酸解氮的分配比例明显大于酸解氮分配比例;3种土壤酸解氮分配比例为26.1%~49.6%,土壤非酸解氮分配比例为50.4%~73.9%。

3种土地利用方式土壤酸解氮分配比例剖面分布随土层深度增加的变化规律不同,水田土壤酸解氮分配比例随土层深度增加呈先降低后增加趋势,旱地土壤酸解氮分配比例随土层深度增加呈逐渐降低趋势,而林地土壤酸解氮分配比例随土层增加呈“T”字

形变化趋势。3种土壤酸解氮分配比例均以0~20 cm土层为最大,其分配比例为41.7%~49.6%。

3种土地利用方式土壤酸解各组分氮分配比例的剖面分布随土层深度增加无明显规律性。相同土层,水田和旱地土壤酸解各组分氮分配比例与其含量的变化规律相同,即各组分氮分配比例的大小顺序均为未知态氮>氨态氮>氨基酸态氮>氨基糖态氮,而林地土壤酸解氮各组分的分配比例的大小顺序则无明显规律性,这与其含量的分布规律相似。

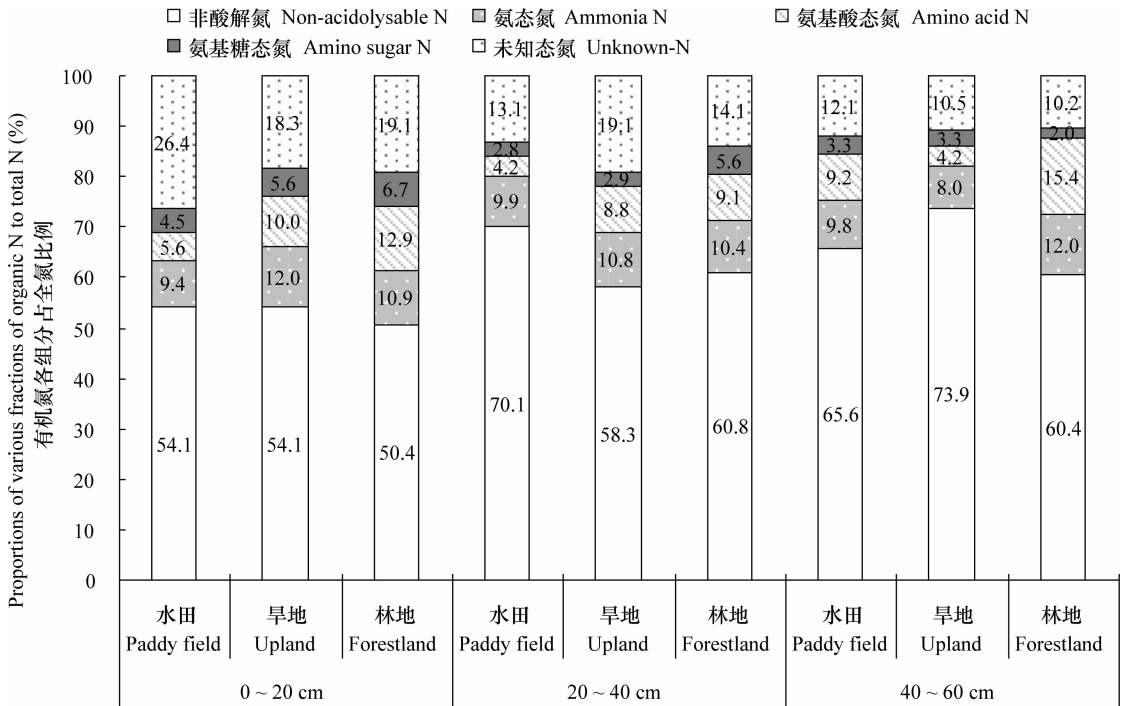


图3 不同土地利用方式土壤有机氮各组分占全氮的比例

Fig. 3 Proportions of various fractions of organic N to total N in soils different in land use

2.3.1 氨态氮 土壤氨态氮一般占全氮的20%~35%^[1]。本研究中3种土地利用方式土壤氨态氮占全氮比例较低,为8.0%~12.0%。其中,水田土壤氨态氮占全氮的9.4%~9.9%,旱地土壤氨态氮占全氮的8.0%~12.0%,林地土壤氨态氮占全氮的9.8%~12.0%。总体而言,氨态氮占全氮的比例旱地土壤变化最大,其次为林地土壤,水田土壤变化最小。

2.3.2 氨基酸态氮 土壤氨基酸态氮一般占全氮的30%~45%^[1]。本研究中3种土地利用方式土壤氨基酸态氮占全氮的比例很低,为4.2%~15.4%。其中,水田土壤氨基酸态氮占全氮的4.2%~9.2%旱地土壤氨基酸态氮占全氮的4.2%~10.0%,林地土壤氨基酸态氮占全氮的9.1%~15.4%。总体而

言,氨基酸态氮占全氮的比例明显林地土壤大于水田和旱地土壤。

2.3.3 氨基糖态氮 土壤氨基糖态氮一般占全氮的5%~10%^[1,25]。本研究中3种土地利用方式土壤氨基糖态氮占全氮的比例范围为2.0%~6.7%。其中,水田土壤氨基糖态氮占全氮的比例范围为2.8%~4.5%,旱地土壤氨基糖态氮占全氮2.9%~5.6%,林地土壤氨基糖态氮占全氮的比例范围为2.0%~6.7%。总体而言,3种土壤氨基糖态氮以0~20 cm土层为主,变化范围为4.5%~6.7%。

2.3.4 未知态氮 土壤未知态氮一般占全氮的10%~20%^[1]。本研究中3种土地利用方式土壤未知态氮占全氮的10.2%~26.4%。其中,水田土壤未知态氮占全氮的比例范围为12.1%~26.4%,旱

地土壤未知态氮占全氮的比例范围为 10.5% ~ 19.1%, 林地土壤未知态氮占全氮的比例范围为 10.2% ~ 19.1%。总体而言, 与水田土壤相比, 旱地和林地均降低了土壤未知态氮占全氮的比例。

3 讨 论

土壤酸解有机氮对可矿化氮的贡献较大^[23,29], 而非酸解氮则相对稳定, 有利于有机氮的保存。在一定的温度、水分条件下, 酸解氮和非酸解氮之间可以相互转化。土壤酸解氮是土壤全氮的主体^[6,21,30]。本研究中, 16 a 长期定位的 3 种土地利用方式土壤均以非酸解氮为主(图 1 和图 3), 这可能与定位试验前长期为水田种植有关, 但水田改为旱地和林地后, 0 ~ 40 cm 土层土壤酸解氮含量均有极显著提高, 且以表层差异最为明显, 林地土壤的提高幅度明显高于旱地土壤。不同土地利用方式的土壤条件及每年向土壤中归还的有机物质数量的差异是产生这一结果的主要原因。水田改为旱地和林地后, 一方面由于土壤水热条件及通气性能的改善, 影响土壤有机质矿化和腐殖化过程, 致使土壤中的有机质品质产生差异, 并促进了土壤有机氮向结构相对简单的酸解氮转化; 另一方面旱地因种植大田作物(玉米), 每年向土壤中归还的根系及地上部分的总量要高于水田, 而林地因每年向土壤中归还大量的枯枝落叶, 其数量又明显多于旱地。此外, 不同土地利用方式土壤酸解氮的变化规律与全氮的变化规律相同, 土壤酸解性氮(y)与全氮(x)之间呈极显著正相关, 回归方程为: $y = 724.0x - 382.0$, $r = 0.957^{**}$ ($n = 9$, $r_{0.01} = 0.798$)。王瑞军等^[30]的研究结果表明, 不同生态系统土壤酸解性氮含量的变化规律与全氮基本一致, 酸解性氮与全氮之间呈高度正相关。

土壤有机氮组分不同, 其矿化分解的难易程度不同, 可矿化氮主要来源于酸解氮^[29], 尤其是酸解氨态氮和氨基酸态氮^[6,31]。本研究中 3 种土地利用方式土壤酸解各组分氮含量及其分配比例均以 0 ~ 20 cm 为最高。与水田土壤相比, 旱地与林地土壤均明显增加了氨态氮、氨基酸态氮和氨基糖态氮含量及其分配比例, 均明显降低了未知态氮含量及其分配比例。其中, 土壤增加氨态氮的含量及其分配比例旱地明显大于林地, 增加氨基酸态氮和氨基糖态氮含量及其分配比例旱地明显小于林地, 降低未知态氮含量及其分配比例旱地大于林地。从土壤易矿

化氮(氨态氮 + 氨基酸态氮 + 氨基糖态氮)总量及其分配比例来看, 3 种土地利用方式之间也有显著差异, 水田、旱地和林地土壤易矿化氮(氨态氮 + 氨基酸态氮 + 氨基糖态氮)总量分别为 256.9 mg kg⁻¹、426.7 mg kg⁻¹和 500.3 mg kg⁻¹, 分配比例分别为 19.5%、27.6%和 30.5%。

查春梅等^[21]的研究认为, 有机氮组分因受环境因素和植物同化产物影响而最易发生变化, 利用方式对 0 ~ 20 cm 土层有机氮组分的影响最大; 原始林地改为柞树林地、耕地后, 由于人为因素的干扰, 不仅显著降低其氮素的绝对含量而且改变其品质, 使土壤有机氮向结构复杂、有效性低的方向发展。本研究表明, 水田改为旱地和林地后, 由于人为因素干扰相对逐渐减少以及植被的变化, 使得表层土壤有机氮向结构相对简单, 有效性高的酸解性氮方向发展, 并使该层土壤酸解有机氮向酸解氨态氮、氨基酸态氮和氨基糖态氮转化, 有利于有机氮素的矿化, 提高了表层土壤的供氮潜力。

本研究均基于对长期(16 a)定位的不同土地利用方式(水田、旱地和林地)下三个土壤剖面(0 ~ 20、20 ~ 40 和 40 ~ 60 cm 三层土壤)的测定, 每个土样三次重复的结果可以反映本研究所得的结论, 但本研究条件下所得的结果则很难用其变异系数来进行统计, 因此, 本研究所得的结论还存在一定的局限性, 在今后研究中应采取多样点取样测定分析方法, 用其结果的变异系数进行统计, 进一步深入分析不同土地利用方式(水田、旱地和林地)下潮棕壤有机氮组分的变化。

4 结 论

长期(16 a)不同土地利用方式(水田、旱地和林地)对土壤, 尤其对表层土壤(0 ~ 20 cm)有机质及不同形态有机氮可产生较大影响。水田改为旱地和林地后, 可明显增加表层土壤酸解性全氮及其易矿化分解的酸解氨态氮、氨基酸态氮、氨基糖态氮的含量及其分配比例; 旱地使表层土壤酸解氨态氮的增加效果最为明显, 而林地则使表层土壤酸解氨基酸态氮和氨基糖态氮的增加效果最为明显, 但总体上林地使表层土壤易矿化分解的酸解氮(氨态氮、氨基酸态氮和氨基糖态氮)的增加效果最好, 其提高土壤供氮的潜力最大。

参 考 文 献

[1] Stevenson F J. Organic forms of soil nitrogen//Stevenson F J. Ni-

- trogen in agricultural soils. Madison Wisconsin, USA: American Society of Agronomy Incorporated, 1982: 67—122
- [2] 王常慧,邢雪荣,韩兴国. 草地生态系统中土壤氮素矿化影响因素的研究进展. 应用生态学报, 2004, 15 (11): 2 184—2 188. Wang C H, Xing X R, Han X G. Advances in study of factors affecting soil N mineralization in grassland ecosystems (In Chinese). Chinese Journal of Applied Ecology, 2004, 15 (11): 2 184—2 188
- [3] 彭令发,郝明德,来璐. 土壤有机氮组分及其矿化模型研究. 水土保持研究, 2003, 10 (1): 46—49. Peng L F, Hao M D, Lai L. Soil organic nitrogen compounds and the research of its mineralizable models (In Chinese). Research of Soil and Water Conservation, 2003, 10 (1): 46—49
- [4] 李峰,王凯荣. 红壤丘陵区稻田不同施肥模式对水环境影响的监测评价. 农业环境科学学报, 2004, 23 (1): 67—71. Li F, Wang K R. Assessment of risk of different fertilization models in rice field on water environment pollution in a sloped red soil (In Chinese). Journal of Agro-Environment Science, 2004, 23 (1): 67—71
- [5] 巨晓棠,刘学军,张福锁. 长期施肥对土壤有机氮组成的影响. 中国农业科学, 2004, 37 (1): 87—91. Ju X T, Liu X J, Zhang F S. Effects of long-term fertilization on soil organic nitrogen fractions (In Chinese). Scientia Agricultura Sinica, 2004, 37 (1): 87—91
- [6] 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. 中国农业科学, 2004, 37 (6): 859—864. Li S Q, Li S X, Shao M A, et al. Effects of long-term application of fertilizers on soil organic nitrogen components and microbial biomass nitrogen in semiarid farmland ecological system (In Chinese). Scientia Agricultura Sinica, 2004, 37 (6): 859—864
- [7] Mulvaney R L, Khan S A, Hoefl R G, et al. A soil organic nitrogen fraction that reduces the need for nitrogen fertilization. Soil Science Society of America Journal, 2001, 65: 1 164—1 172
- [8] 李丽霞,郝明德,彭令发. 黄土区人工牧草地有机氮组分变化研究. 水土保持研究, 2003, 10 (1): 55—57, 84. Li L X, Hao M D, Peng L F. Research on variety of soil organic nitrogen components in artificial herbage land on Loess Plateau (In Chinese). Research of Soil and Water Conservation, 2003, 10 (1): 55—57, 84
- [9] 富东英,田秀平,薛菁芳,等. 长期施肥与耕作对白浆土有机态氮组分的影响. 农业环境科学学报, 2005, 24 (6): 1 127—1 131. Fu D Y, Tian X P, Xue J F, et al. Effects of long-term culture fertilization and tillage patterns on the speciation of organic nitrogen in Albic soil (In Chinese). Journal of Agro-Environment Science, 2005, 24 (6): 1 127—1 131
- [10] 姬景红,张玉龙,黄毅,等. 灌溉方法对保护地土壤有机氮组分及剖面分布的影响. 水土保持学报, 2007, 21 (6): 99—104. Ji J H, Zhang Y L, Huang Y, et al. Effect of different irrigation methods on forms and profile distribution of soil organic nitrogen in protected field (In Chinese). Journal of Soil and Water Conservation, 2007, 21 (6): 99—104
- [11] 宗海英,王凯荣,谢小立. 长期施肥对红壤性水稻土有机氮组分的影 响. 应用生态学报, 2008, 19 (8): 1 721—1 726. Zong H Y, Wang K R, Xie X L. Effects of long-term fertilization on soil organic nitrogen components in paddy soil derived from red earth (In Chinese). Chinese Journal of Applied Ecology, 2008, 19 (8): 1 721—1 726
- [12] 王克鹏,张仁陟,索东让. 长期施肥对河西灌漠土有机氮组分的影响. 生态环境, 2008, 17 (2): 699—703. Wang K P, Zhang R Z, Suo D R. Effects of long-term fertilization on the speciation of organic nitrogen in irrigated desert soil (In Chinese). Ecology and Environment, 2008, 17 (2): 699—703
- [13] 高晓宁,韩晓日,刘宁,等. 长期定位施肥对棕壤有机氮组分及剖面分布的影响. 中国农业科学, 2009, 42 (8): 2 820—2 827. Gao X N, Han X R, Liu N, et al. Effects of long-term fertilization on organic nitrogen forms and their distribution in profile of a brown soil (In Chinese). Scientia Agricultura Sinica, 2009, 42 (8): 2 820—2 827
- [14] 王克鹏,张仁陟,索东让. 长期施肥对河西灌漠土有机氮组分及剖面分布的影响. 土壤通报, 2009, 40 (5): 1 092—1 097. Wang K P, Zhang R Z, Suo D R. Effects of long-term fertilization on forms and profile distribution of soil organic nitrogen in irrigated desert soil (In Chinese). Chinese Journal of Soil Science, 2009, 40 (5): 1 092—1 097
- [15] Campbell C A, Schnitzer M, Lafond G P, et al. Thirty-year crop rotations and management practices effects on soil and amino nitrogen. Soil Science Society of America Journal, 1991, 55: 739—745
- [16] 王岩,蔡大同,史瑞和. 肥料残留氮的有效性及其与形态分布的关系. 土壤学报, 1993, 30 (1): 19—25. Wang Y, Cai D T, Shi R H. Availability of fertilizer residual-N and its relationship with distribution of residual N fractions (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 1993, 30 (1): 19—25
- [17] 黄东迈,朱培立. 有机氮各化学组分在土壤中的转化. 江苏农业学报, 1986, 2 (2): 17—25. Huang D M, Zhu P L. Transformation and distribution of organic nitrogen forms in soil (In Chinese). Journal of Jiangsu Agricultural Science, 1986, 2 (2): 17—25
- [18] Keeney D R, Bremner J M. Effect of cultivation on the nitrogen distribution in soils. Soil Science Society of America Proceedings, 1964, 28: 653—655
- [19] 李世清,李生秀,杨正亮. 不同生态系统土壤氨基酸氮的组成及含量. 生态学报, 2002, 22 (3): 379—386. Li S Q, Li S X, Yang Z L. Constituent and amount of amino acid in different ecological system soils (In Chinese). Acta Ecologica Sinica, 2002, 22 (3): 379—386
- [20] Stevenson F J. Cycles of soil carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. New York: A Wiley-interscience Publication, John Wiley & Sons, 1986: 173—178
- [21] 查春梅,颜丽,郝长红,等. 不同土地利用方式对棕壤有机氮组分及其剖面分布的影响. 植物营养与肥料学报, 2007, 13 (1): 22—26. Zha C M, Yan L, Hao C H, et al. Effect of different land use systems on the form and distribution of organic nitrogen in brown soil (In Chinese). Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2007, 13 (1): 22—26
- [22] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000. Lu R K. Analytical methods for soil and agricultural

- chemistry (In Chinese). Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000
- [23] 沈其荣, 史瑞和. 不同土壤有机氮的化学组分及其有效性的研究. 土壤通报, 1990, 21(2): 54—57. Shen Q R, Shi R H. Study on the distribution and bioavailability of forms of organic N (In Chinese). Chinese Journal of Soil Science, 1990, 21(2): 54—57
- [24] 文启孝. 土壤氮素的含量和形态//朱兆良, 文启孝. 中国土壤氮素. 南京: 江苏科学技术出版社, 1992: 3—26. Wen Q X. Content and forms of soil nitrogen//Zhu Z L, Wen Q X. Nitrogen in soils of China (In Chinese). Nanjing: Jiangsu Science and Technology Press, 1992: 3—26
- [25] 武冠云. 土壤有机氮的形态、分布及其易分解性. 土壤通报, 1986, 17(2): 90—95. Wu G Y. The forms, distributions and its decomposability of soil organic nitrogen (In Chinese). Chinese Journal of Soil Science, 1986, 17(2): 90—95
- [26] 卓苏能, 文启孝. 土壤未知氮. 土壤学进展, 1992, 20(2): 11—18. Zhuo S N, Wen Q X. The unknown nitrogen in soil (In Chinese). Advances in Soil Science, 1992, 20(2): 11—18
- [27] 徐阳春, 沈其荣, 茆泽圣. 长期施用有机肥对土壤及不同粒级中酸解有机氮含量与分配的影响. 中国农业科学, 2002, 35(4): 403—409. Xu Y C, Shen Q R, Mao Z S. Contents and distribution of forms of organic N in soil and particle size fractions after long-term fertilization (In Chinese). Scientia Agricultura Sinica, 2002, 35(4): 403—409
- [28] Kelley K R, Stevenson F J. Forms and nature of organic N in soil. Fertilizer Research, 1995, 42: 1—11
- [29] 李菊梅, 李生秀. 可矿化氮与各有机氮组分的关系. 植物营养与肥料学报, 2003, 9(2): 158—164. Li J M, Li S X. Relation of mineralizable N to organic N components (In Chinese). Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2003, 9(2): 158—164
- [30] 王瑞军, 李世清, 张兴昌, 等. 西北地区不同生态系统几种土壤有机氮组分和微生物体氮的差异. 干旱地区农业研究, 2004, 22(4): 21—27. Wang R J, Li S Q, Zhang X C, et al. Difference of soil organic nitrogen components and microbial biomass nitrogen under different eco-system in northwestern China (In Chinese). Agricultural Research in the Arid Areas, 2004, 22(4): 21—27
- [31] 付会芳, 李生秀. 土壤氮素矿化与土壤供氮能力. IV. 土壤有机氮组分及其矿化. 西北农业大学学报, 1992, 20(增刊): 63—67. Fu H F, Li S X. Soil nitrogen mineralization and soil N-supplying capacities. IV. The organic N components and mineralizations (In Chinese). Acta Univ Agric Boreali-occidentalis, 1992, 20(Suppl): 63—67

EFFECT OF LONG-TERM LAND USE ON FRACTIONATION AND PROFILE DISTRIBUTION OF ORGANIC NITROGEN IN AQUIC BROWN SOIL

Zhang Yuling^{1,2,3} Chen Wenfu^{1,2} Yu Na^{1,3} Zhang Yulong^{1,3} Zou Hongtao^{1,3} Dang Xiuli^{1,3}

(1 College of land and Environment, Shenyang Agricultural University, Shenyang 110866, China)

(2 Key Laboratory of Northern Rice Biology, Genetics and Breeding of Ministry of Agriculture, Shenyang 110866, China)

(3 Key Laboratory of Preservation of Northeast Cultivated Land, Ministry of Agriculture, Shenyang 110866, China)

Abstract Contents of fractions of organic nitrogen (N) in the soil profiles of fields that had been under different land uses (paddy field, upland and forestland) for 16 years were determined with the Bremner method. Results show that non-acidolysable N was the dominant fraction of organic N in all the three soils (0 ~ 60 cm in depth), and the contents of acidolysable total N and acidolysable soil organic N fractions and their proportions to total N were, on the whole, the highest in surface soil (0 ~ 20 cm). The content of acidolysable total N in 0 ~ 60 cm soil layer and contents of various acidolysable organic N fractions in 0 ~ 40 cm soil layer decreased with soil depth, but the proportions of acidolysable total N and various acidolysable organic N fractions to total N in 0 ~ 60 cm soil layer did not show any obvious regulations. Within the same soil depth, the paddy soil and the upland soil showed a similar regularity in contents of acidolysable total N and acidolysable soil organic N fractions and their proportions to total N, that is, unknown N > ammonia N > amino acid N > amino sugar N, while the forest soil, did not show any obvious regularity in this aspect. Compared with paddy soil, upland soil and forest soil were more likely to increase the contents and their proportions to total N of acidolysable total N, acidolysable ammonia N, amino acid N and amino sugar N in the surface soil layer. In upland soil, the increase in acidolysable ammonia N was more significant, while in forest soil, the increase in acidolysable amino acid N and acidolysable amino sugar N was. As a whole, when paddy field was turned into forest land, the increase in easily decomposable acidolysable N was the most significant, thus indicating that its potential of increasing soil N supply is the highest.

Key words Aquic brown soil; Land use patterns; Organic nitrogen fractions