

土壤有机氮组分及其矿化模型研究

彭令发^{1,2}, 郝明德², 来璐^{1,2}

(1. 西北农林科技大学资源环境学院, 陕西 杨陵 712100; 2. 中国科学院 水土保持研究所, 陕西 杨陵 712100)
水利部

摘要: 就目前土壤有机氮组分方面的研究情况作一简要综述, 探讨土壤有机氮矿化模型类型, 以及今后其模型研究的方向。文章进一步指出深入研究土壤氮素化学形态和加强土壤氮素矿化模型研究的必要性。

关键词: 土壤; 有机氮组分; 矿化模型

中图分类号: S158.3

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2003)01-0046-04

Soil Organic Nitrogen Compounds and the Research of Its Mineralizable Models

PENG Ling-fa^{1,2}, HAO Ming-de², LAI Lu^{1,2}

(1 College of Resources and Environmental Science, Northwest A & F University, Yangling 712100, Shaanxi, China; 2 Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Resources, Yangling 712100, Shaanxi, China)

Abstract: A comprehensive review of the studies on soil organic nitrogen compounds and the types of its mineralizable models is presented. At the same time, the future development direction of researches about the mineralizable nitrogen models is pointed out. And it is very necessary to further study the chemical forms of soil nitrogen and the research of its mineralizable models.

Key words: soil; organic nitrogen compounds; mineralizable models

土壤中的氮素主要以有机氮的形式存在, 其中大部分有机氮通过矿化作用成为无机态氮供植物利用, 小部分有机氮可直接为植物所吸收^[1]。它在土壤肥力、氮素循环和环境保护中占有重要的地位, 长期以来受到研究者的极大关注。土壤中的氮素多与无机矿物结合在一起, 又与土壤有机质密切相关, 因此其种类繁多, 存在状态相当复杂。在对土壤氮素进行分级时有二个不同的系统, 一是重液提取土壤, 将土壤有机氮分为轻组(比重 < 2.0 游离的有机物质部分)和重组二部分, 实质上这是按土壤氮所处的状态来区分的, 而不管其所处化学形态; 二是酸水解土壤^[2,3], 然后分析酸解液中各种氮组分, 这种方法只区分氮的化学形态, 而不管其存在状态。土壤氮素是反映土壤供氮能力的重要因素之一, 其矿化模型可表示为土壤有机氮的含量和生物分解性、矿化过程中土壤环境因素和矿化持续时间的复合函数。因此, 土壤氮素矿化模型是长期定量预报土壤氮素矿化及其过程, 加强农业氮肥管理必不可少的一种手段。

1 土壤有机氮组分

分解有机氮时, 主要是利用热无机酸或碱, 使黏土矿物和有机胶体上的含氮成分分离。即用 6 mol/L HCl 水解土壤 12~24 h, 将土壤中不能为酸水解的氮素称为非酸解性氮, 能被酸分解的为酸解性氮, 其中主要可鉴别的有机化合物是氨基酸态氮、氨基糖态氮、氨态氮, 还有一些未鉴别的含氮化合物。

1.1 氨基酸氮

土壤氨基酸氮约占土壤全氮的 30%~50%^[3]。氨基酸氮主要存在土壤有机质中的蛋白质和多肽中^[4]。自从 Suzuki 在胡敏酸的酸解液中发现天门冬氨酸、氨基戊酸、丙氨酸、脯氨酸后^[5], 人们就认识到土壤中有氨基酸存在。Brenner 用纸谱法在各种土壤酸解液中鉴定出了包括上述 4 种在内的 20 种氨基酸^[6], 结果表明各种土壤酸水解产物中以天门冬氨酸、谷氨酸、甘氨酸、苏氨酸、缬氨酸和 α -丙氨酸的含量

* 收稿日期: 2002-11-25

基金项目: 中国科学院知识创新工程项目(KZCX2-413); 国家科技攻关项目(2001BA508B18)。

作者简介: 彭令发(1977-), 男, 安徽庐江县人, 硕士, 主要从事土壤肥力与生态环境研究。

较高。Stevenson 用离子交换色谱和纸谱法联合测定^[7], 发现有 32 种氨基化合物, 鉴定了其中 20 种, 结果与 Brenner 的完全一致。至今为止, 供鉴定出 30 多种氨基酸, 其中至少有 7 种为非蛋白质组分氨基酸。氨基酸在土壤中的存在状态有^[4, 7~9]: (1) 游离氨基酸: 含量极微, 主要存在于土壤溶液及土壤孔隙中, 一般在耕层中不超过 $2 \mu\text{g/g}$; (2) 以氨基酸、肽或蛋白质类黏土矿物结合形态存在, 结合在黏粒表面或晶格中; (3) 以氨基酸、肽或蛋白质类与有机质体结合形态存在, 即以氢键、肽键或共价键结合; (4) 黏肽态存在: 与醣类结合, 如微生物细胞质、细胞壁; (5) 由细菌细胞衍生而来的含黏肽物质; (6) 以磷壁(酸)质(多元醇的直链多聚体或含连结脂丙氨酸的磷酸甘油的形态)^[5]。

不同土壤间的氨基酸含量大体上是水旱轮作土壤大于旱地土壤, 已经开垦利用的地带性土壤大于未开垦的地带土壤, 质地黏重的土壤大于质地较轻的土壤^[10]。一些学者认为其主要原因在于非碱性氨基酸的易分解性所致。周克瑜、施书莲^[11, 12]研究我国几种石灰性土壤发现, 凡是石灰性土壤, 其酸性氨基酸的相对含量均明显高于非石灰性土壤; 含硫氨基酸的相对含量略高, 而中性氨基酸的相对含量则较低。导致两种土壤之间的相对差异, 可能是由于石灰对富含天冬氨酸的有机物具有选择性吸附, 使石灰性土壤的酸性氨基酸相对含量较非石灰性高; 石灰反应有利于将半胱氨酸转变为较稳定的胱氨酸, 则含硫氨基酸的相对含量略高; 由于石灰性土壤的 pH 较高, 使中性氨基酸中抗碱解稳定性差的氨基酸易遭破坏, 而使中性氨基酸的相对含量较低。另外, 土壤不同粒级中的氨基酸含量均以黏粒最高, 其次为粉粒, 而砂砾中最低^[13, 14]。

1.2 氨基糖态氮

土壤中氨基糖最早是 Brenner^[6, 15]提出来的, 其约占土壤全氮的 5% ~ 10%^[5, 8, 16]。该值较实际值要低, 因为在酸解过程中部分氨基糖遭到破坏, 从而计算氨基糖含量时, 要乘以校正系数 1.4。其主要组成是葡萄糖胺, 其次是乳糖胺, 这两种胺之和, 接近于土壤氨基糖总量。而且两者的比值, 一般变化在 1.6 ~ 4.1 之间^[4, 5, 7]。到目前为止, 共检测出的氨基糖多达 11 种^[17], 其中绝大多数氨基糖在土壤中以复合物状态存在, 它们是不均值的多分散的大分子化合物。土壤中的另一部分氨基糖则紧密地和无机胶体结合^[4, 5]。由于氨基糖很少在高等植物组织中发现, 主要存在于真菌和昆虫的几丁质成分结构中, 昆虫壳在耕地土壤中很少, 因此, 微生物细胞物质是土壤氨基糖的主要来源^[4, 7, 8, 18, 19]。

1.3 氨态氮

土壤酸水解产物中出现相当量的 $\text{NH}_3\text{-N}$, 其含量约占水解总氮的 $1/4 \sim 1/3$ ^[20], 是土壤氮素组分中的另一特征。这组 $\text{NH}_3\text{-N}$ 来源比较复杂, 其中一部分是无机态的(包括土壤吸附性铵及固定态铵); 一部分 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的来源则可能是在水解过程中, 某些氨基酸, 特别是天门冬氨酸、谷氨酸、含硫氨基酸及氨基糖的脱氨基作用; 另一部分是来自酰胺类化合物^[8]。Parson^[41]认为, 这个组分的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 究竟有多少来自氨基酸或酰胺类是很难鉴别的, 并认为土壤酸水解产物中的

$\text{NH}_3\text{-N}$ 仍有一半左右的来源不清楚。

1.4 酸解未知态氮

酸解未知态氮的形态和性质目前仍不很清楚。据 Brenner^[21]的研究结果, 该类氮化合物为类黑素氮, 或称氨基酸缩合氮, 土壤有机质或腐殖质中含有大量的碳, 特别是与糖醛联结的氨基酸(例如色氨酸), 在酸水解过程中, 由于温度的不均匀性, 氨基酸发生缩合作用, 生成溶胶状产物。如实验中采用微波全封闭消煮器, 此类化合物就失去了产生的条件^[20]。部分土壤酸解未知态氮可能是以下列形态存在的: (1) 非 α -氨基酸氮, Coh 和 Edmeades 认为^[22]土壤中有 $1/4 \sim 1/2$ 的酸解未知态氮是以非 α -氨基酸氮的形态出现的, Greefield^[23]根据简单蛋白质水解结果首先论证了这种形态氮素的存在。一些材料表明, 这种形态的氮分别占土壤和胡敏酸的酸解性未知态氮的 20% ~ 49% 和 14% ~ 40%^[24]。(2) 非蛋白质组分的氨基酸, 其不能为茚三酮所检测^[8, 22]。这部分氮对酸解性未知态氮的贡献大小虽不太清楚, 但估计不大。(3) 含氮杂环化合物和通过 C-N 键与芳环直接相连的氨基酸。有关此类形态氮的存在, 目前还有争论。(4) 脂肪胺和芳胺, 其含量极少^[7]。

1.5 非酸解性氮

早些时候, 有研究者认为, 大部分非酸解性氮是酸解过程中氨基酸与还原糖缩和形成的人工产物^[5]。但实验表明, 由此反应形成的非酸解性氮量很少。现在, 一般认为非酸解氮如果不是以杂环态存在, 就是和杂环或芳香环键结合在一起。这部分氮素的来源, 有人认为其中一部分是由于不溶性土壤残渣吸附了部分酸解生成的产物; 另一部分可能是和土壤矿质部分紧密结合的, 或进入黏土矿物晶格内的含氮化合物, 现在已经肯定是这部分氮主要是存在于腐殖质结构成分中缩和程度较高的一部分中^[4, 7]。

2 土壤有机氮矿化基本模型

土壤有机氮的矿化是土壤生态系统中氮素转化的重要组成部分。因此, 国内外关于有机氮矿化模型研究较多, 而且土壤氮素矿化模拟已从理论研究逐渐应用于生产实践, 并指导农田合理施肥。本文就目前常用的土壤有机氮的矿化量及其动态与生态环境因素的定量关系的模拟模型做简要介绍。

2.1 氮素矿化的力学模型

此类模型有两种: 一类是动力学模型, 在世界各国得到广泛应用的土壤有机氮的基本模型。其基本思想是土壤有机氮的矿化量与矿化时间成正比。这种模型由 Jenny 首次应用^[25], 后来 Standford^[26]在上述研究基础上, 提出了氮素矿化势 N_0 , 即一阶动力学方程:

$$\frac{dN}{dt} = -kN \quad (1)$$

积分后形式为:

$$N_t = N_0 [1 - \exp(-kt)] \quad (2)$$

式中: $\frac{dN}{dt}$ ——矿化速率; N_t ——t 时间内的矿化量; k ——一阶相对矿化率常数(时间⁻¹)(不同土壤之间 k 值有较大差异^[27~30]); N_0 ——有机氮矿化势。基于一阶反应式模型, 还派生

出一些相关模型^[31, 32]。

另一类是热力学模型, 主要适用于东南亚国家。其建立在一阶动力学模型及化学反应速率与温度的关系^[33]上, 主要形式为:

$$K_m = A \cdot \exp\left(\frac{-E_a}{R - T}\right) \quad (3)$$

式中: A —— 常数; E_a —— 表观能量常数; R —— 气体常数; T —— 土壤温度($^{\circ}\text{K}$)。

2.2 氮素矿化的环境效应模型

土壤氮素的矿化是土壤有机氮、时间和环境的函数。由于前面所述的模型没有考虑到有机氮的种类, 特别是环境因素效应。因此, 上述模型还不能应用于大田生产而只能用作理论研究。目前, 环境效应模型多限于水分、温度、土壤 pH、C/N 比等对土壤氮素的影响。

2.2.1 土壤温度效应模型 温度是影响土壤氮素矿化的重要因素。对于温度对氮素矿化影响的效应模型由两种表现形式: 温度决定型和温度衰减型^[34]。

早期 Addiscott^[25]提出了温度与氮素矿化速率关系的温度决定型:

$$K_i(z) = k \cdot \exp(Z) \cdot \left[-B \left(\frac{1}{T} - \frac{1}{293}\right)\right] \quad (4)$$

式中: $K_i(z)$ —— 土壤深度 Z 处的矿化速率; k —— 速率常数; B —— 常数; T —— 温度($^{\circ}\text{K}$)。后来, Standford 等^[35]提出了相似的模型:

$$K_i = \exp\left(-17.753 - \frac{6350.7}{T + 273}\right) \quad (5)$$

而在 Bhat 等的氮素循环模型中, 其温度决定型模型为:

$$K_i = \begin{cases} 0.0009218 \cdot T & (0 < T < 10) \\ 10^{[7.71 - 2758/(273 + T)]} & (10 < T < 40) \end{cases} \quad (6)$$

温度衰减模型是比较常用的一种表示方式, 而且多以 Arrhenius 温度定律为基础进行适当变形而成^[34]。在 NLEAP 氮循环与淋失模型中, Shaffer 等^[32]提出该模型:

$$f(T) = 1.68 \times 10^9 [\exp(-13.0 \div (1.99 \times 10^{-3} \cdot (TMOD + 273)))] \quad (7)$$

式中:

$$TMOD = \begin{cases} \frac{T}{8} & (T < 53) \\ 60 - \frac{T}{8} & (T > 53) \end{cases} \quad (8)$$

T —— 土壤温度($^{\circ}\text{K}$)。

Kirschbaum^[36]则在分析和汇总大量已报道实验结果的基础上, 推导出有机氮的温度衰减模型:

$$f(T) = \exp[-3.746 + 0.204T(1 - \frac{T}{36.9})] \quad (9)$$

2.2.2 土壤水分效应模型 土壤含水量是影响土壤氮素矿化的另一重要环境参数。它间接地反映了土壤的通体状况和其它物理特性。在 NLEAP 模型中, Shaffer 等^[32]用以下模型:

$$f(\theta) = \begin{cases} 0.175 \cdot WFP & (WFP < 20) \\ -0.25 + 0.0203 \cdot WFP & (20 < WFP < 59) \\ 41.1 \cdot \exp(-0.0625 \cdot WFP) & (WFP > 59) \end{cases} \quad (10)$$

式中: θ —— 土壤实际含水量; WFP —— 土壤水分填充空隙的百分数。

Rao 等^[37]则提出下述模型:

$$f(\theta) = \begin{cases} 0 & (G_s < 0.783) \\ 1.75G_s - 1.375 & (0.783 < G_s < 0.9) \\ 8.0G_s - 0.7 & (0.9 < G_s < 1.0) \end{cases} \quad (11)$$

并且 $G_s = 1 - \frac{\rho}{2.65}$,

式中: θ —— 土壤实际含水量; ρ —— 土壤容重。

2.2.3 土壤 pH 效应模型

目前, 这种模型研究较少, 而且定量表示 pH 效应的研究成果更少。Bhat 建立的模型函数:

$$f(\text{pH}) = \begin{cases} 0 & (\text{pH} < 3.5) \\ \text{pH} - 3.5 & (3.5 < \text{pH} < 4.5) \\ 1 & (\text{pH} > 4.5) \end{cases}$$

3 结 语

土壤有机态氮是土壤交换性 NH_4^+ 和 NO_3^- 的源和汇。且农作物所吸收的氮素大部分来自土壤有机氮的矿化。因此, 土壤氮素的供应状况是合理施用氮肥等措施的主要根据, 它决定于土壤氮素的含量、化学性质及其矿化的环境。从而深入研究土壤氮素的化学性质和组成方式以及存在状态, 尤其是有机氮, 为进一步了解土壤中氮素的内循环提供可能, 为拟定合理施用氮肥等措施提供理论依据。

到目前为止, 尽管对土壤有机氮已作了大量的研究工作, 但由于有机氮组成较复杂, 仍有约 50% 的氮形态不清楚^[38]。在酸水解过程中, 究竟有多少氨基酸态氮和酰胺态氮被破坏, 仍是一个有待解决的问题。而在酸解过程中, 由于棕化反应(碳水化合物与氨基酸或胺缩合生成棕黑色含氮聚合物一类黑精的过程)形成的非酸解性氮在总未知态氮中占多大比重, 黏土矿物对棕化反应有无催化作用, 土壤环境条件的变化对棕化反应的影响, 自然土壤条件下棕化反应的机理, 以及此反应在形成未知态氮中的贡献都有进一步研究。蛋白质是极易分解的, 为什么占土壤有机氮 38% ~ 67% 的氨基酸和氨基糖, 生物学稳定性却很高, 仍然是一个不清楚的问题。

由于酸水解氮过程中容易破坏原有的氮组分, 所以应采用新的分析测定技术, 将有助于解决上述的一些难题。CP-MAS NMR 是目前研究物质结构的一种有效的非破坏性手段, 目前的 NMR 技术还难于直接研究土壤中氮的形态, 而将 ^{15}N 示踪法和 CP-MAS NMR 法结合起来能有效地区分氮原子的类型, 而避免氧化降解等导致的不确定因素。因此, ^{15}N CP-MAS NMR 法研究土壤中氮的形态和来源等, 将是一种较有前景的途径^[39]。另外, 模型化合物的研究也将是以后研究的重点之一。

土壤有机氮的矿化是受土壤有机氮组成、矿化过程中土壤环境因素、时间和土壤微生物等因素综合作用的物理-化学-微生物过程。目前, 国内外绝大多数的土壤氮素矿化模型, 都是在实验室控制条件下的。由于我国自然环境的多样性, 有必要建立或筛选适合我国自然条件下的矿化模型及其

参数。氮素矿化的动力学模型以时间为参数, 模拟氮素矿化的时间变化过程, 而热力学模型以环境因子- 温度为参数, 模拟氮素的矿化, 建模式减少了模型参数, 有利于提高模拟速度和模型输出的稳定性^[36]。动力学模型是目前应用较广的一种模型。它是有热带、亚热带、湿润地区发展起来, 若能再考虑水分、土壤 pH 等其它因子的作用, 应用到西北干旱半干旱地区, 将有待进一步研究。另外, 在建模过程中, 考虑

的影响因子主要集中在湿度、温度、土壤 pH 和土壤有机质, 而并未考虑到微生物作用。因此, 有必要开发包含尽可能多环境因子的复合模型, 而且此模型的建立不应看成是研究的最终目的, 而应看成是认识和改造土壤肥力系统的一种工具或一个过程, 应对模型所提出的最终方案进行实地实验、验证, 然后再进行大面积应用。

参考文献:

- [1] 莫良玉, 吴良欢, 陶勤南 高等植物对有机氮吸收与利用研究进展[J] 生态学报, 2002, 22(1): 118- 124
- [2] Brenner, J.M. Organic nitrogen in soil[A] In: W V Bartholomew, FE Clark, Eds Soil Nitrogen[M]. Madison: Wisconsin: Wisconsin Soc Agron Inc, 1965 93- 149
- [3] Brenner, J.M. Organic forms of nitrogen[A] In: agronomy 9 Methods of soil analysis[M]. C. A. Black (ed). Madison: Wisconsin American Society of Agronomy, 1965 1238- 1255
- [4] 武冠云 土壤有机氮的形态、分布及其易分解性[J] 土壤通报, 1986, 17(2): 90- 95
- [5] Brenner, J.M. Nitrogenous compounds[A] McLaren, Petersen (eds), Soil Biochemistry[M]. New York: Marcel Dekker, Inc, 1967 26- 30
- [6] Brenner, J.M. Amino-acids in soil[M] London: Nature, 1950 165- 367
- [7] 卓苏能, 文启孝 土壤未知氮[J] 土壤学进展, 1992 20(2): 11- 19
- [8] Stevenson, F.J. Organic forms of soil nitrogen[A] Stevenson (ed), Nitrogen in Agricultural Soil[M] Madison: Wisconsin, Amer. Soc Agron. 1982 67- 122
- [9] Wang, T S C, Yang, T K Cheng, S Y. Amino acid in subtropical soil hydrolysates[J] Soil Sci, 1967, 103: 67- 74
- [10] 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[J] 土壤通报, 1990, 21: 54- 57
- [11] 周克瑜, 施书莲 我国几种主要土壤中氮素形态分布及其氨基酸组成[J] 土壤, 1992, 24(6): 285- 288
- [12] 周克瑜, 施书莲 石灰性土壤的氨基酸组成特征[J] 土壤, 1994, 26(4): 213- 215
- [13] 施书莲, 周克瑜, 杨文醒 土壤剖面土同粒级中氨基酸组成特征[J] 土壤, 1998, 30, 209- 213
- [14] 张兴昌, 邵明安 黄绵土不同形态有机氮径流流失规律[J] 农业工程学报, 2000, 16(6): 47- 51
- [15] Brenner, J.M. Studies on soil organic matter: I Chemical nature of soil organic nitrogen[J] J. Agric. Sci. 1949 39: 183- 193
- [16] Kenny, D.R. Nitrogen management for maximum efficiency and minimum pollution[A] Nitrogen in Agricultural Soil[M] Madison, Wisconsin: Amer. Soc. Agron, Inc 1982 605- 649
- [17] Stevenson, F.J. Dynamics of soil nitrogen transformation in humus chemistry[M] Chapter V Vienna 1982 93- 119
- [18] Stevenson, F.J. Investigations of aminopolysaccharides in soils: 1[J] Soil Sci, 1957, 83: 113- 122
- [19] Stevenson, F.J. Investigations of aminopolysaccharides in soils: 2[J]. Soil Sci, 1957, 84: 99- 106
- [20] 张夫道 氮素营养研究中几个热点问题[J] 植物营养与肥料学报, 1998 4(4): 331- 338
- [21] Kononova M.M. Organic components[A] In: Soil components 1[M] Springer- Verlag, New York, Heidelberg, Berlin 1975 475- 526
- [22] Goh, K.M., Edmeades D.C. Distribution and partial characterization of acid hydrolysable organic nitrogen in six New Zealand soils[J] Soil Biol. Biochem., 1970, 11: 127- 132
- [23] Greenfield, L.G. The nature of the organic nitrogen of soils[J] Plant Soil, 1972, 11: 1191- 198
- [24] Griffiths, S.M., Sowden, F.J. Schnitzer, M. The alkaline hydrolysis of acid-resistant soil and humic residues[J] Soil Biol. Biochem., 1976, 8: 529- 531
- [25] Jenny, H. Factor of soil formation[M] New York: McGraw-Hill, 1938
- [26] Stanford, G., Smith, S.J. Nitrogen mineralization potentials of soils[J] Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 1972, 36: 465- 472
- [27] 王正银, 青长乐 紫色土氮素矿化与作物效应的研究[J] 中国农业科学, 1994, 27(2): 13- 23
- [28] 白志坚, 赵更生 陕西省主要耕种土壤的氮矿化势[J] 土壤通报, 1981, 12(4): 26- 29

- P 所占比例相应也较长期休闲地大, 长期施肥同时也导致了闭蓄态磷的累积。

单施磷肥 $\text{Ca}_2\text{-P}$ 、 $\text{Ca}_8\text{-P}$ 、 Al-P 所占比例分别为 2.41%、18.46% 和 6.55%, 比氮磷肥配施大, 而 $\text{Ca}_{10}\text{-P}$ 、 O-P 比例则小, 说明单施磷肥对无机磷有效性转化作用比氮磷肥配施明显, 其中机理有待于进一步研究。

长期休闲地地表裸露, 无作物消耗有效磷源, $\text{Ca}_2\text{-P}$ 、 $\text{Ca}_8\text{-P}$ 、 Al-P 所占比例均较 CK 处理大。

3 小 结

(1) 长期施肥可改善土壤剖面磷素状况。长期施肥全磷

含量提高了 15.66% ~ 17.18%, 速效磷含量增加了 10.73 ~ 39.9 mg/kg。

(2) $\text{Ca}_2\text{-P}$ 为速效磷源, Al-P 、 $\text{Ca}_8\text{-P}$ 、 Fe-P 为缓效磷源, O-P 、 $\text{Ca}_{10}\text{-P}$ 为潜在磷源。长期施肥土壤无机磷组分中有效及缓效磷源 $\text{Ca}_2\text{-P}$ 、 $\text{Ca}_8\text{-P}$ 、 Al-P 所占比例增加, NPM 处理增加幅度大于 P 处理, 大于 NP 处理。

(3) 长期休闲地土壤速效磷含量与 CK 处理基本相等, 全磷量降低 23 mg/kg, 无机磷各组分含量均有减少。

参考文献:

- [1] 沈善敏 中国土壤肥力[M] 北京: 中国农业出版社 1997
- [2] 安卫红, 张淑民 石灰性土壤无机磷的分级及其有效性的研究[J] 土壤通报, 1991, 22(1): 34- 37
- [3] 张漱茗, 于淑芳 石灰性土壤中磷形态和有效性的研究[J] 土壤肥料, 1992, (3): 1- 4
- [4] 蒋柏藩, 顾益初 石灰性土壤分级的测定方法[J] 土壤, 1990, 22(2): 101- 102

(上接第 49 页)

- [29] 王涌清, 洛德梅尔 H, 里希德 J. 我国黄土, 褐土褐潮土的氮素矿化潜力[J] 土壤学报, 1986, 23(1): 1- 9
- [30] 沈善敏 中国土壤肥力[M] 北京: 中国农业出版社 1998 163- 168
- [31] Jonsson, H, Bergetrom, L., Jansson, P, et al Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil [J] Agric Ecosystem Environ., 1987, 18: 333- 356
- [32] Shaffer, M J, Halvorson, A D, Pierce, F J. Nitrate leaching and economic analysis package (NLEAP): model description and application [A] In: R. Follett, D R Keeney, R M Cruse (Eds.). Managing Nitrogen for Ground Quality and Fam Profitability[M] Madison: Wisconsin Soil Science Society of America, 1991. 285- 322
- [33] Jorgensen, S E. Fundamentals of ecological modeling[M] New York: Elsevier Science Publishing Company Inc., 1986 98- 101.
- [34] 穆兴民, 樊小林 土壤氮素矿化的生态模型研究[J] 应用生态学报, 1999, 10(1): 114- 118
- [35] Stanford, G Fere, M H, Schwanger, D H. Temperature coefficient of soil nitrogen mineralization [J] Soil Sci., 1973, 119: 222- 226
- [36] Kirschbaum, M U F. The temperature dependence of soil organic matter decomposition and the effect of global warming on soil organic C storage[J] Soil Biol Biochem., 1995, 27: 753- 760
- [37] Rao, P S G., Davidson, J M, Jessup, J L. Simulation of nitrogen behavior in the root zone of cropped land areas receiving organic waste [A], In: M J Frissel, J A van Veen (eds). Simulation Behavior of Soil- Plant Systems[M] Pudoc Wageningen 1981. 109- 125
- [38] 朱兆良, 文启孝 中国土壤氮素[M] 南京: 江苏科学技术出版社 1990 12- 24
- [39] 卓苏能, 文启孝, 杜丽娟, 等 胡敏酸中非酸解性氮的形态[J] 科学通报, 1991, 36(18): 1418- 1420