

水氮调控对设施土壤有机氮组分、全氮和矿质氮的影响

吴汉卿, 杜世宇, 高娜, 张玉玲, 邹洪涛, 张玉龙, 虞娜

(沈阳农业大学土地与环境学院/农业部东北耕地保育重点实验室, 沈阳 110866)

摘要: 为探讨水氮调控对设施土壤有机氮组分、全氮和矿质氮的影响, 通过膜下滴灌设施番茄田间定位试验, 采用灌水下限(W_1 、 W_2 、 W_3)和施氮量(N_1 、 N_2 、 N_3)的两因素三水平随机区组设计, 研究水氮调控对休耕期 0—30 cm 土层土壤有机氮组分、全氮和矿质氮的影响。结果表明, 不同水氮调控下, 设施土壤有机氮主要是以酸解态氮为主, 总体表现酸解态氮大于非酸解态氮含量。土壤有机氮组分在酸解态氮和非酸解态氮中分配比例差异明显。土壤有机氮各组分含量及占全氮比例的大小顺序为氨基酸氮/氨态氮>未知氮>氨基糖氮。除氨基糖氮, 其余酸解态氮各组分和酸解总氮含量及其占全氮比例均随着土层深度的增加而降低, 不同土层含量差异显著($P<0.05$)。土壤全氮、矿质氮和总有机氮含量随土层深度的增加也呈降低趋势, 且含量差异达到极显著水平($P<0.01$)。除氨基糖氮, 全氮与其他有机氮各组分、酸解总氮间均达到极显著正相关($P<0.01$); 矿质氮仅与酸解氨态氮及酸解总氮的影响达到极显著($P<0.01$)和显著正相关($P<0.05$)。灌水下限、施氮量及水氮交互对设施土壤全氮、矿质氮和总有机氮及有机氮组分影响均达到极显著水平($P<0.01$)。因此, 设施土壤氮素含量的变化与水氮管理模式紧密相关。氨态氮和氨基酸氮是设施土壤中最主要的有机氮形态, 是土壤活性氮中的主要组分, 亦是土壤供氮潜力的表征。考虑土壤供氮潜力, 灌水下限 35 kPa、施氮量 300 kg/hm² 为该设施生产下最优的水氮管理措施。

关键词: 水氮调控; 设施土壤; 有机氮组分; 全氮; 矿质氮

中图分类号: S153.6

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2017)06-0212-08

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcbx.2017.06.034

Effects of Water and Nitrogen Regulation on Soil Organic Nitrogen Fractions, Total Nitrogen and Mineral Nitrogen in Greenhouse Soil

WU Hanqing, DU Shiyu, GAO Na, ZHANG Yuling, ZOU Hongtao, ZHANG Yulong, YU Na

(College of Land and Environment, Shenyang Agricultural University/Northeast Key Laboratory of Conservation and Improvement of Cultivated Land, Ministry of Agriculture, Shenyang 110866)

Abstract: To study the effects of water and nitrogen regulation on soil organic nitrogen fractions, total nitrogen (TN) and mineral nitrogen (MN) of greenhouse soil (0—30 cm) in fallow period, a tomato field experiment with mulched drip irrigation was conducted with different irrigation lower limits (W_1 , W_2 , W_3) and nitrogen application rates (N_1 , N_2 , N_3). The results indicated that greenhouse soil organic nitrogen was mainly in the form of acid-hydrolyzable nitrogen (AHN), and in general, the AHN content was greater than that of non-hydrolyzable nitrogen (NHN). The distributions of soil organic nitrogen fractions under different treatments were significantly different in AHN and NHN. Generally, the order of the contents and distribution proportions of soil organic nitrogen fractions to total N was: Amino acid nitrogen (AAN)/ammonia nitrogen (AN)>unknown nitrogen (UN)>amino sugar nitrogen (ASN). Except for the ASN, both the contents and distribution proportions of AHN fractions decreased significantly with the increase of soil depth ($P<0.05$). Similarly, the contents of TN, MN and total soil organic nitrogen (TSO_N) also decreased significantly with the increasing soil depth ($P<0.01$). Under different treatments, the differences among TN and soil organic nitrogen fractions besides ASN reached a very significant level ($P<0.01$). Only AN and AHN had the significant positive correlation with MN ($P<0.05$). The results from two-way ANOVAs showed that all the effects of irrigation, nitrogen fertilization and their interaction on TN, MN and TSO_N reached very significant levels ($P<0.01$). Therefore, the change of greenhouse soil nitrogen content was closely related to the regulation

收稿日期: 2017-07-04

资助项目: 国家自然科学基金项目(41401322); 国家科技支撑计划项目(2015BAD23B01); 农业部东北耕地保育重点实验室开放基金项目(2015NYBKFT-01)

第一作者: 吴汉卿(1992—), 男, 安徽安庆人, 硕士研究生, 主要从事农业节水研究。E-mail: wuhanqing920705@163.com

通信作者: 虞娜(1975—), 女, 河北抚宁人, 博士, 副教授, 主要从事土壤改良与农业节水研究。E-mail: sausoulyin@163.com

of water and nitrogen. AN and AAN were the main forms of soil organic nitrogen, the main components of soil available nitrogen, and also the indicators of nitrogen supply potential in greenhouse soil. Considering the soil nitrogen supply potential, the most reasonable pattern of water and nitrogen application was W_2N_2 in greenhouse soil.

Keywords: water and nitrogen regulation; greenhouse soil; soil organic nitrogen fractions; total nitrogen; mineral nitrogen

高度集约的设施生产条件下,水氮作为影响作物生长的重要限制因子,亦是近年的研究热点,科学合理的水氮调控对提高水氮利用率、探明设施土壤供氮潜力具有着重要意义。土壤有机氮作为土壤氮库的主要组成,占土壤全氮的90%以上,是作物生长过程中有效氮的源和库^[1-3]。除少数的小分子有机氮能被作物直接吸收外,土壤中绝大多数有机氮必须通过矿化作用转化为矿质氮才可以被作物利用^[4-6]。目前,国内外对于不同土壤类型有机氮组分含量、分布特征及其影响因素的研究已有较多报道,多数集中在农田、森林和草地生态系统^[7-12]。宗海英等^[13]通过对砖红壤进行16年的田间定位试验研究表明,长期化肥处理对土壤各形态氮素含量的作用不明显;有机物料循环特别是有机肥和化肥配施显著提高了土壤矿质氮和有机氮含量。Kwon等^[14]研究表明,施加有机肥显著提高土壤有机氮含量,有机无机肥配施在增加土壤有机氮各组分含量提高供氮潜力的同时,也可通过土壤微生物调节矿质氮的固持和转化。水分是影响土壤氮素有效性的关键因子,姬景红等^[11]通过温室不同灌溉方法长期田间试验的研究表明,各土层中滴灌和渗灌处理的酸解氨基酸态氮、氨基糖态氮及氨态氮占全氮的比例均高于沟灌处理,而酸解未知态氮和非酸解氮占全氮的比例则为沟灌处理高于滴灌和渗灌处理。Tian等^[9]通过培养试验的研究表明,增加氮沉降量和降雨量会分别降低土壤酸解氨基酸氮和氨态氮含量,而同时增加酸解氨基糖氮含量,进而提升土壤氮回收率及土壤供氮潜力。

施氮和灌溉是影响农田、森林和草地土壤氮素有效性的关键因子,亦会影响有机氮组分的含量及分布特征,而二者对设施土壤有机氮组分、全氮和矿质氮是否存在耦合效应,尚缺少深入系统的研究。本研究基于连续5年设施蔬菜水氮调控的田间试验,研究不同水氮调控对设施土壤有机氮组分、全氮和矿质氮的影响,旨在通过调控水氮供应,实现以氮促水,以水调氮,为评价设施土壤供氮潜力和制定科学合理的水肥管理措施提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验设计

设施番茄田间定位试验于2012年4月开始,每年

春夏季的4—8月在沈阳农业大学科研基地的日光温室内进行。供试土壤为棕壤,2012年试验前的0—50 cm土壤基本理化性质如表1所示。试验采用2因素(灌水下限和施氮量)3水平随机区组设计,共设9个处理,每个处理4次重复。每小区面积2.5 m²,番茄共576株。所用氮肥为尿素,养分含量以N计,对应水平分别为低量(N₁,75 kg/hm²)、中量(N₂,300 kg/hm²)、高量(N₃,525 kg/hm²)。灌水下限分别为W₁(25 kPa)、W₂(35 kPa)、W₃(45 kPa)。2012年定植前,各小区用埋深60 cm的塑料布做防渗透隔离处理,防止小区间水分、养分的运移。番茄每季生长期为4—8月,其余时间土地休闲(棚膜覆盖状态),减少连茬对番茄生长的影响。

试验所使用有机肥为膨化鸡粪,平均有机质含量261.2 g/kg,磷钾肥分别为过磷酸钙(220 kg P₂O₅/hm²)和硫酸钾(300 kg K₂O/hm²)。各处理有机肥、磷肥和钾肥用量一致,其中有机肥、全部磷肥、1/3氮肥和1/3钾肥作为底肥施入,其余氮、钾肥分别于第一和第二穗果膨大期随滴灌均分追施。灌溉采用膜下滴灌,各小区分层埋设张力计指示土壤水分变化状况,从而确定灌水时间和灌水量。灌水上限为土壤田间持水量(0.348 9 cm³/cm³),各灌水下限土壤含水量由设定土壤水吸力值算出,即当20 cm土层张力计读数(早8:00)达到灌溉下限土壤水吸力值时,依据该观测值,使用试验地0—30 cm土壤水分特征曲线($\theta=0.5205[1+(6382.43h)^{11.501}]^{-0.0094}$ ($r=0.995$, $p<0.01$)). 式中: h 为土壤水吸力(kPa); θ 为土壤体含水量(cm³/cm³),换算成该灌水下限时的土壤含水量,再依据公式(1)计算各小区单次灌水量:

$$Q=(Q_t-Q_i)\times H\times R\times S \quad (1)$$

式中: Q 为单次灌水水量(m³/小区); Q_t 和 Q_i 分别为灌水上限和灌水下限的土壤含水量(cm³/cm³); H 为计划湿润层厚度(m),取 $H=0.3$ m; R 为土壤湿润比,取 $R=0.5$; S 为小区面积(m²)。2016年各处理番茄生育期灌水总量(平均单次灌水量)分别依次为:W₁N₁ 2 508.0(96.46),W₁N₂ 2 499.0(99.96),W₁N₃ 2 486.0(99.44),W₂N₁ 1 974.2(109.68),W₂N₂ 1 882.0(104.56),W₂N₃ 2 145.6(112.93),W₃N₁ 1 780.8(111.30),W₃N₂ 1 844.2(115.26),W₃N₃ 1 786.8(111.68)m³/hm²。

表 1 2012 年试验前设施土壤基本理化性质

土层 深度/cm	有机质/ (g·kg ⁻¹)	全氮/ (g·kg ⁻¹)	碱解氮/ (mg·kg ⁻¹)	速效磷/ (mg·kg ⁻¹)	速效钾/ (mg·kg ⁻¹)	容重/ (g·cm ⁻³)	pH (H ₂ O)
0—10	10.32	1.39	53.89	23.53	94.34	1.41	7.12
10—20	11.45	1.42	61.80	26.95	85.96	1.62	7.01
20—30	10.83	1.47	62.67	28.33	85.99	1.64	6.98
30—40	10.87	1.41	57.58	21.43	76.53	1.67	7.04
40—50	7.82	1.25	46.27	9.81	80.15	1.61	7.00

1.2 样品采集与分析方法

于 2016 年 9 月(休耕期)采集各处理 0—10, 10—20, 20—30 cm 的耕层土壤。土样采用五点混合法采集,所取土样一份自然风干后过 100 目筛,测定有机氮组分和全氮含量;另一份土样带回实验室保存鲜样冷藏处理,采用 0.01 mol/L 的 CaCl₂ 溶液浸提土样(水:土=10:1),过滤,采用英国 Seal 的 Auto Analyzer 3(AA3)自动分析仪测定浸提液中 NH₄⁺—N 和 NO₃⁻—N 含量,土壤矿质氮含量即为二者之和;土壤全氮采用 FOSS 定氮仪测定;土壤总有机氮含量为全氮和矿质氮含量之差。

土壤有机氮组分采用 Bremner 法^[15]测定。其中酸解总氮采用凯氏法测定;酸解氨态氮采用 MgO—凯氏蒸馏法测定;酸解氨态氮+酸解氨基糖氮采用 pH 为 11.2 的磷酸盐—硼砂缓冲液蒸馏法测定;酸解氨基酸氮采用茚三酮氧化,磷酸盐—硼酸盐缓冲液蒸馏法测定;非酸解氮、酸解氨基糖氮以及酸解未知态氮均由差减法求得;其他理化性质采用常规分析方法^[16]。

1.3 数据处理

数据采用随机区组设计进行多因素方差分析, Duncan 法进行多重比较。采用 Excel 2016、SPSS 21.0 和 DPS 7.05 等软件进行统计分析, Origin 9.3 进行绘图。

2 结果与分析

2.1 水氮调控对设施土壤全氮、矿质氮和总有机氮含量的影响

设施土壤 0—30 cm 土层的全氮、矿质氮和总有机氮含量见表 2 和表 3。与定位试验开始前土壤全氮含量相比,仅 0—10 cm 土壤全氮含量极显著增加,这表明水氮调控有利于提高设施表层土壤的氮储量。土壤全氮、矿质氮和总有机氮含量随土层深度的增加均呈降低趋势,且含量差异达到极显著水平($P<0.01$)。除 0—10 cm 氮肥单一效应对土壤全氮影响达显著水平外($P<0.05$),其余土层水氮单一及交互效应对全氮、矿质氮和总有机氮含量差异均达到极显著水平($P<0.01$)。水分单一效应对土壤全氮、矿质氮和总有机氮的影响表现出相同的变化规律,但各土层影响各异;氮肥单一效应的对全氮和矿质氮均表现为 0—10 cm 的 N₂ 处理最大,而 10—20 cm 和 20—30 cm

的全氮和总有机氮表现为随施氮量增加而显著降低,矿质氮 0—30 cm 均表现随施氮量增加而显著增加。灌水下限、施氮量和水氮交互对 0—20 cm 矿质氮的影响效应表现为施氮量>水氮交互>灌水下限,而 20—30 cm 矿质氮的影响效应表现为施氮量>灌水下限>水氮交互。灌水下限、施氮量和水氮交互对土壤全氮和有机氮的影响规律一致,但各土层的影响顺序各异。随土层深度增加,对土壤全氮和有机氮的最大影响效应依次为灌水下限、施氮量和水氮交互。

表 2 水氮调控对土壤全氮的影响

单位:g/kg			
处理	0—10 cm	10—20 cm	20—30 cm
W ₁ N ₁	1.756±0.053c	1.394±0.025c	0.655±0.043f
W ₁ N ₂	1.986±0.112ab	1.285±0.022e	0.875±0.014d
W ₁ N ₃	2.015±0.041a	1.361±0.005cd	0.870±0.008d
W ₂ N ₁	1.556±0.038d	1.347±0.011cd	1.056±0.022c
W ₂ N ₂	1.833±0.023bc	1.324±0.048de	1.254±0.013b
W ₂ N ₃	1.353±0.009e	1.072±0.001g	0.817±0.024de
W ₃ N ₁	1.695±0.022cd	1.630±0.008a	1.425±0.037a
W ₃ N ₂	1.553±0.038d	1.449±0.023b	0.747±0.003e
W ₃ N ₃	1.741±0.014c	1.232±0.001f	0.887±0.003d
W	* *	* *	* *
N	*	* *	* *
W×N	* *	* *	* *

注:表中数据为平均值±标准误;表中 W 和 N 分别代表灌水下限和施氮量;不同字母表示相同土层不同处理 0.05 显著($P<0.05$);* 和 * * 表示处于 0.05 和 0.01 的水平上差异显著;ns 表示差异不显著。下同。

2.2 水氮调控对设施土壤有机氮组分含量和分配比例的影响

Bremner 法测得的酸解氮又可划分为酸解氨态氮、氨基酸氮、氨基糖氮和未知氮。不同水氮调控下,设施土壤酸解氮各组分含量如表 4 和表 5 所示,其占全氮的分配比例见图 1。酸解氮各组分中,氨基糖氮含量及其占土壤全氮比例均最小。除氨基糖氮外,不同水氮处理土壤酸解氮各组分含量总体上均呈现出随着土层深度的增加而降低。研究表明,不同水氮对土壤有机氮各组分含量及其占全氮的分配比例差异显著。总体上,各处理土壤酸解氮各组分含量的大小顺序均表现为氨基酸氮/氨态氮>未知态氮>氨基糖氮。

2.2.1 酸解总氮和非酸解氮 酸解总氮含量变化范围为 388.98~1 170.33 mg/kg,占土壤全氮比例为 40.59%~86.03%;非酸解氮含量变化范围为 189.11~

956.84 mg/kg,占土壤全氮比例为 13.97%~59.41%,二者在各处理和土层间差异均达到 5%的显著水平($P<0.05$)。酸解总氮含量随着土层深度的增加而下降,而非酸解氮含量随土层深度增加在不同处理中并未呈一致的变化规律。水氮调控影响酸解有机氮在各土层内的分配,各处理在不同土层酸解总氮和非

酸解氮含量差异均达显著水平($P<0.05$)。灌水下限、施氮量及水氮交互对不同土层土壤酸解总氮和非酸解氮含量及其占土壤全氮分配比例的影响均达到极显著水平($P<0.01$)。不同水氮处理下,土壤酸解总氮在各个土层中均表现为 W_1N_2 处理含量最低, W_3N_2 次之的变化特点。

表 3 水氮调控对土壤矿质氮和总有机氮的影响

处理	总有机氮/(g·kg ⁻¹)			矿质氮/(mg·kg ⁻¹)		
	0—10 cm	10—20 cm	20—30 cm	0—10 cm	10—20 cm	20—30 cm
W_1N_1	1.607±0.002d	1.319±0.001b	0.560±0.002h	148.552±1.950e	75.175±1.391e	94.998±2.153e
W_1N_2	1.717±0.002b	1.165±0.003e	0.734±0.003d	269.109±1.757b	119.955±3.462d	141.447±2.552c
W_1N_3	1.750±0.005a	1.216±0.004d	0.681±0.001e	264.345±5.051b	144.605±4.494c	188.925±1.239b
W_2N_1	1.437±0.002g	1.256±0.004c	0.973±0.001c	119.087±1.894f	90.967±3.533e	82.729±0.987f
W_2N_2	1.638±0.004c	1.213±0.009d	1.112±0.007b	195.552±3.745d	110.704±8.900d	141.861±7.172c
W_2N_3	0.972±0.002i	0.863±0.006g	0.633±0.003f	381.359±1.558a	209.292±6.176a	183.704±2.603b
W_3N_1	1.567±0.002e	1.545±0.001a	1.299±0.006a	127.419±1.765f	84.662±1.266e	126.066±5.834d
W_3N_2	1.328±0.000h	1.313±0.000b	0.605±0.003g	224.848±0.450c	136.081±0.262c	141.925±2.760c
W_3N_3	1.473±0.008f	1.061±0.004f	0.678±0.003e	267.751±7.693b	171.291±3.811b	208.612±2.593a
W	**	*	*	*	*	*
N	*	*	*	*	*	*
W×N	*	*	*	*	*	*

2.2.2 酸解氨态氮 酸解氨态氮来源复杂,一是土壤固定态铵、吸附性铵,一是酸解过程中某些氨基酸与氨基糖经脱氨作用产生,另一部分来自于酰胺类化合物,其他来源的相关研究较少^[15]。由表 4 和图 1 可知,土壤酸解氨态氮变化范围为 118.99~532.36 mg/kg,占全氮比例为 12.41%~39.34%。各土层不同水氮处理土壤酸解氨态氮含量随土层深度的增加均呈现逐渐降低的趋势,且差异均达到显著水平($P<0.05$)。灌水下限、施氮量及水氮交互对不同土层土壤氨态氮含量及其占土壤全氮分配比例的影响均达到极显著水平($P<0.01$)。不同水氮处理下,0—20,20—30 cm 土层分别表现为 W_2N_3 和 W_2N_2

含量最高,极显著高于其余处理。

2.2.3 酸解氨基酸氮 酸解氨基酸氮是土壤有机质酸解产物中可鉴别的含氮化合物之一^[15]。由表 4 和图 1 可知,土壤酸解氨基酸氮含量的变化范围为 64.47~508.91 mg/kg,占土壤全氮的比例范围为 7.22%~32.70%。各土层不同水氮处理土壤酸解氨基酸氮含量随土层深度的增加均呈现逐渐降低的趋势,且差异均达到显著水平($P<0.05$)。灌水下限、施氮量及水氮交互对不同土层土壤氨基酸氮含量及其占全氮分配比例的影响均达到极显著水平($P<0.01$)。不同水氮在 0—20 cm 土层表现为 W_2N_1 处理含量最高, W_2N_2 次之,且二者差异不显著。

表 4 水氮调控对不同土层设施土壤酸解氨态氮和酸解氨基酸氮含量的影响 单位:mg/kg

处理	酸解氨态氮			酸解氨基酸氮		
	0—10 cm	10—20 cm	20—30 cm	0—10 cm	10—20 cm	20—30 cm
W_1N_1	406.96±1.50d	256.45±8.45e	224.09±2.39c	403.39±9.22b	256.19±7.62c	127.51±1.39d
W_1N_2	387.58±7.87e	236.85±5.00f	171.91±2.17f	330.51±14.51d	258.02±6.33c	69.36±2.33f
W_1N_3	373.69±4.34f	338.46±4.94c	243.06±4.75b	356.57±10.27cd	344.63±11.83ab	126.42±0.04d
W_2N_1	447.73±3.94c	345.96±6.69bc	186.15±0.56e	508.91±2.47a	369.29±13.92a	129.87±2.34d
W_2N_2	475.35±0.54b	357.81±2.07b	297.32±4.80a	503.36±8.38a	363.10±12.12a	90.55±3.60e
W_2N_3	532.36±4.68a	399.04±5.55a	193.96±2.15e	430.67±7.84b	327.91±12.33b	64.48±2.33f
W_3N_1	390.35±0.95e	341.21±0.94bc	176.90±0.89f	369.59±6.38c	343.99±11.11ab	261.47±10.97a
W_3N_2	372.99±3.19f	291.21±4.84d	118.99±3.09g	412.73±4.10b	230.19±3.62c	152.91±3.73c
W_3N_3	452.09±6.34c	275.78±1.95d	208.82±3.90d	365.21±8.65c	239.08±5.99c	184.66±2.75b
W	*	*	*	*	*	*
N	*	*	*	*	*	*
W×N	*	*	*	*	*	*

2.2.4 酸解氨基糖氮 酸解氨基糖氮主要源于微生物细胞壁物质,与微生物代谢活动关系密切^[15]。由表 5 和图 1 可知,土壤酸解氨基糖氮变化范围为 12.37~137.89 mg/kg,占土壤全氮的比例为 0.71%~11.19%。与

其他组分相比,酸解氨基糖氮含量及其在全氮中的分配比例均最低。各土层不同水氮处理土壤氨基糖氮含量及其占土壤全氮比例随土层深度的变化差异各异。除 20—30 cm 土层,灌水下限对土壤氨基

糖氮含量的影响不显著外,灌水下限、施氮量及水氮交互对其余土层土壤氨基糖氮含量的影响均达到极显著水平($P<0.01$)。不同水氮表现为 W_1N_1 处理在 0—20 cm 土层含量最低, W_1N_2 含量次之,且二者间差异显著。

2.2.5 酸解未知态氮 酸解未知态氮是酸解氮中尚未被鉴定的含氮化合物,主要包括非 α -氨基酸氮、嘧啶、嘌呤和 N-苯氧基氨基酸氮等杂环态氮^[15]。由表 5 和图 1 可知,土壤酸解未知态氮的变化为 47.20~310.98 mg/kg,占土壤全氮的比例为 4.82%~22.57%。除施氮量对 0—10 cm 土层土壤酸解未知态氮差异不显著、

水氮交互对 0—10 cm 和 20—30 cm 土壤未知态氮含量差异显著($P<0.05$)外,灌水下限、施氮量及水氮交互对土壤未知态氮含量影响均达到极显著水平($P<0.01$)。除水氮交互对 0—10 cm 土壤未知态氮占全氮比例影响不显著外,其余土层灌水下限、施氮量和水氮相互对土壤酸解未知态氮占全氮比例的变化与对土壤未知态氮含量影响一致。 W_1N_1 、 W_3N_1 和 W_3N_3 3 个处理在 0—20 cm 土层均表现出较高含量,三者间差异不显著, W_2N_3 含量最低的变化。而在 20—30 cm 土层表现相反的规律, W_2N_3 含量最高, W_1N_1 含量最低。

表 5 水氮调控对不同土层设施土壤酸解氨基糖氮和酸解未知态氮含量的影响 单位: mg/kg

处理	酸解氨基糖氮			酸解未知态氮		
	0—10 cm	10—20 cm	20—30 cm	0—10 cm	10—20 cm	20—30 cm
W_1N_1	12.37±0.47e	13.35±0.47f	51.55±3.31b	276.81±22.16a	248.57±3.80a	47.20±6.45e
W_1N_2	18.07±0.95d	31.39±0.00e	47.33±3.43bc	293.41±26.35a	194.28±10.74b	100.37±6.46d
W_1N_3	77.97±0.48a	36.13±1.26e	47.85±2.36bc	294.77±16.41a	167.33±4.58b	137.31±11.04bc
W_2N_1	67.30±3.89b	71.63±3.46b	88.75±3.81a	124.58±11.43c	179.37±6.37b	158.01±6.18ab
W_2N_2	38.83±0.55c	57.87±3.88c	22.71±0.93d	144.49±5.64c	170.00±5.96b	184.06±7.94a
W_2N_3	80.58±2.42a	46.68±0.00d	40.83±1.94c	120.58±5.56c	51.69±12.04c	184.29±5.82a
W_3N_1	37.10±0.55c	56.59±2.53c	46.73±3.50bc	299.27±3.42a	231.91±18.73a	93.45±12.82d
W_3N_2	66.70±2.53b	71.55±0.95b	38.92±2.22c	231.52±9.10b	166.96±5.08b	97.85±14.94d
W_3N_3	42.05±1.45c	137.89±1.46a	49.98±0.95b	310.98±10.36a	234.08±14.75a	128.56±4.74c
W	* *	* *	ns	* *	* *	* *
N	* *	* *	* *	ns	* *	* *
W×N	* *	* *	* *	*	* *	*

进一步采用土层、灌水下限和施氮量三因素随机区组方差分析对土壤有机氮组分进行分析,结果表明,除施氮量单一效应对土壤未知态氮含量影响不显著外,土层、灌水下限和施氮量对土壤非酸解氮和酸解总氮及其组分的单一和交互效应均达到极显著影响($P<0.01$)。除氨基糖氮外,其余各组分含量均表现为随着土层深度增加而降低的趋势。灌水下限单一效应表现为 W_2 (35 kPa)的氨基酸氮、氨态氮及酸解总氮含量最高,而 W_2 (35 kPa)的非酸解氮和未知态氮含量最低的特点。灌水下限对氨基糖氮的影响表现为随灌水下限降低而降低的变化。施氮量单一效应对酸解总氮、氨态氮、氨基酸氮及氨基糖氮均表现为 N_2 含量最低的特点,而非酸解氮含量的 N_2 最大。土层、灌水下限及施氮量单一效应对酸解总氮表现出与氨基酸氮相同的变化规律。

2.3 水氮调控下设施土壤有机氮组分与全氮、矿质氮的相关分析

水氮调控土壤有机氮各组分与全氮、矿质氮、总有机氮相关分析见表 6。除全氮与酸解氨基糖氮间相关不显著外,与其余有机氮各组分、酸解总氮间均达到极显著正相关($P<0.01$)。矿质氮和氨态氮之间达到极显著正相关($P<0.01$),与酸解总氮之间达到显著正相关($P<0.05$)。总有机氮与氨态氮、氨

基酸氮、未知态氮、酸解总氮、非酸解氮、全氮之间均达到极显著正相关($P<0.01$)。有机氮组分之间表现为氨基酸氮与氨态氮、酸解总氮之间均达极显著正相关($P<0.01$)。酸解未知态氮和酸解总氮、非酸解氮之间均达极显著正相关($P<0.01$)。

3 讨论

土壤全氮包括所有形式的有机氮和无机氮,是综合反映和评价土壤供氮潜力的重要指标^[2]。土壤中全氮含量相对较稳定,其含量的消长主要受灌溉、施肥和耕作管理等影响,而在设施农业生态系统中,水、肥、气、热等环境因子对土壤全氮的影响更为显著。本试验结果表明,不同水氮调控下土壤全氮、矿质氮和总有机氮含量之间差异显著,并表现为灌水下限、施氮量和水氮交互对 0—30 cm 矿质氮的影响表现为施氮量的效应最大,对全氮和有机氮含量的影响随土层分异的特点。这表明水氮联合调控对设施土壤供氮潜力具有一定的调控作用。

氮素是作物需求量最大的必需元素,其生长发育与土壤的供氮能力紧密相关。土壤全氮与有机氮组分间达极显著正相关,这说明有机氮组分与土壤全氮紧密相关。而土壤有机氮的矿化作用,是提供作物氮素的主要途径,这表征矿质氮与土壤供氮潜力关系紧密。本研究表明,土壤矿质氮与酸解总氮显著正相

关,这与 Wang 等^[17]研究结果一致;矿质氮与非酸解氮不相关,这与巨晓棠等^[18]研究结果一致。土壤矿质氮与酸解氨态氮之间极显著正相关,这说明土壤中有机氮组分的来源和结构可能是一个影响土壤矿质氮的关键因素,矿质氮可能主要来源于酸解氨态氮。

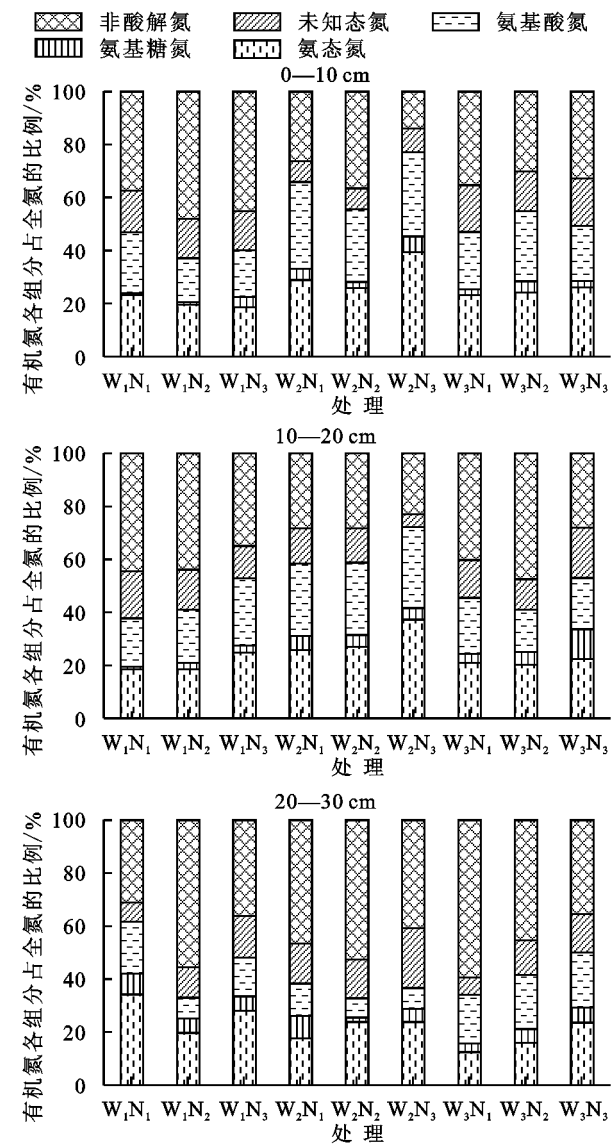


图 1 水氮调控对设施土壤有机氮各组分分配比例的影响

有机氮是土壤中氮素的主要存在形态,因其结构、形态的不同,土壤中各有机氮组分含量及其在全氮中的分配比例也常因施肥、灌溉、土壤类型和土地利用方式等因素的不同而有所差异。本研究表明,不同水氮调控土壤有机氮组分在酸解氮和非酸解氮中分配比例差异明显。这可能是由于不同类型土壤的水热条件不同,土壤有机质矿化和腐殖化过程存在差异,从而导致土壤中有机氮各组分的绝对含量和相对含量的变化。总体上,土壤酸解氮各组分含量及占全氮分配比例的大小顺序为氨基酸氮/氨态氮>未知氮>氨基糖氮。可见,酸解氨态氮和氨基酸氮是设施土壤中最主要的有机氮形态,也是设施土壤供氮潜力的表征。总体上,0—30 cm 土层的酸解氨态氮和酸解氨基酸氮含量最高均出现在 W₂ (35 kPa)水平,W₂N₂ 处理含量均较高,这说明适度的土壤水分有利于提高土壤供氮潜力。不同水氮处理对酸解氨态氮和氨基酸氮含量差异均显著,这可能与适度的水肥条件促进土壤微生物代谢活动有关。彭银燕等^[19]研究认为,长期不同施肥条件下土壤有机氮组分的含量顺序为非酸解氮>酸解未知氮>氨基酸态氮>氨态氮>氨基糖态氮。这与本研究结论有所不同,造成这一差异的原因,一方面可能是设施农业生态系统中其独特的水气热条件导致土壤有机氮组分分配比例产生差异;另一方面可能是不同水氮调控模式导致土壤中不同形态的有机氮重新分配。本研究表明,土壤有机氮主要是以酸解态氮的形态存在,总体上,供试土壤中酸解氮含量大于非酸解氮含量,以 0—10 cm 土层最高,且 0—30 cm 土层中酸解总氮均表现为 W₂N₂ 最高。除酸解氨基糖氮外的酸解氮组分和酸解总氮含量及其占全氮比例均随着土层深度的增加而降低,且不同土层间含量差异显著。这与高晓宁等^[1]与姬景红等^[11]研究结果基本一致。酸解氮是主要的有机氮形态,其更易于矿化分解为矿质氮提供作物吸收利用。然而,酸解氮包括很多难分解的大分子有机氮和固定态铵,因此,关于设施土壤有机氮组分及其生物有效性值得进一步探讨。

表 6 水氮调控土壤有机氮组分与全氮、矿质氮、总有机氮之间相关分析

项目	酸解 氨态氮	酸解 氨基糖氮	酸解 氨基酸氮	酸解 未知态氮	酸解 总氮	非酸 解氮	全氮	矿质氮	总有 机氮
酸解氨态氮	1.000	0.024	0.858**	0.351	0.925**	0.108	0.707**	0.509**	0.632**
酸解氨基糖氮		1.000	0.048	-0.103	0.104	-0.309	-0.096	0.111	-0.121
酸解氨基酸氮			1.000	0.314	0.929**	0.198	0.759**	0.276	0.732**
酸解未知态氮				1.000	0.571**	0.576**	0.715**	0.158	0.709**
酸解总氮					1.000	0.274	0.850**	0.396*	0.803**
非酸解氮						1.000	0.739**	-0.014	0.768**
全氮							1.000	0.270	0.982**
矿质氮								1.000	0.083
总有机氮									1.000

注: * 表示显著相关($P<0.05$); ** 表示极显著相关($P<0.01$); $n=27$ 。

三因素(土层深度、灌水下限和施氮量)方差分析结果表明,除施氮量单一效应对土壤未知态氮含量影响不显著外,土层、灌水下限、施氮量和水氮交互效应对土壤非酸解氮和酸解总氮及其组分均达到极显著影响($P < 0.01$),这表明水氮联合调控显著影响土壤有机氮各组分的分配。单一效应分析表明,灌水下限 W_2 (35 kPa) 水平土壤酸解氨基酸氮、氨态氮及酸解总氮含量最高,而非酸解氮和酸解未知态氮含量最低,这表明在灌水下限 35 kPa 下,设施土壤供氮潜力较高; N_2 (300 kg/hm²) 水平土壤酸解总氮、氨态氮、氨基酸氮及氨基糖氮含量最低,而非酸解氮含量最高。这可能是由于不同氮素的连年投入,引起土壤有机氮结构复杂性和有效性的变化。

王圣瑞等^[20]研究表明,绝大多数酸解氨态氮是来源于固定态铵,尤其是新形成的固持氮,交换性铵、固定态铵和全氮之间显著正相关。本研究中土壤全氮与酸解氨态氮之间极显著正相关,这可能是因为随全氮含量增加,土壤固定态铵的含量随之增加。丛耀辉等^[10]研究表明,酸解氨态氮是对可矿化氮具有直接贡献的组分,是土壤可矿化氮的主要来源。土壤中酸解氨基酸态氮在氮素循环过程中起了重要作用,尤其是小分子氨基酸能直接被微生物同化吸收^[21]。Bardgett 等^[22]研究表明,氨基酸氮是土壤有效氮的主要来源,植物生长所吸收的氮素主要就是来源于土壤可溶性氮中占优势的氨基酸态氮。本研究表明,土壤全氮和酸解氨基酸态氮间呈极显著正相关,这与 Atanasova 等^[23]研究结果一致。Abdelrahman 等^[24]研究表明,土壤中氨基酸可作为土壤有机质降解的指示指标。因此,酸解氨基酸态氮含量的增加可能主要是来源于有机质的降解。Lü 等^[8]研究表明,在土壤-植物系统中,酸解氨态氮作为一个含有大量易矿化有机氮的临时氮库,绝大多数氨基酸氮以与微生物代谢物有关的聚合物形式存在,充当一个过渡氮库,协调土壤氮素储存库和作物吸氮量之间的关系,而非酸解氮是与肥料氮的固持过程紧密联系的稳定氮库。土壤中蛋白质类形式的氨基酸氮控制整个土壤-植物系统中的氮素循环过程。土壤中酸解氨基酸态氮主要来源于蛋白质的水解,水氮调控对土壤中酸解氨基酸态氮的含量及其分配比例的影响较为复杂,因此,对土壤微生物量、根系分泌物以及土壤机械组成的进一步研究值得探讨。本研究表明,酸解氨基糖氮与土壤全氮、矿质氮、总有机氮间不相关,这与 Wang 等^[25]的研究结果一致,该结果可能与土壤微生物种群的增加有关。酸解氨基糖态氮主要来源于微生物的细胞壁,其可反映土壤微生物氮素同化吸收过程。有研究表明^[15],酸解未知态氮和非酸解氮联系紧密,其可能是一种作为桥梁联结奎宁组的分子构成或腐殖质中的杂环态缩聚物,这与本试验研究结果相一致,酸解未知态氮和非酸解氮之间呈极显著正相关。本

研究表明,在不同水氮调控下,土壤有机氮组分和全氮、矿质氮间关系密切。总体上, W_2N_2 处理中酸解总氮、氨态氮和氨基酸氮含量最高,这表明中水中肥条件下设施土壤中活性氮含量较高,即土壤供氮潜力较高, W_2N_2 为该设施生产下最优的水氮管理措施。因此,科学合理的水氮调控对提高设施土壤供氮潜力意义重大。

4 结论

本研究通过设施番茄长期田间定位试验,研究水氮调控对休耕期耕层土壤有机氮组分、全氮和矿质氮的影响,得到主要结论为:

(1) 土壤全氮、矿质氮和总有机氮含量随土层深度的增加呈降低趋势,且含量差异达到 1% 极显著水平。设施土壤有机氮主要是以酸解态氮存在,酸解有机氮含量大于非酸解氮含量。除氨基糖氮外的酸解氮各组分和酸解总氮含量及其占全氮比例均随着土层深度的增加而降低,且不同土层间含量差异显著。总体上,灌水下限、施氮量及水氮交互对设施土壤有机氮各组分和全氮、矿质氮、总有机氮的影响均达极显著影响。

(2) 水氮调控下,设施土壤有机氮组分在酸解氮和非酸解氮中分配比例差异明显。总体上,设施土壤酸解氮各组分含量及占全氮分配比例的大小顺序为氨基酸氮/氨态氮 > 未知氮 > 氨基糖氮,氨态氮和氨基酸氮是设施土壤中最主要的有机氮形态,是土壤供氮潜力的表征。

(3) 水氮调控下,全氮、矿质氮和总有机氮均与酸解氨态氮间达极显著正相关,与酸解总氮达显著(矿质氮)或极显著(全氮和总有机氮)正相关。而酸解氨态氮和氨基酸氮之间达到极显著正相关。考虑土壤氮素供应,该设施生产下,灌水下限控制 35 kPa,施氮量控制 300 kg/hm² 为最优的水氮管理模式。

参考文献:

- [1] 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[J].中国农业科学,2009,42(8):2820-2827.
- [2] 郝小雨,马星竹,高中超,等.长期施肥下黑土活性氮和有机氮组分变化特征[J].中国农业科学,2015,48(23):4707-4716.
- [3] 郝晓晖,胡荣桂,吴金水,等.长期施肥对稻田土壤有机氮、微生物生物量及功能多样性的影响[J].应用生态学报,2010,21(6):1477-1484.
- [4] 张永全,寇长林,马政华,等.长期有机肥与氮肥配施对潮土有机碳和有机氮组分的影响[J].土壤通报,2015,46(3):584-589.
- [5] 张玉玲,陈温福,虞娜,等.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[J].土壤学报,2012,49(4):740-747.
- [6] 张玉树,丁洪,王飞,等.长期施用不同肥料的土壤有机氮组分变化特征[J].农业环境科学学报,2014,33(10):1981-1986.

- [7] Durani A, Brar B S, Dheri G S. Soil nitrogen fractions in relation to rice-wheat productivity: Effects of long-term application of mineral fertilizers and organic manures[J]. *Journal of Crop Improvement*, 2016, 30(4): 399-420.
- [8] Lü H, He H, Zhao J, et al. Dynamics of fertilizer-derived organic nitrogen fractions in an arable soil during a growing season[J]. *Plant & Soil*, 2013, 373(1/2): 595-607.
- [9] Tian J, Wei K, Condon L M, et al. Effects of elevated nitrogen and precipitation on soil organic nitrogen fractions and nitrogen-mineralizing enzymes in semi-arid steppe and abandoned crop land[J]. *Plant & Soil*, 2017, 417(1/2): 217-229.
- [10] 丛耀辉, 张玉玲, 张玉龙, 等. 黑土区水稻土有机氮组分及其对可矿化氮的贡献[J]. *土壤学报*, 2016, 53(2): 457-467.
- [11] 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[J]. *水土保持学报*, 2007, 21(6): 99-104.
- [12] 罗如熠, 张世熔, 徐小逊, 等. 黑河下游湿地土壤有机氮组分剖面的分布特征[J]. *生态学报*, 2015, 35(4): 956-964.
- [13] 宗海英, 王凯荣, 谢小立, 等. 长期施肥对红壤性水稻土有机氮组分的影响[J]. *应用生态学报*, 2008, 19(8): 1721-1726.
- [14] Kwon H Y, Hudson R J M, Mulvaney R L. Characterization of the organic nitrogen fraction determined by the Illinois soil nitrogen test[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2009, 73(3): 1033-1043.
- [15] Stevenson F J. Nitrogen in agricultural soils[M]. Madison: American Society of Agronomy, 1982: 67-122.
- [16] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 152-156.
- [17] Wang S, Jiao L, Jin X, et al. Characteristics of organic nitrogen fractions in sediments of the shallow lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze River area in China[J]. *Water & Environment Journal*, 2012, 26(4): 473-481.
- [18] 巨晓棠, 刘学军, 张福锁. 长期施肥对土壤有机氮组成的影响[J]. *中国农业科学*, 2004, 37(1): 87-91.
- [19] 彭银燕, 黄运湘, 孙梅. 长期施肥条件下水稻土有机氮组分及矿化特性研究[J]. *水土保持学报*, 2012, 26(5): 173-176, 181.
- [20] 王圣瑞, 焦立新, 金相灿, 等. 长江中下游浅水湖泊沉积物总氮、可交换态氮与固定态铵的赋存特征[J]. *环境科学学报*, 2008, 28(1): 37-43.
- [21] Chen J, Carrillo Y, Pendall E, et al. Soil microbes compete strongly with plants for soil inorganic and amino acid nitrogen in a semiarid grassland exposed to elevated CO₂ and warming[J]. *Ecosystems*, 2015, 18(5): 867-880.
- [22] Bardgett R D, Streeter T C, Bol R. Soil microbes compete effectively with plants for organic-nitrogen inputs to temperate grasslands[J]. *Ecology*, 2003, 84(5): 1277-1287.
- [23] Atanasova E. Effect of nitrogen sources on the nitrogenous forms and accumulation of amino acid in head cabbage[J]. *Plant Soil & Environment*, 2008, 54(2): 66-71.
- [24] Abdelrahman H M, Dan C O, Dinnes D, et al. Occurrence and abundance of carbohydrates and aminocompounds in sequentially extracted labile soil organic matter fractions[J]. *Journal of Soils & Sediments*, 2016, 16(10): 2375-2384.
- [25] Wang J S, Stewart J R, Khan S A, et al. Elevated aminosugar nitrogen concentrations in soils: A potential method for assessing N fertility enhancement by arborvitae plants[J]. *Symbiosis*, 2010, 50(1/2): 71-76.
- (上接第93页)
- [11] 吕贻忠, 胡克林, 李保国. 毛乌素沙地不同沙丘土壤水分的时空变异[J]. *土壤学报*, 2006, 43(1): 152-154.
- [12] 崔利强, 吴波, 杨文斌, 等. 毛乌素沙地东南缘不同植被盖度下土壤水分特征分析[J]. *干旱区资源与环境*, 2010, 24(2): 177-182.
- [13] 冯伟, 杨文斌, 李卫, 等. 毛乌素沙地沙柳固定沙丘土壤水分对降雨的响应[J]. *水土保持学报*, 2014, 28(5): 95-99.
- [14] 尚爱军, 卜耀军, 艾海舰, 等. 榆林沙区土壤水分时空格局及动态变化规律研究[J]. *水土保持学报*, 2008, 22(4): 86-89.
- [15] Li X R, Ma F Y, Xiao H L, et al. Long-term effects of revegetation on soil water content of sand dunes in arid region of Northern China[J]. *Journal of Arid Environments*, 2004, 57(1): 1-16.
- [16] Ruz M H, Catherine M F. Influence of highwater levels on Aeolian sand transport upper beach/dune evolution on a macrotidal coast, Wissant Bay, northern France[J]. *Geomorphology*, 2004, 60(1/2): 73-87.
- [17] Stoyan H, Depolli H, Böhm S, et al. Spatial heterogeneity of soil respiration and related properties at the plant scale[J]. *Plant and Soil*, 2000, 222(1/2): 203-214.
- [18] 毕华兴, 李笑吟, 刘鑫, 等. 晋西黄土区土壤水分空间异质性的地统计学分析[J]. *北京林业大学学报*, 2006, 28(5): 59-66.
- [19] 宋杨睿, 王金满, 李新凤, 等. 高潜水位采煤塌陷区重构土壤水分运移规律模拟研究[J]. *水土保持学报*, 2016, 30(2): 143-154.