

13 种土壤硝化过程中亚硝态氮的累积与土壤性质的关系

鲍俊丹, 张妹婷, 吴雄平, 梁东丽

(西北农林科技大学资源环境学院, 陕西 杨凌 712100)

摘要:通过室内培养(土壤水分 60%WHC, 温度 25℃)方法对不同土壤(13 种)硝化过程中亚硝态氮的累积进行了研究,并用通径分析方法探讨了土壤亚硝态氮峰值浓度和累积总量与土壤性质的关系,为加强氮素管理、减少亚硝态氮的累积提供理论依据。结果表明,在培养过程中,各供试土壤亚硝态氮的峰值浓度相差较大,且均出现在施肥 5~7 d,以褐土最高为 146.09 mg·kg⁻¹,其次是淤灌土为 114.03 mg·kg⁻¹;黑土、黄壤和棕壤在培养过程中几乎未检测到亚硝态氮。亚硝态氮累积总量以褐土、淤灌土最大,分别为 350.82 和 334.51 mg·kg⁻¹;水稻土和砖红壤最小,分别为 7.58 和 13.06 mg·kg⁻¹。土壤 pH、粘粒、无定形铁通过直接和间接效应成为影响土壤亚硝态氮峰值浓度、累积总量的主要因素,而土壤脲酶活性对这两个因变量的作用均很微弱;就通径分析的直接效应而言,有机质和全氮对土壤亚硝态氮峰值浓度、累积总量的影响最为显著,但其直接效应在很大程度上被其他因素的间接效应所抵消;土壤 CEC 对土壤亚硝态氮峰值浓度的作用也非常显著。此外,土壤络合态铝、络合态铁虽然对这两个因变量的直接效应不明显,但通过其他因素的综合作用也对这两个因变量起到了一定的影响作用。

关键词:亚硝态氮;峰值浓度;累积总量;土壤性质

中图分类号:X131.3 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2009)09-1952-07

Soil Nitrite Accumulation During Nitrification and Its Relationship with Soil Properties in Thirteen Soils of China

BAO Jun-dan, ZHANG Mei-ting, WU Xiong-ping, LIANG Dong-li

(College of resources and Environment, Northwest A & F University, Yangling 712100, China)

Abstract: The changes of soil nitrite concentration with time were determined during the process of nitrification under urea rate 0.2 g N·kg⁻¹, moisture content 60 % WHC, and temperature 25 °C in the laboratory incubation experiment. The relationship between nitrite peak concentration and nitrite cumulative amount in 13 soils of China and soil properties were calculated by using path analysis. It is necessary to understand mechanisms of soil nitrite accumulation for nitrogen management in ecosystem and environment protection. The result revealed that there were significant difference among nitrite peak concentration from different soils, and it appeared 5~7 days after urea application in the incubation. Among 13 tested soils, the biggest nitrite peak concentration was from drab soil (146.09 mg·kg⁻¹), the next one was colmatage soil (114.03 mg·kg⁻¹), there was nearly no any nitrite was found in black soil, yellow soil and brown soil. Total nitrite cumulative amount were 350.82 mg·kg⁻¹ and 334.51 mg·kg⁻¹ for drab soil and colmatage soil, respectively; and the smallest cumulative amount were paddy soil and lateritic soil. Statistics showed that soil pH, clay grain and amorphous iron content were the major factors influencing the maximum and total nitrite amount in soil due to their effects on soil nitrification, while the urease activities had the least influence on them. With respect to direct affect in the path analysis, soil organic matter and total nitrogen content had most significantly influence on peak and total cumulative nitrite amount. But the direct effects of soil organic matter and total nitrogen content on peak nitrite concentration, total cumulative nitrite amount were to a large extent counteracted by the indirect effects of other factors on them. Soil CEC also significantly influenced on nitrite peak concentration, while coordinative aluminum and coordinative iron were also played an important role on it.

Keywords: soil nitrite; peak concentration; total nitrite accumulated amount; soil properties

收稿日期:2009-01-07

基金项目:国家支撑计划项目(2008BADA4B09)

作者简介:鲍俊丹(1984—),女,浙江义乌人,在读硕士,主要从事土壤氮环境化学转化研究。E-mail:baojundan@126.com

通讯作者:梁东丽 E-mail:dongliliang2005@yahoo.com

长期以来,人们普遍认为硝化反硝化过程的中间产物——亚硝态氮^[1]在陆地和水生生态系统中不会产生长期累积,只是反应过程的瞬间产物^[2-4]。但近年来不断有河流、湖泊、地下水中亚硝态氮累积的数量相当可观的报道。Burns 等^[1]研究发现,在北爱尔兰 6 条河流中亚硝态氮的平均浓度达到 4~172 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$;在德国莱茵河里也发现了亚硝态氮浓度达 100~200 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[5];我国 22 个主要湖泊和水库中亚硝态氮平均值为 2~393 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[6],太湖流域地下水中亚硝态氮最高浓度达 4 000 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[7]。尽管引起水体亚硝态氮污染的原因尚不明确,但农业生产中广泛大量使用化肥无疑是导致环境中亚硝态氮累积的重要原因,且农业非点源氮磷排放对水域生态系统的影响已经引起国内外的广泛关注^[8]。

研究证实,在一定条件下土壤中会产生亚硝态氮的累积^[9],其中在土壤高 pH 和高铵态氮条件下,会产生亚硝态氮的累积^[10-14];崔敏等^[15]发现高有机质环境下存在潜在的亚硝态氮积累风险。不同土壤类型中产生亚硝态氮的累积量不同,其中在陆地生态系统的细质地土壤^[16]和酸性褐土中^[1]发现了高浓度的亚硝态氮;并且有试验发现在长期淹水的沿海耕地条件下,0~30 cm 土层中累积有大量亚硝态氮,增加了对植物和沿海生态系统的毒害^[17];冉伟等^[18]在培养条件下研究了我国 9 种土壤硝化过程中亚硝态氮的累积能力和亚硝态氮在不同土壤中的稳定性,结果发现不同土壤间差异很大。但是有关土壤硝化过程中亚硝态氮的累积与土壤性质的关系至今未见报道。为此,本文对

我国 13 种不同类型土壤中亚硝态氮累积变化情况进行了研究,并运用通径分析方法研究了土壤中亚硝态氮峰值浓度和累积总量与土壤各种理化性质的关系,为查明土壤亚硝态氮的累积机理,以及采取针对性措施减少亚硝态氮污染提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

13 种土壤分别采自陕西杨凌、陕西米脂、陕西汉中以及山东、广西、黑龙江、湖北、新疆、宁夏、贵州、内蒙、云南、河南等不同省区。采用多点混合取样法采集农田土壤耕层 0~20 cm。样品采回后风干,剔去其中的石块、草根等杂物,将其充分混匀,然后过 2 mm 筛进行物理性质分析,0.5 mm 筛进行化学分析测定。土壤的理化性状见表 1。

土壤脲酶活性测定采用靛酚蓝比色法测定,以 37 $^{\circ}\text{C}$ 下、24 h 内土样中 NH_4^+-N $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 表示^[19]。土壤粘粒含量用激光粒度仪测定。土壤其他理化性质参照常规理化分析方法^[20]。

1.2 培养试验

称取 1 500 g 风干的供试土于干净的塑料盆中,用喷壶均匀喷洒一定量的蒸馏水使土壤水分保持为田间持水量(22%)的 60%,风干土含水量按 3%计,供试肥料为尿素,施用量为 0.2 $\text{gN}\cdot\text{kg}^{-1}$ 土壤,充分混匀。称量相当于 50 g 干土的新鲜土样于 150 mL 三角瓶中,重复 4 次,瓶口用塑料薄膜(Parafilm)封闭,并在上面用针均匀地戳小眼以保证培养过程的氧气供给,

表 1 供试土壤的理化性质

Table 1 Chemical and physical properties of tested soil

性质	pH	有机质/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	CEC/ $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$	全氮/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	脲酶活性/ $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$	粘粒/%	络合态铝/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	络合态铁/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	无定形铁/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	碳酸钙量/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$
棕壤	4.93	12.03	36.11	0.80	1.36	44.12	124.2	266.10	3 206.80	6.46
黄壤	5.04	48.42	26.99	3.07	1.00	49.95	236.9	1 182.40	2 230.60	6.76
砖红壤	5.38	23.42	18.32	1.66	0.53	44.74	80.9	685.00	1 161.60	9.46
黑土	5.48	16.28	49.35	1.29	1.02	49.99	333.9	586.80	3 231.30	4.92
水稻土	6.14	11.11	40.45	0.99	1.12	33.14	70.5	139.60	1 674.30	9.25
褐土	7.27	16.74	36.57	1.63	2.11	28.71	41.3	98.20	894.40	8.75
黄棉土	7.37	6.78	12.16	0.61	0.62	13.40	0.0	0.00	310.90	81.37
黑钙土	7.44	22.36	17.18	1.11	1.50	16.00	272.4	69.80	989.90	16.96
燥红土	7.55	14.55	29.50	1.17	0.91	42.92	218.5	43.60	1 186.20	7.73
潮土	7.60	8.76	34.97	0.94	1.67	27.33	0.0	0.00	545.40	9.13
灰褐土	7.68	53.01	34.74	3.06	3.65	29.66	268.8	91.60	932.60	7.03
红油土	7.75	16.33	23.34	1.13	0.84	39.56	25.4	24.00	845.30	55.00
淤灌土	8.25	8.08	26.53	1.10	0.10	42.56	1.0	264.00	1 728.80	114.05

在培养箱(ZPW-280B 智能植物培养箱)中于25℃下培养20 d^[21-22],分别在施入氮素后第3、5、7、10、13、16、20 d 采样,测定铵态氮、硝态氮和亚硝态氮的含量。每隔2 d 通过称重法用蒸馏水补足培养过程中损失的水分。

1.3 通径分析的原理与方法

1.3.1 通径系数

1921年 Sewall Wright 首先提出通径系数(Path coefficient)的分析方法^[23]。通径分析不仅能测定两个变数间的相互关系,而且能给出原因对结果的重要性,并可将相关系数分解为直接作用和间接作用,显示各个因素对结果的相对重要性^[24]。

对于一个相互关联的系统,有一个因变量 y 与 n 个自变量 $x_i(i=1,2,3,\dots,n)$ 间存在线性关系,回归方程为:

$$y=b_0+b_1x_1+b_2x_2+\dots+b_nx_n \quad (1)$$

将实际观测值代入(1)式,并用最小二乘法原理解方程组,即可求得通径系数 P_{yx_i} 。通径系数是变量标准化的偏回归系数,表示各原因对结果的相对重要性。

由式(1)通过数学变换,可建立正规矩阵方程:

$$\begin{bmatrix} 1 & r_{x_1x_2} & \dots & r_{x_1x_n} \\ r_{x_2x_1} & 1 & \dots & r_{x_2x_n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ r_{x_nx_1} & r_{x_nx_2} & \dots & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} P_{yx_1} \\ P_{yx_2} \\ \vdots \\ P_{yx_n} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} r_{x_1y} \\ r_{x_2y} \\ \vdots \\ r_{x_ny} \end{bmatrix} \quad (2)$$

式中: $r_{x_ix_j}$ 为 x_i 和 x_j 的简单相关系数; r_{x_iy} 为 x_i 和 y 的简单相关系数。解方程(2)即可求得通径系数 P_{yx_i} :

$$P_{yx_i}=b_i \frac{\sigma_{x_i}}{\sigma_y} \quad (i=1,2,\dots,n) \quad (3)$$

式中: b_i 为 y 对 x_i 的偏回归系数; σ_{x_i} 、 σ_y 分别为 x_i 、 y 的标准差; P_{yx_i} 表示 x_i 对 y 的直接通径系数; $r_{x_ix_j}$ 表示 x_i 对 y 的间接通径系数。

而剩余项的通径系数 P_{ye} 表示为:

$$P_{ye}=\sqrt{1-(r_{x_1y}P_{yx_1}+r_{x_2y}P_{yx_2}+\dots+r_{x_ny}P_{yx_n})}$$

若 P_{ye} 数值较大,则表明误差较大或者还有另外更重要的因素未考虑在内。

1.3.2 决定系数

决定系数是通径系数的平方,即 $D_{yx_i}=(P_{yx_i})^2$,表示原因对结果的相对决定程度。 $D_{yx_ix_j}$ 表示两相关原因共同对 y 的相对决定系数。当 $i=j$ 时, $D_{yx_ix_j}=(P_{yx_i})^2$;当 $i \neq j$ 时, $D_{yx_ix_j}=2P_{yx_i} \times P_{yx_j} \times r_{x_ix_j} \quad (i,j=1,2,\dots,n;i < j)$

1.4 数据处理

通径分析采用 SPSS 13.0 软件。

2 结果与分析

2.1 不同土壤亚硝态氮的变化

不同类型土壤中亚硝态氮和铵态氮浓度的变化情况如图1所示。

由图1可见,伴随着硝化作用的进行,施入各供试土壤的尿素都在3~5 d 完成水解作用,而后土壤铵态氮浓度随培养时间的延长逐渐下降,土壤亚硝态氮浓度逐渐上升达到最大峰值浓度而后急剧下降,在培养结束时趋于零。13种不同类型土壤硝化过程中亚硝态氮的峰值浓度差别很大,呈现3个浓度范围,分别为0.00~8.43 mg·kg⁻¹、26.22~45.55 mg·kg⁻¹、82.72~146.09 mg·kg⁻¹;以褐土最高为146.09 mg·kg⁻¹,其次是淤灌土为114.03 mg·kg⁻¹,黄绵土和黑钙土次之分别为89.65和87.22 mg·kg⁻¹,灰褐土和红油土分别为45.55和43.97 mg·kg⁻¹,黑土、黄壤和棕壤在培养过程中几乎未检测到亚硝态氮,其余土壤中亚硝态的峰值浓度介于红油土和黑土之间,都很小。

虽然大多数土壤亚硝态氮峰值浓度出现在培养后5~7 d,但由于砖红壤和黄壤自身硝化作用缓慢,铵态氮在整个培养过程中保持在较高浓度,抑制了硝化作用的进行,使得亚硝态氮的峰值浓度相对滞后出现在培养10~13 d。淤灌土的pH值为8.25,碱性环境不适宜微生物生长^[25],因此其亚硝态氮的峰值浓度也在培养后10 d 出现。

由图1还可看出,土壤中亚硝态氮达到峰值浓度后下降的快慢程度不同,这就使得各个土壤在整个培养过程中产生亚硝态氮的累积总量各异,其中以褐土、淤灌土的累积总量最大,分别为350.82和334.51 mg·kg⁻¹,其次是黑钙土和黄绵土分别为233.99和194.15 mg·kg⁻¹,再次是红油土(138.31 mg·kg⁻¹)和灰褐土(88.46 mg·kg⁻¹),最低的为水稻土和砖红壤分别仅为7.58和13.06 mg·kg⁻¹。因此,选择各供试土壤中亚硝态氮的峰值浓度、累积总量作为描述土壤亚硝态氮形成和累积的指标,探究其与各土壤性质的关系可得出不同土壤类型中影响亚硝态氮产生和累积的主要因素。

2.2 土壤中亚硝态氮的量与土壤理化性质的通径分析

根据以上数据,得出各变量即土壤性质和因变量土壤亚硝态氮峰值浓度(MAX)和累积总量(SUM)的相关系数,如表2所示。

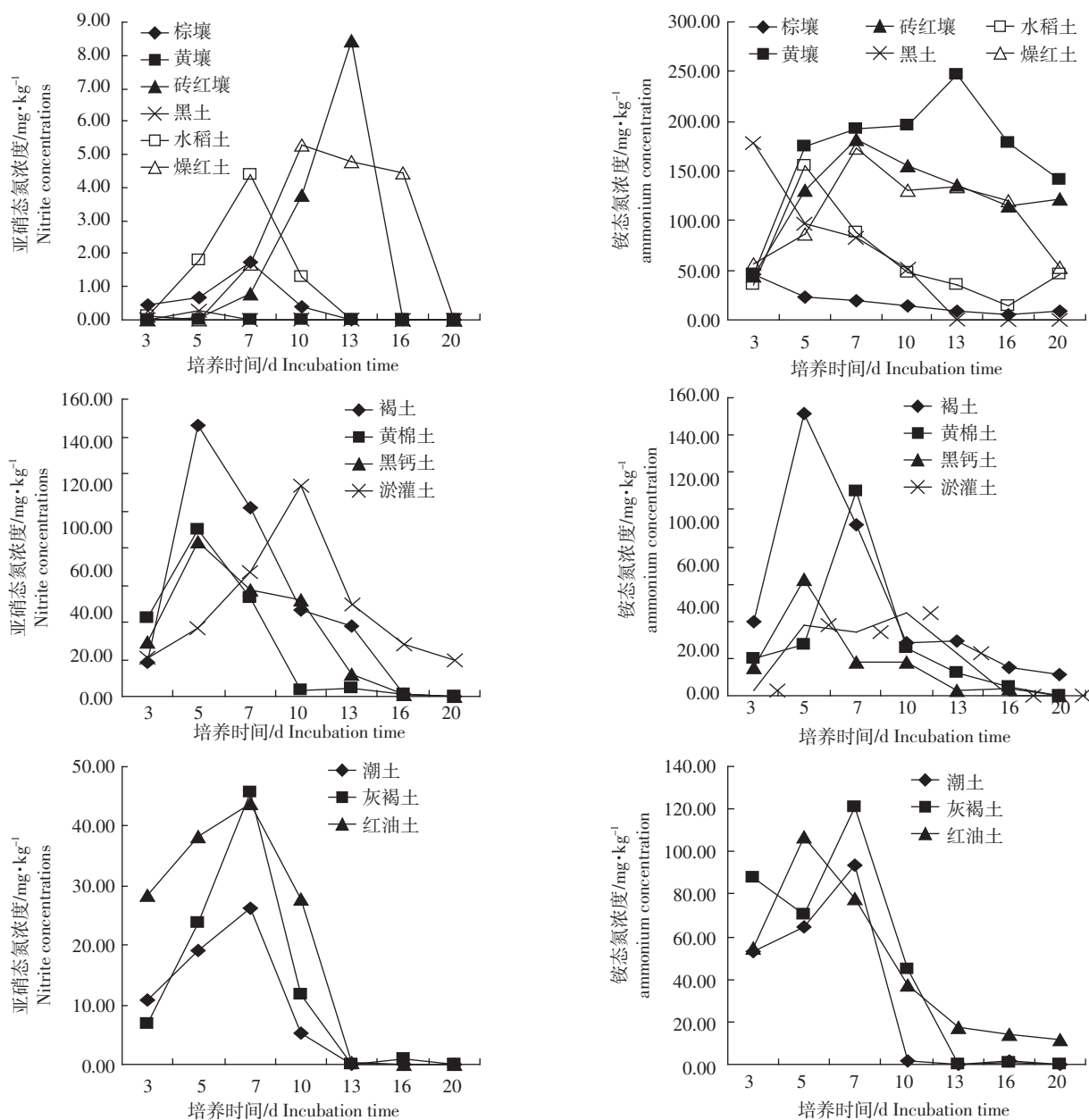


图1 培养过程中不同土壤中亚硝态氮和铵态氮的变化

Figure 1 Changes of soil nitrite and ammonium during incubation of different soil

由表2可见,各供试土壤中亚硝态氮的峰值浓度和累积总量与土壤pH均呈显著正相关;土壤中亚硝态氮的峰值浓度与土壤粘粒含量呈显著负相关;各供试土壤中亚硝态氮累积总量与土壤中碳酸钙含量均呈显著负相关。由于单个土壤性质不能完全反映各供试土壤中亚硝态氮含量变化与土壤性质的关系,无法得到影响亚硝态氮产生和累积的主要因素。因此对土壤中亚硝态氮的量与土壤性质应进行途径分析。

将表2数据代入方程2,解方程可得直接途径系数,然后计算间接途径系数。途径系数计算结果如表

3,对角线上(有*)的数据为直接途径系数,其余为间接途径系数。表4为土壤性质对土壤亚硝态氮峰值浓度、累积总量和培养3d时亚硝态氮的浓度的决定系数(只列出前10位)。

2.2.1 亚硝态氮峰值浓度与土壤性质的关系

从表3可以看出,土壤脲酶活性对土壤亚硝态氮峰值浓度的直接途径系数较小,其通过其他因素对土壤亚硝态氮峰值浓度的间接途径系数之和也较小,说明它对土壤亚硝态氮峰值浓度的直接效应和间接效应都较小,不是影响土壤亚硝态氮峰值浓度的主要因

表 2 土壤性质与各因变量之间的相关关系

Table 2 Correlation coefficient between the soil properties and soil nitrite

	有机质/ g·kg ⁻¹	CEC/ cmol·kg ⁻¹	全氮/ g·kg ⁻¹	脲酶活性 /mg·g ⁻¹ ·d ⁻¹	粘粒/%	络合态铝/ mg·kg ⁻¹	络合态铁/ mg·kg ⁻¹	无定形铁/ mg·kg ⁻¹	碳酸钙量/ g·kg ⁻¹	MAX	SUM
pH	-0.202	-0.279	-0.186	0.159	-0.546	-0.33	-0.739	-0.72	0.527	0.643*	0.663*
有机质	1	0.007	0.962	0.574	0.175	0.589	0.492	0.048	-0.392	-0.201	-0.236
CEC		1	0.102	0.346	0.424	0.302	0.068	0.58	-0.48	-0.312	-0.321
全氮			1	0.524	0.28	0.486	0.557	0.056	-0.349	-0.132	-0.169
脲酶				1	-0.306	0.351	-0.259	-0.173	-0.511	0.086	-0.001
粘粒					1	0.254	0.663	0.709	-0.187	-0.562*	-0.494
络合态铝						1	0.369	0.458	-0.547	-0.401	-0.397
络合态铁							1	0.55	-0.234	-0.424	-0.407
无定性铁								1	-0.251	-0.483	-0.435
碳酸钙量									1	0.549	0.605*

注:n=13,P<0.05=0.553,P<0.01=0.684。

表 3 土壤性质对因变量的通径系数

Table 3 Path coefficients between the soil properties affecting the soil nitrite

因变量	自变量	pHx ₁	有机质 x ₂	CECx ₃	全氮 x ₄	脲酶 x ₅	粘粒 x ₆	络合态铝 x ₇	络合态铁 x ₈	无定形铁 x ₉	碳酸钙量 x ₁₀	总和 Summation
MAX	x ₁	0.552*	0.773	0.306	-0.657	0.106	0.397	-0.029	0.033	-0.821	0.007	0.667
	x ₂	-0.112	-3.825*	-0.008	3.400	0.382	-0.127	0.051	-0.022	0.053	-0.006	-0.211
	x ₃	-0.154	-0.027	-1.098*	0.360	0.230	-0.308	0.026	-0.003	0.661	-0.007	-0.319
	x ₄	-0.103	-3.679	-0.112	3.534*	0.349	-0.203	0.042	-0.025	0.064	-0.005	-0.139
	x ₅	0.088	-2.195	-0.380	1.852	0.665*	0.222	0.030	0.012	-0.197	-0.007	0.089
	x ₆	-0.301	-0.669	-0.466	0.990	-0.204	-0.727*	0.022	-0.029	0.809	-0.003	-0.578
	x ₇	-0.182	-2.253	-0.332	1.718	0.233	-0.185	0.087*	-0.016	0.522	-0.008	-0.415
	x ₈	-0.408	-1.882	-0.075	1.969	-0.172	-0.482	0.032	-0.044*	0.627	-0.003	-0.438
	x ₉	-0.397	-0.184	-0.637	0.198	-0.115	-0.515	0.040	-0.024	1.140*	-0.004	-0.498
	x ₁₀	0.291	1.499	0.527	-1.233	-0.340	0.136	-0.047	0.010	-0.286	0.014*	0.571
SUM	x ₁	1.014*	0.646	0.301	-0.557	0.074	0.405	0.037	-0.094	-1.026	-0.109	0.692
	x ₂	-0.205	-3.198*	-0.008	2.880	0.268	-0.130	-0.066	0.063	0.068	0.081	-0.246
	x ₃	-0.283	-0.022	-1.080*	0.305	0.161	-0.315	-0.034	0.009	0.826	0.099	-0.333
	x ₄	-0.189	-3.077	-0.110	2.994*	0.244	-0.208	-0.054	0.071	0.080	0.072	-0.176
	x ₅	0.161	-1.836	-0.374	1.569	0.466*	0.227	-0.039	-0.033	-0.246	0.106	0.001
	x ₆	-0.554	-0.560	-0.458	0.838	-0.143	-0.742*	-0.028	0.085	1.010	0.039	-0.513
	x ₇	-0.335	-1.884	-0.326	1.455	0.164	-0.189	-0.112*	0.047	0.652	0.113	-0.413
	x ₈	-0.749	-1.573	-0.073	1.668	-0.121	-0.492	-0.041	0.128*	0.784	0.048	-0.423
	x ₉	-0.730	-0.154	-0.627	0.168	-0.081	-0.526	-0.051	0.070	1.425*	0.052	-0.454
	x ₁₀	0.534	1.254	0.519	-1.045	-0.238	0.139	0.061	-0.030	-0.358	-0.207*	0.629

素。络合态铝、络合态铁、碳酸钙量对土壤亚硝态氮峰值浓度直接通径系数都较小,而其通过其他因素对土壤亚硝态氮峰值浓度的间接系数之和却比较大,说明它们对土壤亚硝态氮峰值浓度的影响是通过其他因素来体现的。有机质和全氮对土壤亚硝态氮峰值浓度的直接通径系数最大,说明它们对土壤亚硝态氮峰值浓度具有强烈的直接效应。然而,它们对土壤亚硝态

表 4 各变量通径分析的决定系数

Table 4 Determinative coefficients of path analysis

次序 Order	MAX	SUM	次序 Order	MAX	SUM
1	Dyx ₂ x ₄	Dyx ₂ x ₄	6	Dyx ₃ x ₉	Dyx ₃ x ₉
2	Dyx ₂	Dyx ₂	7	Dyx ₄ x ₆	Dyx ₄ x ₆
3	Dyx ₄	Dyx ₄	8	Dyx ₉	Dyx ₉
4	Dyx ₂ x ₅	Dyx ₁ x ₉	9	Dyx ₃	Dyx ₄ x ₅
5	Dyx ₄ x ₅	Dyx ₉	10	Dyx ₆ x ₉	Dyx ₁ x ₂

氮峰值浓度的直接效应被通过其他因素对土壤亚硝态氮峰值浓度的反向间接效应所抵消。因此,从表观看来,它们与土壤亚硝态氮峰值浓度的相关性较小,不是影响土壤亚硝态氮峰值浓度的主要因素。

pH、CEC、粘粒、无定性铁对土壤亚硝态氮峰值浓度的直接通径系数较大,而且它们通过其他因素对土壤亚硝态氮峰值浓度的间接通径系数之和也较大,说明它们对土壤亚硝态氮峰值浓度除了直接效应外,通过其他因素的间接效应也较强。从表观上表现为pH、粘粒与土壤亚硝态氮峰值浓度呈显著相关;而CEC、无定形铁与土壤亚硝态氮峰值浓度有一定的相关,但均未达到显著水平。说明它们是影响土壤亚硝态氮峰值浓度的主要因素。还可发现,pH、CEC、粘粒、无定性铁四者的间接通径系数也较大,说明它们彼此间的相互作用对土壤亚硝态氮峰值浓度也有较大的影响。表4所示的土壤性质对土壤亚硝态氮峰值浓度的决定系数进一步验证了这一结果。

2.2.2 亚硝态氮累积总量与土壤性质的关系

土壤中有机质、全氮对土壤累积总量的直接通径系数最大,但其通过其他因素对土壤亚硝态氮累积总量的间接通径系数的反向抵消,因此通径系数的总和却减小了,不是影响土壤亚硝态氮累积总量的主要因素。pH、粘粒、无定形铁对土壤亚硝态氮累积总量的直接通径系数较大,而且它们通过其他因素对土壤亚硝态氮累积总量的间接通径系数之和、三者彼此间对土壤亚硝态氮累积总量的间接通径系数均较大,从表观上表现为pH与土壤亚硝态氮累积总量呈显著相关,说明无论从单因素还是彼此间的相互作用考虑,pH都是影响土壤亚硝态氮累积总量的重要因素。络合态铝、络合态铁、碳酸钙量对土壤亚硝态氮累积总量的直接通径系数小,但与其他因素相互作用的间接通径系数之和反而增大了,说明它们是通过对其他因素的影响来间接影响土壤亚硝态氮累积总量。而相反,CEC与脲酶的直接通径系数却因为其他因素的间接影响,使得通径系数之和减少,大大降低了对土壤亚硝态氮累积总量的影响。结合其与土壤亚硝态氮累积总量的相关系数可见,脲酶对土壤亚硝态氮累积总量的影响最弱。

3 结论

(1)在培养条件下,各供试土壤中亚硝态氮的峰值浓度差别很大,以褐土最高为 $146.09 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,其次是淤灌土为 $114.03 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,灰褐土和红油土分别为

45.55 和 $43.97 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,黑土、黄壤和棕壤中未检测到亚硝态氮,其余土壤中亚硝态的峰值浓度介于红油土和黑土之间都很小。土壤中亚硝态氮的峰值浓度大致出现在培养5~7 d后。各供试土壤在整个培养过程中产生亚硝态氮的累积总量各异,其中以褐土、淤灌土的累积总量最大,分别为 350.82 和 $334.51 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,最低的为水稻土和砖红壤,分别仅为 7.58 和 $13.06 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

(2)土壤pH、粘粒、无定形铁通过直接和间接效应成为影响土壤亚硝态氮峰值浓度和累积总量的主要原因,土壤脲酶活性对这两个因变量的作用均很微弱。究其原因是因为这3个因子都影响到土壤中硝化作用过程,pH直接影响到土壤硝化菌的活性,粘粒含量和无定形铁含量影响到土壤的氧化还原状况,因而影响到硝化过程的进行。

(3)就通径分析的直接效应而言,有机质和全氮对土壤亚硝态氮峰值浓度和累积总量的影响最为显著,但有机质和全氮对这两个因变量的直接效应在很大程度上被通过其他因素对其间接效应所抵消。土壤络合态铝、络合态铁虽然对两个因变量的直接效应不明显,但通过其他因素的综合作用,对两个因变量也起到了一定的作用。土壤CEC对土壤亚硝态氮峰值浓度的作用也非常显著。

参考文献:

- [1] Burns L C, Stevens R J, Smith R V, et al. The occurrence and possible sources of nitrite in a grazed, fertilized, grassland soil[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1995, 27:47-59.
- [2] 马立珊, 钱敏仁. 太湖流域水环境硝态氮和亚硝态氮污染的研究[J]. *环境科学*, 1987, 8(2):60-65.
MA L S, QIAN M R. Study of nitrate and nitrite pollution in Tai hu lake[J]. *Environment Science*, 1987, 8(2):60-65.
- [3] Burns L C, Stevens R I, Laughlin R J. Determination of the simultaneous production and consumption of soil nitrite using ^{15}N [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1995, 27:839-844.
- [4] 薛泉宏. 微生物学[M]. 北京:世界图书出版社, 2000:315-316.
XUE Q H. Microbiology[M]. Beijing: World Book Press, 2000:315-316.
- [5] Smith R V, Foy R H, Lennox C D, et al. Occurrence of NO_2^- in the Longh Neagh river system[J]. *Environ Qual*, 1995, 24:952-959.
- [6] 金相灿, 朱 莹. 我国主要湖泊和水库水体的营养特征及其变化[J]. *环境科学研究*, 1991(4):11-20.
JIN X C, ZHU X. Tropic characteristics and changes of water bodies of the main lakes and reservoirs in China[J]. *Research of Environmental Sciences*, 1991(4):11-20.
- [7] 黄家柱. 苏锡常地区地下水资源开发利用与环境保护 [J]. *农村生态环境*, 1998, 14(1):10-13.

- HUANG J Z. Exploitation and utilization of groundwater resources in Suzhou Wuxi Changzhou Area and its eco environment protection[J]. *Rural Eco-environment*, 1998, 14(1):10-13.
- [8] Cao Z H, Cai Z C. Options for inorganic fertilizer consumption and environment conservation in China[C]//Cao Z H, Pawlowski L., ed. Chemistry for Protection of the Environment. Nanjing: Nanjing University Press, 1999:20-27
- [9] Monaghan R M, Barraclough D. Some chemical and physical factors affecting the rate and dynamics of nitrification in urine-affected soil[J]. *Plant and Soil*, 1992, 143:11-18.
- [10] Morrill L G, Dawson J E. Patterns observed for the oxidation of NH_4^+ to NO_3^- by soil organisms[J]. *Soil Science of America Proceedings*, 1967, 31:757-760.
- [11] Passioura J B, Wetselaar R. Consequence of banding nitrogen fertilizer in soil II. Effects of the growth of wheat roots[J]. *Plant and Soil*, 1972, 36:461-473.
- [12] Wetselaar R, Passioura J, Singh B R. Consequences of banding nitrogen fertilizer in soil I. Effects on nitrification[J]. *Plant and Soil*, 1972, 36:159-175.
- [13] Elliot G C. Effects of inhibitors of microbial activity on urea hydrolysis and nitrification in a soilless potting medium[J]. *Acta Horticulture*, 1989, 238:173-180.
- [14] Shen Q R, Ran W. Mechanisms of nitrite accumulation occurring in soil nitrification[J]. *Chemosphere*, 2003, 50:747-753.
- [15] 崔敏, 冉伟, 沈其荣. 水溶性有机质对土壤硝化作用过程的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2006, 22(3):45-50.
- CUI M, RAN W, SHEN Q R. Effects of dissolved organic matter on nitrification in soil[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2006, 22(3):45-50.
- [16] Jones R D, Schwab A P. Nitrate leaching and nitrite occurrence in a fine-textured soil[J]. *Soil Science*, 1993, 155:272-281.
- [17] Singh M, Pabbi S, Bhattacharya A K, et al. Nitrite accumulation in coastal clay soil of India under inadequate subsurface drainage[J]. *Agricultural Water Management*, 2007, 91:78-85.
- [18] 冉伟, 沈其荣, 郑金伟. 土壤硝化作用过程中亚硝态氮的累积研究[J]. 土壤学报, 2000, 37(4):474-481.
- RAN W, SHEN Q R, ZHEN J W. Nitrite accumulation in the process of nitrification in different agricultural soils of China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2000, 37(4):474-481.
- [19] 关松荫, 张德生, 张志明. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 农业出版社, 1986:297-313.
- GUAN S Y. Soil enzyme and methodology for soil enzyme [M]. Beijing: Agriculture Press, 1983:260-339.
- [20] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000:432-437.
- BAO S D. Analysis of soil and agricultural chemistry[J]. Beijing: China Agricultural Press, 2000:432-437.
- [21] 张国桢, 李世清. 三种氨态氮肥在石灰性土壤中硝化作用的模拟研究[J]. 干旱地区农业研究, 2007, 25(6):177-182.
- ZHANG G Z, LI S Q. Effects of the conservation tillage on the physico-chemical characteristics of soil surface in the semi-areas of the Loess plateau[J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2007, 25(6):177-182.
- [22] 丁洪, 蔡贵信, 王跃思, 等. 华北平原几种主要类型土壤的硝化及反硝化活性[J]. 农业环境保护, 2001, 20(6):390-393.
- DING H, CAI G X, WANG Y S, et al. Nitrification and denitrification potential in different types of soils in the North China plain[J]. *Agro-environment Protection*, 2001, 20(6):390-393.
- [23] 明道绪. 通径分析[M]. 雅安: 四川农业大学出版社, 1990.
- MING D X. Path analysis[M]. Ya'an: Agriculture Press of Sichuan, 1990.
- [24] 袁志发, 周静芊. 多元统计分析[M]. 北京: 科学出版社, 2002:110-130.
- YUAN Z F, ZHOU J Y. Multivariate statistical analysis[M]. Beijing: Science Press, 2002:110-130.
- [25] 赫余详. 土壤微生物[M]. 北京: 科学出版社, 1982:67-91.
- HE Y X. Soil microbiology[M]. Beijing: Science Press, 1982:67-91.