

铁氧化物影响土壤硝化作用动力学的作用机制

赵永鹏, 李仕伟, 黄学茹, 张荟婷, 罗红燕, 蒋先军

(西南大学资源环境学院, 重庆 400715)

摘要: 为探究铁氧化物对土壤硝化动力学的影响,以全铁含量低的酸性潮土(pH4.9)和中性潮土(pH7.2)为研究对象,通过 7 d 的室内恒温(28 ℃)培养,研究了不同 pH 土壤在添加 0(对照),0.5%,1%,3%,5%,10%(重量比)铁氧化物后的硝化动力学过程。结果表明:铁氧化物加入量超过 3%,则改变中性潮土的硝化动力学过程由一级变为零级模型。不同含量铁氧化物加入后,酸性潮土的硝化过程均符合一级动力学模型。加铁处理的酸性潮土,其净矿化速率均显著高于不加铁处理。加铁量为 10%处理的净矿化速率为 4.12 mg/(kg·d),是不加铁处理的 7.82 倍。随着铁氧化物加入量的增加,酸性潮土净硝化速率显著升高而中性潮土净硝化速率却显著下降。酸性潮土中铁氧化物加入量超过 3%的处理,其净硝化速率极显著高于加铁量小于 3%的处理。总之,铁氧化物的加入显著促进酸性潮土的净硝化速率,对中性潮土的净硝化速率却有显著抑制作用,并且加入量越大对 2 种土壤的作用效果越显著。3%的铁氧化物加入量是显著影响酸性潮土和中性潮土硝化作用的临界值。

关键词: 铁氧化物; 硝化作用; 酸性潮土; 中性潮土

中图分类号: S154.2

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2016)05-0212-06

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2016.05.035

Mechanisms of Fe Oxide's Effects on Nitrification Kinetics in Soils

ZHAO Yongpeng, LI Shiwei, HUANG Xueru, ZHANG Huiting, LUO Hongyan, JIANG Xianjun

(College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400715)

Abstract: In order to quest the effects of Fe oxide on nitrification in soils, a acidic fluvo-aquic soil (pH 4.9) and a neutral fluvo-aquic soil (pH 7.2) with low total iron were selected as materials. Indoor incubation method was used to investigate the time-dependent kinetic of net nitrification after the two soils were amended with 0 (control), 0.5%, 1%, 3%, 5%, 10% Fe oxide by weight. The results showed that, nitrification was best fitted by a first-order kinetic model for neutral soil with less than 3% Fe oxide amendment. However, it was best fitted by a zero-order kinetic model when more than 3% Fe oxide were added. For acid soil, nitrification was best fitted by a first-order kinetic model regardless of the addition amount of Fe oxide. Net mineralization rate of the acid soil increased significantly after the addition of different amount Fe oxide, and the highest mineralization rate was found for 10% Fe oxide amendment (4.12 mg/(kg·d)), which was 7.82 times higher than unamended soil. With the increase of iron oxide addition amount, the net nitrification rate of acid soil significantly increased while the net nitrification rate of neutral soil decreased significantly. The net nitrification rates of acid soil with 3% and more Fe oxide amendment were extremely significantly higher than that of soils with less amendment. Overall, Fe oxide addition stimulated net nitrification rates in the low pH soil (pH 4.9), while the opposite occurred in the high pH soil (pH 7.2), and the greater amount were added, the more significant effects were observed. 3% Fe oxide amendment was the critical value that significantly influence nitrification of the acid fluvo-aquic soil and neutral fluvo-aquic soil.

Keywords: Fe oxide; nitrification; acid fluvo-aquic soil; neutral fluvo-aquic soil

硝化作用是氮循环中的重要环节,是土壤生态系统中控制硝态氮淋溶及 N₂O 气体排放的关键途径。铁的氧化和还原过程与土壤 N 素的生物及非生物转

化过程耦合发生^[1-2]。厌氧条件下,铁氧化物可作为电子受体,将 NH₄⁺-N 氧化为 NO₂⁻ 或 N₂O 或 N₂,同时铁的氧化物被还原^[3-4]。还原态的铁又可以充当

收稿日期:2016-05-07

资助项目:国家自然科学基金(41271267);重庆市自然科学基金(Cstc2012JJA80024)

第一作者:赵永鹏(1990—),男,硕士研究生,主要从事土壤肥力与生态研究。E-mail:zhaoyongp1024@163.com

通信作者:蒋先军(1970—),男,博士,教授,主要从事土壤肥力与生态研究。E-mail:jiangxj@swu.edu.cn

电子供体,将 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 还原^[5]。 Fe^{2+} 氧化与 NO_3^- 还原耦合过程已在湿地土壤及沉积物中被证实^[6-7]。铁氧化物可能是缺氧环境中重要的电子受体^[8]。此外,缺氧条件下,铁氧化物还原与土壤有机质矿化、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 生成量显著相关^[9]。

影响铁氧化还原状态的因素包括 pH、 O_2 、腐殖质及铁氧化还原微生物。铁氧化物溶解度随着 pH 降低而增加,低 pH 环境中 Fe^{3+} 浓度较高^[6]。在溶液中,低含量铁可促进硝化细菌生长,而铁含量高时对硝化细菌有毒害作用^[10]。大多硝化微生物附属在土壤表面,受土壤颗粒表面性质、电化学性质影响显著^[11]。铁氧化物是土壤胶体颗粒的组成部分,具有比表面积大、表面活性高的特性,可通过影响土壤颗粒性质进而影响硝化微生物。土壤中铁氧化物含量的高低,影响着铁的氧化还原及土壤胶体颗粒表面性质。近期研究发现,添加 5% 赤铁矿造成微酸性紫色土中氨氧化细菌(AOB)及氨氧化古菌(AOA)的氨单加氧酶基因(amoA)拷贝数显著降低^[12]。

铁氧化物在缺氧及好氧条件下都能影响土壤的硝化过程,但作用机制复杂,铁氧化物显著影响硝化作用的临界值及主导途径尚需进一步研究。本试验选用全铁含量低的酸性潮土和中性潮土为供试土壤,通过外源添加铁氧化物,室内培养法研究了不同 pH 土壤加入不同含量铁氧化物后的硝化过程,旨在探究铁氧化物对土壤硝化作用的影响及作用机制。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

酸性潮土和中性潮土均采自重庆市北碚区歇马镇大磨滩村(106.394°E,29.759°N)。该区属亚热带季风气候,年平均温度 18.30℃,年平均日照时数 1 276.6 h,年平均降雨量 1 105.4 mm,年平均无霜期 334 d。母质均为第四系全新统河流沉淀物,属于冲击新成潮土。

样品采集于 2014 年 5 月,每种土壤分别随机选择 3 个取样点,共计 6 个采样点。采集 0—20 cm 表层土壤,充分混合均匀并除去明显非土壤成分。部分土样于室温下自然风干至微干,过 2 mm 筛备用。另一部分土样风干,过 1 mm 筛,用于测定基本化学性质。

pH 为 4.9 的酸性潮土,其土壤基本性质为:有机氮含量 18.0 g/kg,全氮含量为 0.73 g/kg,全铁含量为 16.3 g/kg,有效铁含量为 132 mg/kg。pH 为 7.2 的中性潮土,其土壤基本性质为:有机氮含量 13.9 g/kg,全氮含量为 0.68 g/kg,全铁含量为 27.5 g/kg,有效铁含量为 5.64 mg/kg。

1.2 土壤样品处理

外源添加铁氧化物选用结晶性弱,在土壤中分布

范围广的水铁矿。水铁矿的制备参照 Cornell 和 Schwertmann 实验室制备法^[13]。步骤为:(1)将 40 g $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ 溶于 500 mL 去离子水中,搅拌条件(搅拌机搅拌)下逐滴加入 1 mol/L NaOH 约 330 mL,调节悬液 pH 至 7~8,静置,移除上清液。重复用去离子水洗涤,直至悬液电导率小于 20 $\mu\text{S}/\text{m}$ 。(2)取少量悬液离心并冷冻干燥,磨碎,过 60 目筛,测定所制水合氧化铁的 XRD 图谱。图谱无波峰,表明制备的铁氧化物为弱结晶体。

调节水铁矿 pH 与土壤样品 pH 相同。分别按照 0% (即不加铁),0.5%,1%,3%,5%,10% 的重量比加入到酸性潮土和中性潮土中,混合均匀,风干后过 2 mm 筛装袋备用。酸性潮土和中性潮土分别得到 6 个土壤子样品。

1.3 培养试验

称取相当于 20.00g 烘干土重的制备土壤样品,装入 150 ml 三角瓶内,均匀滴入 5 ml $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 溶液(相当于每 1 kg 土中含 N 量为 6 mmol)。调节含水量为 100% 田间最大持水量(即 100% WHC),保鲜膜封口,扎空(保证通气,防止水分蒸发),28℃ 恒温黑暗培养。每隔 1 d 补足失水。分别在培养的第 0,1,3,5,7 天进行随机破坏性取样,测定土壤 pH、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量。所有处理均设 3 次重复。

1.4 测定方法

土壤 pH 用 1:2.5 土水比电位法测定;有机质用重铬酸钾容量法测定;全氮用开氏法测定; $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 用紫外分光光度法测定; $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 用靛酚蓝比色法测定;全铁用碳酸钠熔融—原子吸收分光光度法测定;酸性潮土和中性潮土中的有效铁分别用 0.1mol/L HCl 和 DTPA—BaCl₂—TEA 提取,然后用原子吸收分光光度法测定^[14]。

1.5 数据处理

用一级和零级动力学方程来描述硝态氮含量与时间的关系。一级和零级动力学方程式分别为^[15]:

$$N = N_0 + N_p(1 - \exp(-k_1 t))$$

$$N = N_0 + k_0 t$$

$$V_p = k_1 \times N_p$$

式中: N 为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度(mg/kg); N_0 为初始 NO_3^- 浓度(mg/kg); N_p 为潜在硝化势; k_1 和 k_0 分别为一级和零级硝化速率常数; V_p 为潜在硝化速率。

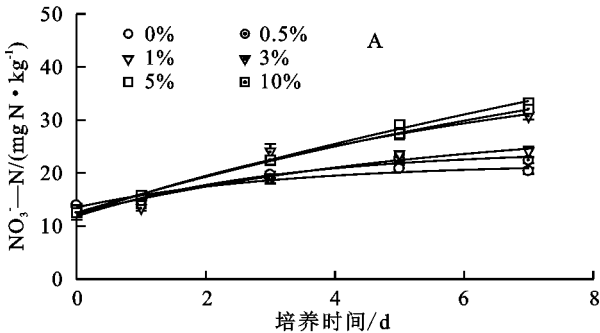
测定数据采用 Excel2013 软件进行数据处理,采用 SPSS22.0 软件中的单因素方差分析(ANOVA)进行显著性检验,并结合 SigmaPlot12.0 软件作图。

2 结果与分析

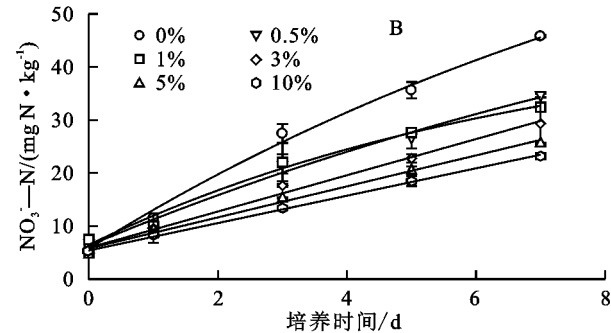
2.1 铁氧化物对土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的影响

图 1 表示酸性潮土(图 1A)和中性潮土(图 1B)

中加入不同含量铁氧化物后,土壤中硝态氮含量随培养时间的变化。由图 1 可知,2 种土壤所有处理的硝态氮含量均随培养时间的增长而增加,但增加量不同。至 7 d 培养结束,铁氧化物加入量为 0% 的酸性潮土,NO₃⁻-N 的增加量最低,仅增加了 6.46 mg/kg。加入铁氧化物后的酸性潮土,NO₃⁻-N 的增加量随铁氧化物加入量的增加而增加,增加量为不加铁处理的 1.57~3.02 倍。其中,当加铁量从 1% 增加至 3% 时,NO₃⁻-N



的增加幅度下降较大。与酸性潮土不同,至 7 d 培养结束,铁氧化物加入量为 0% 的中性潮土,NO₃⁻-N 的增加量最高,增加了 39.45 mg/kg。中性潮土中,NO₃⁻-N 的增加量随铁氧化物加入量的增加而降低,增加量为不加铁处理的 44.16%~70.24%。其中,当加铁量从 0% 增加至 0.5% 时,NO₃⁻-N 的增加幅度下降较大。7 d 培养过程中,不同处理的 2 种土壤,NO₃⁻-N 含量均在 0~3 d 增速最快。

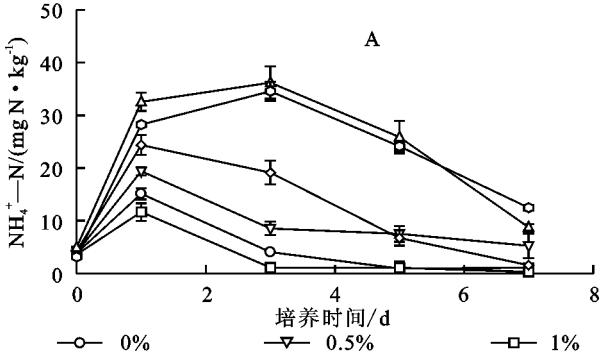


注:A、B 分别表示酸性潮土和中性潮土;0%,0.5%,1%,3%,5%和 10% 分别表示土壤中加入铁氧化物的含量;误差线表示标准差。

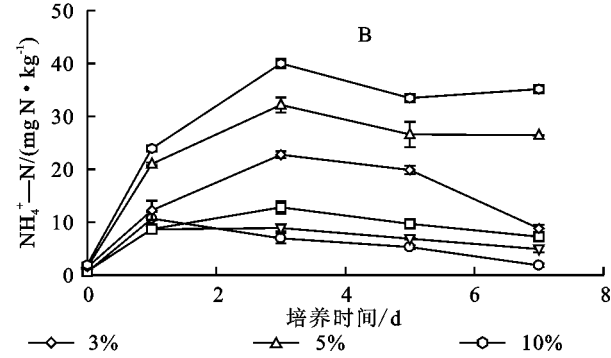
图 1 不同含量铁氧化物加入后土壤中硝态氮含量随培养时间的变化

2.2 铁氧化物对土壤 NH₄⁺-N 的影响

图 2 表示酸性潮土和中性潮土中加入不同含量铁氧化物后,土壤中铵态氮含量随培养时间的变化。对酸性潮土而言(图 2A),铁氧化物加入量为 5%,10% 时,土壤中铵态氮含量在第 3 天达到最高(>34.57 mg/kg),显著高于其他处理($P<0.05$),之后迅速降低直至培养结束。铁氧化物加入量为 0%,0.5%,1%,3% 时,酸性潮土铵氮含量在第 1 天达到最高,之



后一直下降。中性潮土中铵态氮变化情况与酸性潮土不同(图 2B)。外源铵加入后,铁氧化物加入量为 0% 的中性潮土中,铵态氮含量在第 1 天达到最高(10.67 mg/kg),之后一直降低直至培养结束。中性潮土加入不同含量铁氧化物后,土壤铵态氮含量均在第 3 天达到最高。7 d 培养时间内,中性潮土铵态氮增加量随着铁氧化物加入量的增加而增加,加铁处理显著高于不加铁处理($P<0.05$)。



注:A、B 分别表示酸性潮土和中性潮土;0%,0.5%,1%,3%,5%和 10% 分别表示土壤中加入铁氧化物的含量;误差线表示标准差。

图 2 不同含量铁氧化物加入后土壤中铵态氮含量随培养时间的变化

2.3 铁氧化物对土壤硝化动力学的影响

不同处理土壤的硝化动力学过程由一级或零级动力学方程进行模拟,所得参数如表 1 所示。由表 1 可知,酸性潮土加入不同含量铁氧化物后,其硝化动力学过程均符合一级动力学模型。随着铁氧化物加入量的增加,酸性潮土的潜在硝化势(N_p)逐渐增大,最大值为 69.00 mg/kg(加入量为 5% 的处理),最小值仅为 8.29 mg/kg(不加铁处理)。硝化速率常数(k_1)随铁氧化物加入量的增加而减小,加铁处理的潜在硝化速率(V_p)均高于不加铁处理。铁氧化物加入

后酸性潮土的净硝化速率显著提高,且加入量越大对硝化作用的促进作用越明显。当铁氧化物加入量>3% 时,差异达到极显著水平($P<0.01$)。铁氧化物加入量为 10% 的处理,其净硝化速率是不加铁处理的 3.03 倍。中性潮土中,铁氧化物加入量为 0%,0.5%,1% 时,土壤的硝化动力学过程符合一级动力学模型;而加入量为 3%,5%,10% 时,则符合零级动力学模型(R^2 均>0.991)。随着铁氧化物加入量的增加,硝化速率常数(k_0)、潜在硝化势(N_p)、潜在硝化速率(V_p)均逐渐减小。 N_p 、 V_p 最大值均出现在

0%处理,分别为 86.18 mg /kg,7.76 mg/(kg · d)。 化 物 加 入 量 越 大 土 壤 净 硝 化 速 率 越 低,不 加 铁 处 理 的 净 硝 化 速 率 显 著 高 于 加 铁 处 理 ($P<0.05$)。

表 1 用一级或零级动力学方程对硝化动力学参数模拟结果

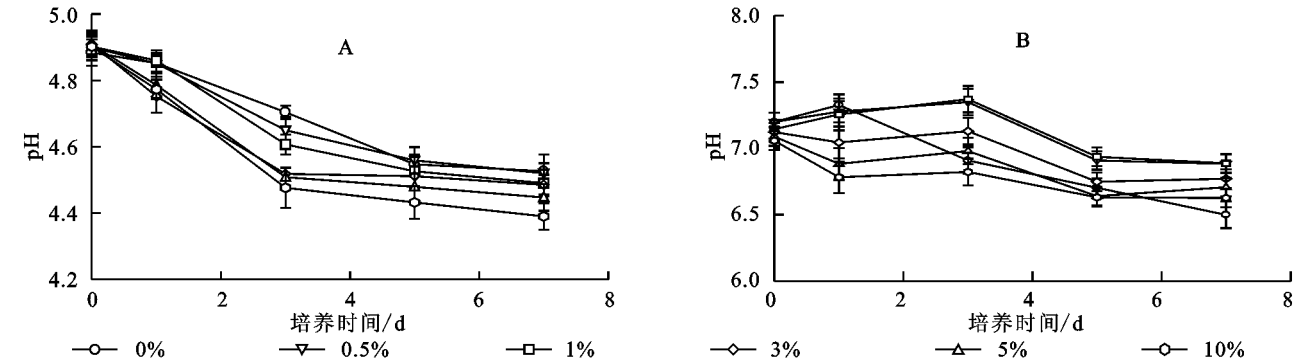
土壤类型	加铁量/ (W/W,%)	模型	N_p / (mg · kg ⁻¹)	k_0 / (mg · kg ⁻¹ · d ⁻¹) 或 k_1 / (d ⁻¹)	R^2	V_p / (mg · kg ⁻¹ · d ⁻¹)	V_a / (mg · kg ⁻¹ · d ⁻¹)
酸性潮土	0	一级动力学	8.29	0.32	0.959	2.65	0.92d
	0.5	一级动力学	12.19	0.31	0.987	3.77	1.44c
	1	一级动力学	17.67	0.17	0.971	2.95	1.56c
	3	一级动力学	30.70	0.14	0.956	4.27	2.46b
	5	一级动力学	69.00	0.05	0.995	3.59	2.74ab
	10	一级动力学	43.37	0.09	0.999	3.71	2.79a
中性潮土	0	一级动力学	86.18	0.09	0.994	7.76	5.62a
	0.5	一级动力学	70.20	0.07	0.987	4.91	3.95b
	1	一级动力学	41.75	0.14	0.987	5.85	3.56bc
	3	零级动力学		3.42	0.991		3.49c
	5	零级动力学		2.92	0.992		2.99d
	10	零级动力学		2.58	0.998		2.61e

注:表中用动力学方程进行拟合时使用的是硝态氮含量的平均值; N_p 为潜在硝化势; k_0 、 k_1 分别为零级、一级动力学方程的硝化速率常数; V_p 为潜在硝化速率($V_p=k_1 \cdot N_p$); V_a 为实际平均硝化速率,纵列字母不同表示差异显著($P<0.05$,LSD)。

2.4 铁氧化物对土壤 pH 的影响

图 3 表示酸性潮土和中性潮土中加入不同含量铁氧化物后,土壤 pH 随培养时间的变化。在 7 d 培养过程中,加入不同含量铁氧化物的酸性潮土,其 pH 值一直降低。至培养结束,不加铁处理的酸性潮土,其 pH 下降最少(0.36 个 pH 单位),与加入量为 0.5%,1% 的处理无显著性差异,与加入量为 3%,

5%,10% 的处理差异显著 ($P<0.05$)。铁氧化物加入量越大,酸性潮土的 pH 值下降越多。与酸性潮土相同,加入不同含量铁氧化物后的中性潮土,其 pH 值呈下降趋势。不加铁处理的中性潮土,其 pH 下降最多(0.7 个 pH 单位),显著高于加铁处理 ($P<0.05$)。各加铁处理之间,铁氧化物加入量越大土壤 pH 下降越多,但无显著性差异。



注:A、B 分别表示酸性潮土和中性潮土;0%,0.5%,1%,3%,5%和 10% 分别表示土壤中加入铁氧化物的含量;误差线表示标准差。

图 3 不同含量铁氧化物加入后土壤 pH 随培养时间的变化

3 讨论

铁氧化物的加入显著促进了酸性潮土的净硝化速率,对中性潮土的净硝化速率却表现出显著的抑制作用。铁氧化物加入量越大对 2 种土壤的作用效果越显著。酸性潮土中铁氧化物加入量大于 3% 的处理,其净硝化速率极显著高于加铁量小于 3% 的处理。铁氧化物加入量超过 3%,则改变中性潮土硝化动力学过程由一级变为零级模型。

3.1 铁氧化物对酸性潮土硝化动力学的影响

铁氧化物的加入显著促进酸性潮土净硝化速率,原因可能是铁氧化物加入后提高了酸性潮土的净矿

化速率。本试验中,酸性潮土净矿化速率随着铁氧化物加入量的增加而显著升高。铁氧化物加入量为 10% 的酸性潮土,其净矿化速率(4.12 ± 0.05) mg/(kg · d)是不加铁处理的 7.82 倍。表明铁氧化物的加入促进了酸性潮土中有机氮矿化,从而维持酸性潮土中较高的铵浓度。前人研究发现,铁促进森林土壤中可溶性有机碳的有效性,进而显著促进有机质矿化分解^[9]。Jiang 等^[11]人也发现,铁氧化物还原率与有机氮矿化速率显著相关,氨氮生成量与还原态铁含量显著相关。酸性潮土中 Fe 溶解度高,可促进有机氮矿化进而维持酸性条件下较高的氨氮浓度。

硝化作用的底物为 NH₃。由于 NH₃ 的酸度系

数较高($\text{NH}_3 + \text{H}^+ \rightarrow \text{NH}_4^+$; $\text{pK}_a = 9.25$),酸性土壤中 NH_3 浓度很低,这是限制酸性土壤硝化作用的主要因子。相比氨氧化细菌(AOB),氨氧化古菌(AOA)对 NH_3 的亲合力更高^[16],能利用低浓度 NH_3 进行硝化作用,是酸性土壤中硝化作用的主导微生物^[17]。前人研究发现:酸性土壤中,AOA 优先利用有机氮矿化产生的 NH_3 而非外源添加的氮源^[18]。利用同位素示踪法,Booth 等^[19] 人发现,pH 低于 5 的土壤中矿化速率高时则发生强烈硝化作用。因此,铁氧化物加入后酸性潮土中有机氮矿化加快,氨氧化古菌(AOA)利用矿化作用产生的低浓度 NH_3 ,进而促进酸性潮土的硝化作用。

铁氧化物加入后酸性潮土的净硝化速率显著升高($P < 0.05$),且加入量越大净硝化速率越高(表 1)。当铁氧化物加入量由 1% 增加至 3% 时,酸性潮土净硝化速率提高 57.79%,变化幅度最大,差异达到极显著水平($P < 0.01$)。继续增加铁氧化物加入量对提高酸性潮土净硝化速率的效果较弱(表 1)。这表明 3% 的铁氧化物加入量是显著影响酸性潮土硝化作用的临界值。

氮素循环伴随着 H^+ 的吸收和释放,硝化作用每氧化 1 mol NH_4^+ 为 NO_3^- ,向环境中释放 2 mol H^+ 。硝化作用的快慢直接影响到 pH 的变化。本研究中,加入不同含量铁氧化物后的酸性潮土,其 pH 均一直下降,且加铁量越多 pH 下降幅度越大,表明不同处理的酸性潮土中均发生了硝化作用,加铁量越高硝化作用越强。Jiang 等^[12] 人研究发现,酸性黄壤中(pH4.2)加入 5% 的赤铁矿后,氨单加氧酶基因拷贝数略有降低,但不显著。本试验结果表明,加入不同含量铁氧化物的酸性潮土,其硝化动力学过程均符合一级动力学模型,表明限制硝化作用的因子是硝化底物氨而非硝化微生物,表明铁氧化物的毒害作用对有效铁含量较高的酸性土壤似乎并不显著。

3.2 铁氧化物对中性潮土硝化动力学的影响

硝化作用是典型的微生物过程,硝化底物 NH_3 和硝化微生物活性是限制硝化作用的主要因素。本研究中,与不加铁处理相比,铁氧化物加入后,中性潮土的净硝化速率显著下降(表 1)。加铁量从 0% 到 0.5%,中性潮土净硝化速率下降 29.76%,变化幅度最大,各加铁处理的净硝化速率为不加铁处理的 44.16%~70.24%。Blaise 等^[20] 发现,硫铁矿的加入抑制中性淋溶土的氨氧化过程,且加入量越大抑制作用越明显,与本试验结果一致。

铁氧化物对硝化微生物的毒害作用可能是中性潮土净硝化速率下降的原因。Meiklejohn^[10] 发现高浓度铁($>112 \text{ mg/L}$)对硝化微生物有毒害作用。Jiang 等^[12] 人

研究发现,微酸性紫色土(pH 5.8)加入 5% 的赤铁矿后,土壤中氨氧化微生物的功能基因拷贝数显著下降。本试验采用的水铁矿比赤铁矿表面积更大,表面活性更高^[13]。水铁矿的加入对氨氧化微生物的毒害作用可能更显著。铁氧化物对中性潮土净硝化作用的影响,尚需从氨氧化微生物角度进行进一步研究。

零级和一级动力学模型都可用来描述土壤中发生的硝化过程^[15]。本研究中,铁氧化物加入量为 0%,0.5%,1% 的中性潮土,其硝化过程符合一级动力学模型,但加入量为 3%,5%,10% 的中性潮土却符合零级动力学模型(表 1)。这表明铁氧化物加入量超过 3% 后,中性潮土硝化作用的限制因子由硝化底物 NH_3 变为硝化微生物,同时也能说明铁氧化物的加入对硝化微生物产生毒害作用。中性潮土净硝化速率随着铁氧化物加入量的增加而显著下降($P < 0.05$,表 1),加入量超过 3% 时差异达到极显著水平($P < 0.01$)。这表明 3% 的铁氧化物加入量是显著影响中性潮土硝化作用的临界值。

4 结论

(1)铁氧化物的加入显著促进酸性潮土的净硝化速率,对中性潮土的净硝化速率却有显著抑制作用,并且铁氧化物加入量越大对 2 种土壤的作用效果越显著。

(2)3% 的铁氧化物加入量是显著影响酸性潮土和中性潮土硝化作用的临界值。

参考文献:

- [1] Zhu B X, Cavazos A R, Ostrom N E, et al. The importance of abiotic reactions for nitrous oxide production [J]. *Biogeochemistry*, 2015, 126(3): 1-17.
- [2] Li Y C, Yu S, Strong J, et al. Are the biogeochemical cycles of carbon, nitrogen, sulfur, and phosphorus driven by the "FeIII-FeII redox wheel" in dynamic redox environments? [J]. *Journal of Soils & Sediments*, 2012, 12(5): 683-693.
- [3] Yang X R, Li H, Nie A S, et al. Potential contribution of anammox to nitrogen loss from paddy soils in southern China [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2015, 81(3): 938-947.
- [4] Ding L J, An X L, Li S, et al. Nitrogen loss through anaerobic ammonium oxidation coupled to iron reduction from paddy soils in a chronosequence [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(18): 10641-10647.
- [5] Dubinsky E A, Silver W L, Firestone M K. Tropical forest soil microbial communities couple iron and carbon biogeochemistry [J]. *Ecology*, 2010, 91(9): 2604-2612.
- [6] Weber K A, Achenbach L A, Coates J D. Microorganisms pumping iron: anaerobic microbial iron oxidation and reduction [J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2006, 4(10): 752-764.

- [7] Senn D B, Hemond H F. Nitrate controls on iron and arsenic in an urban lake[J]. Science, 2002, 296(5577): 2373-2376.
- [8] Park W, Nam Y K, Lee M J, et al. Anaerobic ammonia-oxidation coupled with Fe^{3+} reduction by an anaerobic culture from a piggery wastewater acclimated to $\text{NH}_4^+/\text{Fe}_3^+$ medium[J]. Biotechnology and Bioengineering, 2009, 14(5): 680-685.
- [9] Hall S J, Silver W L. Iron oxidation stimulates organic matter decomposition in humid tropical forest soils[J]. Global Change Biology, 2013, 19(9): 2804-2817.
- [10] Meiklejohn J. Iron and the nitrifying bacteria[J]. Journal of General Microbiology, 1953, 8(1): 58-65.
- [11] Jiang X, Ma Y, Yuan J, et al. Soil particle surface electrochemical property effects on abundance of ammonia-oxidizing bacteria and ammonia-oxidizing archaea, NH_4^+ activity, and net nitrification in an acid soil[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2011, 43(11): 2215-2221.
- [12] Jiang X, Xin X, Li S, et al. Effects of Fe oxide on N transformations in subtropical acid soils[J]. Scientific Reports, 2015(5): 1-7.
- [13] Cornell R M, Cornell R. The iron oxides: structure properties reactions occurrences and uses[J]. Mineralogical Magazine, 2003, 34(408): 740-741.
- [14] 杨剑虹, 王成林, 代亭林. 土壤农化分析与环境监测[M]. 北京: 中国大地出版社, 2008.
- [15] Oorts K, Merckx R, Gréhan E, et al. Determinants of annual fluxes of CO_2 and N_2O in long-term no-tillage and conventional tillage systems in northern France[J]. Soil and Tillage Research, 2007, 95(1): 133-148.
- [16] Martens-Habben W, Berube P M, Urakawa H, et al. Ammonia oxidation kinetics determine niche separation of nitrifying Archaea and Bacteria[J]. Nature, 2009, 461(7266): 976-979.
- [17] Jiang X, Hou X, Zhou X, et al. pH regulates key players of nitrification in paddy soils[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2014, 81: 9-16.
- [18] Levi ĉnik — Höfferle Š, Nicol G W, Ausec L, et al. Stimulation of thaumarchaeal ammonia oxidation by ammonia derived from organic nitrogen but not added inorganic nitrogen[J]. FEMS Microbiology Ecology, 2012, 80(1): 114-123.
- [19] Booth M S, Stark J M, Rastetter E. Controls on nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: a synthetic analysis of literature data[J]. Ecological Monographs, 2005, 75(2): 139-157.
- [20] Blaise D, Amberger A, Tucher V S. Influence of iron pyrites and dicyandiamide on nitrification and ammonia volatilization from urea applied to loess brown earths (luvisols)[J]. Biology and Fertility of Soils, 1997, 24(2): 179-182.
- (上接第 211 页)
- [9] Vertessy R A, Hatton T J, Reece P, et al. Estimating stand water use of large mountain ash trees and validation of the sap flow measurement technique[J]. Tree Physiology, 1998, 17(12): 747-756.
- [10] 刘文国, 刘玲, 张旭东, 等. 杨树人工林树干液流特性及其与影响因子关系的研究[J]. 水土保持学报, 2010, 24(2): 96-101.
- [11] Granier A. A new method of sap flow measurement in tree stems[J]. Annales Des Sciences Forestieres, 1985, 42(2): 193-200.
- [12] Campbell G S, Campbell G S. An introduction to environmental biophysics/Gaylon S. Campbell[J]. Photosynthetica, 1998, 36(1-2): 30-30(1)
- [13] Ma L, Lu P, Zhao P, et al. Diurnal, daily, seasonal and annual patterns of sap-flux-scaled transpiration from an Acacia mangium plantation in South China[J]. Annals of Forest Science, 2008, 65(4): 402-411.
- [14] Macinnis N C, Wyse S, Veale A, et al. Sap flow of the southern conifer, *Agathis australis* during wet and dry summers[J]. Trees, 2015, 30(1): 1-15.
- [15] 王文杰, 孙伟, 邱岭, 等. 不同时间尺度下兴安落叶松树干液流密度与环境因子的关系[J]. 林业科学, 2012, 48(1): 77-85.
- [16] 桑玉强, 张劲松. 华北山区核桃液流变化特征及对不同时间尺度 ET0 的响应[J]. 生态学报, 2011(23): 6828-6836.
- [17] 涂洁, 刘琪璟, 王辉民, 等. 亚热带红壤区青冈栎液流特征及其与气象因子的相关性[J]. 东北林业大学学报, 2013(9): 38-41.
- [18] 凡超, 邱燕萍, 李志强, 等. 荔枝树干液流速率与气象因子的关系[J]. 生态学报, 2014, 34(9): 2401-2410.
- [19] 梅婷婷, 王传宽, 赵平, 等. 木荷树干液流的密度特征[J]. 林业科学, 2010, 46(1): 40-47.
- [20] 赵平, 饶兴权, 马玲, 等. 基于树干液流测定值进行尺度扩展的马占相思林段蒸腾和冠层气孔导度[J]. 植物生态学报, 2006, 30(4): 655-665.
- [21] 程静, 欧阳旭, 黄德卫, 等. 鼎湖山针阔叶混交林 4 种优势树种树干液流特征[J]. 生态学报, 2015, 35(12): 4097-4104.
- [22] 杨瑞, 喻理飞, 戴全厚. 喀斯特区云南鼠刺树干液流及土壤水分动态[J]. 水土保持通报, 2015, 35(2): 89-93.
- [23] 倪广艳, 赵平, 朱丽薇, 等. 荷木整树蒸腾对干湿季土壤水分的水力响应[J]. 生态学报, 2015, 35(3): 652-662.
- [24] 马建新, 陈亚宁, 李卫红, 等. 荒漠防护林典型树种液流特征及其对环境因子的响应[J]. 生态学报, 2010, 30(3): 579-586.
- [25] 吴芳, 陈云明, 于占辉. 黄土高原半干旱区刺槐生长盛期树干液流动态[J]. 植物生态学报, 2010, 34(4): 469-476.