

施用硫酸铵对黄土高原地区不同类型土壤CO₂释放的影响

孟 延^{1,2}, 蔡 苗^{1,2}, 师倩云^{1,2}, 周建斌^{1,2*}

(1.西北农林科技大学资源环境学院, 陕西 杨凌 712100; 2.农业部西北植物营养与农业环境重点实验室, 陕西 杨凌 712100)

摘 要:采用密闭培养法研究了未灭菌及灭菌条件下施用硫酸铵对陕西黄土高原地区的四种石灰性土壤(塬土、黑垆土、黄绵土和风沙土)pH值、矿质态氮含量及CO₂释放量的影响。结果表明:经过46 d的培养,未灭菌条件下施用硫酸铵后不同土壤CO₂释放量相比各不施氮土壤均有所提高,培养结束时塬土、黑垆土、黄绵土和风沙土分别比不施氮各土壤CO₂释放量增加了26.9%、19.5%、68.8%及46.1%;采用哌嗪-1,4-二乙磺酸(PIPES)缓冲的HgCl₂溶液灭菌后,培养期间土壤pH值降低幅度小于未灭菌土壤,矿质态氮含量稳定,CO₂释放量明显降低,表明灭菌效果良好,有效抑制了土壤有机质矿化及铵态氮的硝化作用。灭菌条件下相比不施氮土壤,施氮后四种土壤CO₂累积释放量仍平均增加了25.5%。一方面与硫酸根的存在能导致土壤酸化促进碳酸盐分解有关,另一方面也与土壤溶液的分压作用导致CO₂产生有关,表明石灰性土壤培养过程中释放的CO₂不仅来自有机质,也可来自无机碳。我国西北无机碳储量巨大,应在今后的农业生产中重视生理酸性氮肥对土壤无机碳释放的影响。

关键词:土壤类型;碳释放;灭菌;无机碳;矿质态氮;土壤pH

中图分类号:S153.6 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2015)07-1414-08 doi:10.11654/jaes.2015.07.026

Effect of Ammonium Sulfate Application on CO₂ Emissions from Four Different Soils in Loess Plateau

MENG Yan^{1,2}, CAI Miao^{1,2}, SHI Qian-yun^{1,2}, ZHOU Jian-bin^{1,2*}

(1. College of Natural Resource and Environment, Northwest A&F University, Yangling 712100, China; 2. Key Laboratory of Plant Nutrition and the Agri-environment in Northwest China, Ministry of Agriculture, Yangling 712100, China)

Abstract: Large emissions of greenhouse gases have caused the global temperature increase. CO₂ is one of the most important greenhouse gases. Calcareous soils are rich in calcium carbonate, which may release CO₂. Soil pH and calcium carbonate content are often deemed to be important factors controlling soil inorganic carbon turnover. Here airtight culture method was adopted to evaluate the role of applying ammonium sulfate[(NH₄)₂SO₄] fertilizer on CO₂ emissions from four different calcareous soils from Loess Plateau. These soils are Lou soil, dark loessial soil, loessial soil and aeolian sandy soil varying in SOM, pH, texture and carbonate content. The soils were incubated under closed-jar conditions for 46 days at 25 °C with and without 1000 mg·kg⁻¹ mercury chloride (HgCl₂) buffered by piperazine-1,4-bisethanesulfonic acid (PIPES). Under non-sterilized condition, (NH₄)₂SO₄ application decreased soil pH and NH₄⁺ content. However, sterilization effectively inhibited the nitrification process, thus alleviating soil pH reduction and resulting in NH₄⁺ accumulations in soil. After 46 days of incubation, applying (NH₄)₂SO₄ under non-sterilized condition increased CO₂ emissions by 26.9%, 19.5%, 68.8% and 46.1% for Lou soil, dark loessial soil, loessial soil, and aeolian sandy soil, respectively, compared to control soils (no fertilization). Sterilization obviously decreased CO₂ releases, implying restrained soil organic mineralization. However, (NH₄)₂SO₄ treatments still increased CO₂ emissions from four sterilized soils by average 25.5% in comparison to no (NH₄)₂SO₄ soils. Our results suggest that the main mechanism for CaCO₃ dissolution was produced by nitrification under non-sterilized condition, while it was H₂SO₄ under sterilized conditions. The partial pressure of soil solution might also leads to release of CO₂. Our study confirmed that CO₂ released from calcareous soil during the incubation may be from both soil organic carbon and soil inorganic carbon. Ignoring this inorganic process would result in overestimation of mineralization of soil organic carbon.

Keywords: soil type; carbon emission; sterilization; inorganic carbon; mineral nitrogen; soil pH

收稿日期:2015-01-25

基金项目:国家自然科学基金项目(31372137);国家“十二五”科技支撑计划课题(2012BAD15B04)

作者简介:孟 延(1990—),男,陕西渭南人,硕士研究生,主要从事土壤碳累积及转化方面的研究。E-mail: mengyan509@126.com

* 通信作者:周建斌 E-mail: jbzhou@nwsuaf.edu.cn

自工业革命以来,大气中 CO₂ 浓度持续增加,IPCC 最新统计数据表明,到 2015 年全球碳排放量将接近 400 亿 t^[1]。CO₂ 及其他温室气体不断增加带来的温室效应对人类生存和发展的威胁日渐增大^[2]。温室气体主要包括 CO₂、CH₄、N₂O,其中 CO₂ 对温室效应的贡献比例最大,约占 60%^[3-4]。作为受人类活动干扰最大的陆地生态系统,也是全球碳库中最为活跃的部分——农田生态系统,其 CO₂ 排放量每年约占全球 CO₂ 排放量的 21%~25%^[5-6]。因此,农田土壤碳库的转化机理及动态循环也是近年来众多学者研究的热点。

作为陆地生态系统中最大的碳库,土壤碳库包括有机和无机碳库^[7]。有机碳库一般指存在于土壤中的各种含碳有机物质,能够在气候和人为作用下利用好氧条件降解并以 CO₂ 形式进入大气,或在厌氧条件下以 CH₄ 形式释放^[8];无机碳库主要指分布在全球干旱半干旱地区土壤中的碳酸盐类,由原生性碳酸盐和次生性碳酸盐组成^[9],前者指未经风化而直接由成土母质保存下来的碳酸盐,后者指在风化成土过程中形成的碳酸盐。由于次生碳酸盐在形成过程中可以固存大气 CO₂,具有减缓温室效应的巨大潜力,使得研究干旱半干旱地区 CO₂ 的形成与周转具有重要意义^[10]。作为这些地区主要碳库形式的无机碳库,一般比该地区有机碳库大 2~5 倍,占全球无机碳库的 92%。我国无机碳库主要分布在西北和华北地区,贮量为 60~77.9 Pg,相当于全球无机碳库(700~1000 Pg)的 1/15~1/20^[11-12]。近年来一些培养试验发现,含有碳酸盐的土壤在不同的培养条件下有 13%~40% 的 CO₂ 来自无机碳释放^[13-16],可见土壤无机碳在稳定全球碳库和调节 CO₂ 浓度方面同样具有重要作用^[17-18]。

自合成氨工艺发明以来,全球氮肥用量不断增加。氮肥的大量投入满足了人口增长对粮食的需求,但也带来了诸多环境问题,土壤酸化就是其中的突出问题之一^[19]。我国是世界上氮肥用量最多的国家,每年的平均用量达 240 kg·hm⁻²,约占世界总用量的三分之一。大量施用氮肥已改变了我国氮循环过程,到 2010 年我国人为投入氮素的比例已超过当年总氮量

的 80%^[20]。石灰性土壤无机碳的释放与土壤 pH 值关系密切,施用生理酸性氮肥引起的土壤 pH 值降低,是否会对我国北方石灰性土壤无机碳的释放产生影响,尚少见报道。

利用室内培养可以较好地评价土壤碳的释放状况。由于石灰性土壤同时含有机碳和无机碳,通过灭菌抑制微生物活性能够区分土壤生物作用(有机质矿化)和非生物作用(碳酸盐分解)^[21]。为此,本试验选取了陕西不同地区的四种典型土壤作为研究对象,利用培养试验探究了施用硫酸铵氮肥在未灭菌及灭菌条件下土壤 pH 值、矿质态氮含量及碳释放量的变化,旨在评价土壤碳、氮作用机理及效应。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤于 2014 年夏季采自陕西省不同地区,土壤类型包括塬土、黑垆土、黄绵土和风沙土。其中塬土采自杨凌区西北农林科技大学农作一站试验地(108°04'07"E, 34°17'56"N),黑垆土采自咸阳市长武县王东村(107°40'17"E, 35°14'50"N),黄绵土采自延安市安塞县任塔村(109°15'140"E, 36°51'48"N),风沙土采自榆林市靖边县四十里铺(109°15'48.3"E, 36°38'18.8"N)。采土深度均为表层 0~20 cm。试验前各土壤的基本性质见表 1。

1.2 试验设计及方法

1.2.1 培养试验-1

试验设 3 个研究因素,即土壤类型、氮肥用量及灭菌。其中土壤类型为上述四种土壤;氮肥用量为 0、0.3 g N·kg⁻¹,种类为(NH₄)₂SO₄(分析纯);灭菌处理设灭菌及未灭菌 2 个水平,共计 16 个处理,另外以不加土壤为空白,每个处理重复 3 次。

试验开始前,先称取足量的风干土样,调节含水量为 16%,预培养 7 d 以恢复土壤活性。试验开始时,未灭菌土壤先根据预培养前后土壤重量差值补充水分,之后根据(NH₄)₂SO₄ 用量加入并混匀。对于灭菌土壤,先配制好灭菌液,方法如下:配制 1:100(W/V)的

表 1 试验前供试土壤的基本理化性质

Table 1 Physicochemical properties of soils before experiment

土壤类型 Soil type	土属 Soil genus	土壤质地 Soil texture	有机质含量 SOM/g·kg ⁻¹	全氮含量 Total N/g·kg ⁻¹	速效磷含量 Available P/mg·kg ⁻¹	速效钾含量 Available K/mg·kg ⁻¹	CaCO ₃ 含量 Carbonate/%	pH
塬土	红油土	粉砂粘壤土	15.36	0.79	41.90	133.6	7.56	8.27
黑垆土	粘化黑垆土	粘壤土	14.90	0.69	18.38	148.5	5.45	8.29
黄绵土	黄绵土	沙壤土	12.85	0.64	11.50	185.6	10.18	8.44
风沙土	流动草原风沙土	砂土	6.87	0.57	13.37	87.6	5.23	8.43

NaOH 溶液 400 mL, 再加入 30.24 g 的哌嗪-1,4-二乙磺酸(PIPES)生物缓冲剂溶解^[22], 之后纯水定容到 1 L 作为溶液 A; 再配制 0.1 mol·L⁻¹ 的 NaOH 溶液 B, 将 A、B 按 5:4(V/V)混合成溶液 C。土壤加入 HgCl₂ 浓度为 1000 mg·kg⁻¹^[23], 按照比例为 5%(W/V)^[13]将 HgCl₂ 溶解于溶液 C, 用溶液 B 调节溶液 C 的 pH 值与试验前土壤 pH 初始值接近, 之后与土壤混匀使其充分灭菌。根据预培养所损失的总水分减去灭菌液的量, 作为剩余水分的补充, 以保证与未灭菌土壤含水量一致, 再加入 (NH₄)₂SO₄ 混匀。

未灭菌和灭菌土壤每个处理称取相当于 20 g 风干土的土壤放入小培养瓶中, 同时将装有 10 mL 0.1 mol·L⁻¹ NaOH 溶液的小瓶与装土的培养瓶一同放入 0.5 L 的大培养瓶中加盖密封, 于 25 °C 恒温培养箱培养。分别在培养的第 1、3、5、7、9、13、17、21、25、32、39、46 d 测定各土壤 CO₂ 释放量。每次测定后更换 NaOH 溶液并用称重法补充土壤水分。

1.2.2 培养试验-2

与培养试验-1 施肥及灭菌方法相同, 共 16 个处理, 每个处理重复 3 次。二者同时开始培养, 每个处理称取相当于 150 g 风干土的土壤后加无菌透气膜封好。在培养的第 1、5、9、17、25、32、39、46 d 采集土壤

样品, 测定硝铵态氮及 pH 值。定期用称重法保持水分恒定。

1.3 分析项目及测定方法

CO₂ 释放量采用碱液吸收法测定^[24]; 每次测定前向装有 NaOH 的小瓶加入 1.5 mL 1 mol·L⁻¹ BaCl₂ 使吸收的 CO₂ 沉淀, 再用 0.1 mol·L⁻¹ HCl 滴定剩余 NaOH, 从而间接计算出 CO₂ 释放量。

$$\text{CO}_2 - \text{C} (\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}) = (\text{空白耗酸量} - \text{土壤耗酸量}) \times C_{\text{HCl}} \times 12 \times 1000 \div 2 \div 20$$

土壤矿质态氮测定: 每次称取土样 5.00 g, 用 1 mol·L⁻¹ KCl 浸提, 振荡机 180 r·min⁻¹ 振荡 1 h 后过滤, 连续流动分析仪测定。

pH 值测定: 每次称取土样 10.00 g, 水土比 2.5:1, PHS-3C 精密 pH 计测定。

1.4 数据处理

数据分析采用 Microsoft Excel 2007, 绘图采用 Sigmaplot 12.0, 方差分析采用 SAS 8.0。

2 结果与分析

2.1 土壤 pH 值

由图 1 可以看出, 未灭菌条件下经过 46 d 的培养, 与不施氮肥相比(图 1a), 加入氮肥后(图 1b)不同

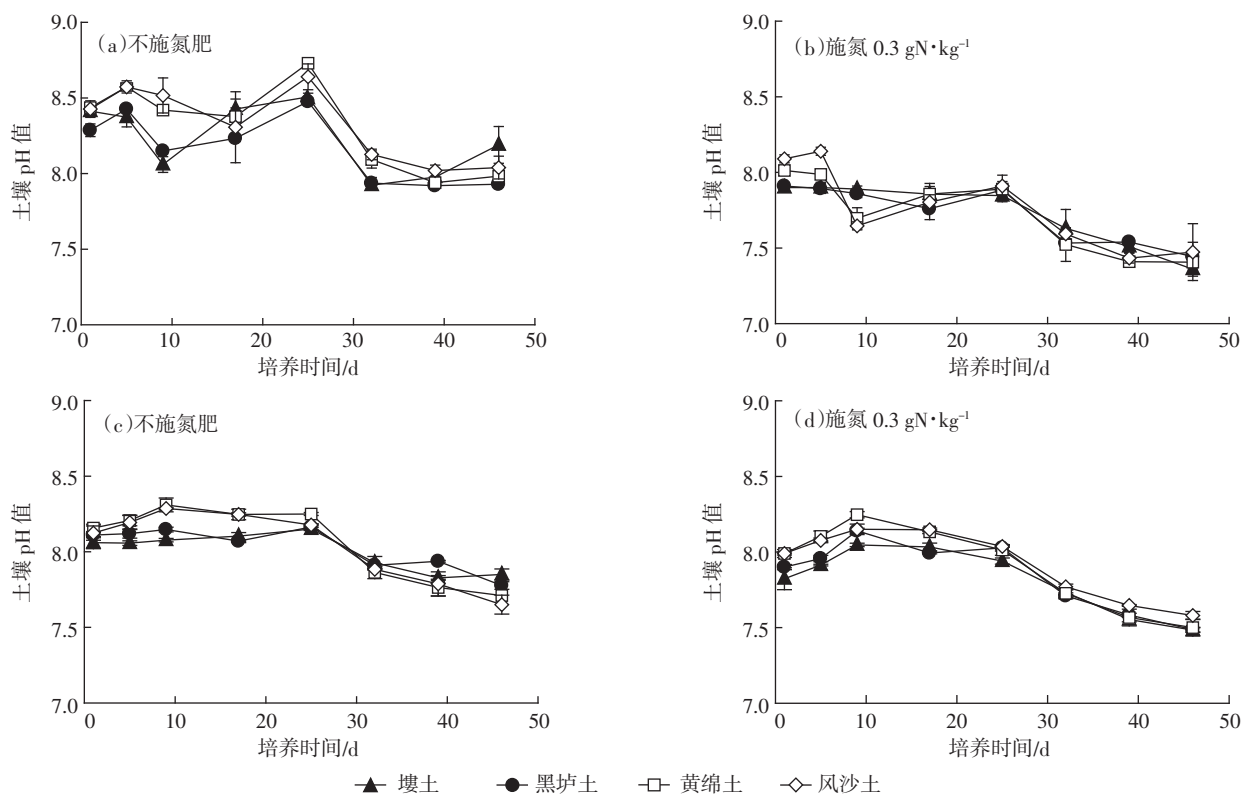


图 1 未灭菌(a,b)和灭菌(c,d)条件下施氮、不施氮土壤 pH 值变化

Figure 1 Soil pH in N fertilizer and no fertilizer treatments with(c,d) and without sterilization(a,b)

类型土壤的 pH 值整体均有所降低;到培养结束时,不施氮与施氮的四种土壤 pH 平均值分别为 8.04 和 7.42,差异达显著水平($P<0.05$)。与起始 pH 值相比,培养结束时施氮的塬土、黑垆土、黄绵土和风沙土的 pH 值分别降低了 0.54、0.47、0.61、0.62 个单位。灭菌后土壤 pH 值变化与未灭菌有所不同,在整个培养时间内施氮土壤与未施氮土壤相比 pH 值并无明显差异;培养结束时不施氮与施氮的四种土壤 pH 平均值分别为 7.75、7.51,虽然施氮土壤 pH 值也有所降低,但差异不显著($P>0.05$)。相比起始 pH 值,培养结束时施氮的塬土、黑垆土、黄绵土和风沙土的 pH 值分别降低了 0.34、0.41、0.49、0.41 个单位(图 1d)。

2.2 土壤矿质态氮含量

不加氮肥时,无论灭菌与否,四种土壤在整个培养过程中铵态氮含量极低,无显著变化,平均含量在 1.55~8.10 mg·kg⁻¹(图 2a、图 2c)。不同土壤未灭菌加入氮肥后(图 2b),在起始阶段铵态氮含量较高,前 16 d 四种土壤铵态氮平均值大小表现为风沙土>黑垆土>黄绵土>塬土,16 d 之后铵态氮含量迅速降低,不同土壤已无显著差异,与氮素硝化作用的进行有关。灭菌后加入氮肥(图 2d),不同土壤铵态氮在整个培

养期内无明显变化,平均含量在 209.1~299.5 mg·kg⁻¹,培养期间铵态氮平均值大小表现为黄绵土>风沙土>黑垆土>塬土。

不施氮肥时,无论灭菌与否土壤硝态氮含量都较低(图 3a、图 3c)。未灭菌条件下施氮土壤随培养时间的延长,硝态氮含量整体呈增加趋势(图 3b),前 5 d 不同土壤含量无显著差异,5 d 以后四种土壤硝态氮增幅显著,不同土壤相比表现为黄绵土>风沙土>黑垆土>塬土。与起始值相比,培养结束时塬土、黑垆土、黄绵土和风沙土的硝态氮含量分别增加了 473%、685%、831%、598%。灭菌后虽然加入氮肥,但各土壤硝态氮含量并无明显增加(图 3d),与未施氮结果差异未达显著水平,这与灭菌抑制铵态氮的硝化作用有关。

2.3 土壤 CO₂ 释放量

未灭菌条件下,不施氮土壤在 46 d 培养期内 CO₂ 累积释放量表现为塬土>黑垆土>黄绵土>风沙土(图 4a)。不同阶段相比,培养 13 d 以后塬土释放量显著高于其他三种土壤($P<0.05$),黄绵土和风沙土差异不显著;风沙土培养期间 CO₂ 释放量始终最低。与不施氮相比,加入氮肥后四种土壤的释放量有了不同程度

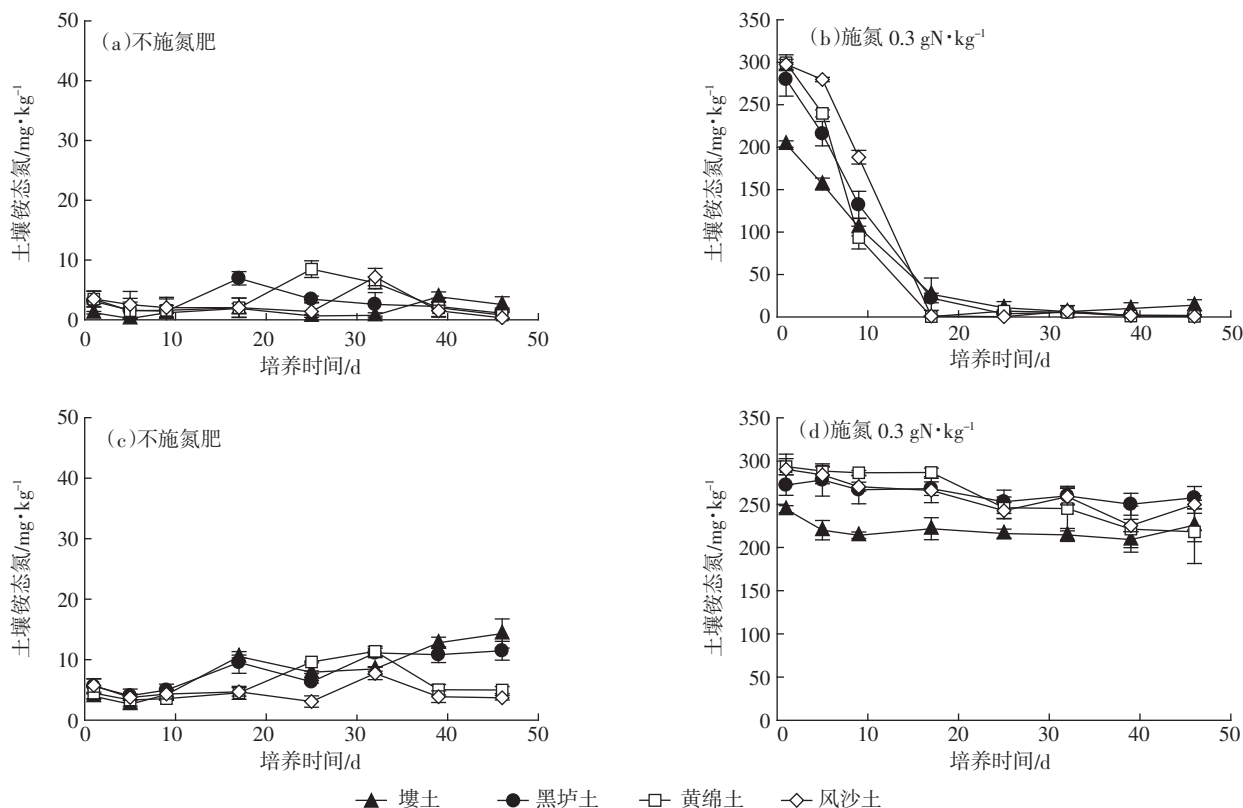


图 2 未灭菌(a、b)和灭菌(c、d)条件下施氮、不施氮土壤铵态氮含量变化

Figure 2 Soil NH₄⁺-N content in N fertilizer and no fertilizer treatments with(c, d) and without sterilization(a, b)

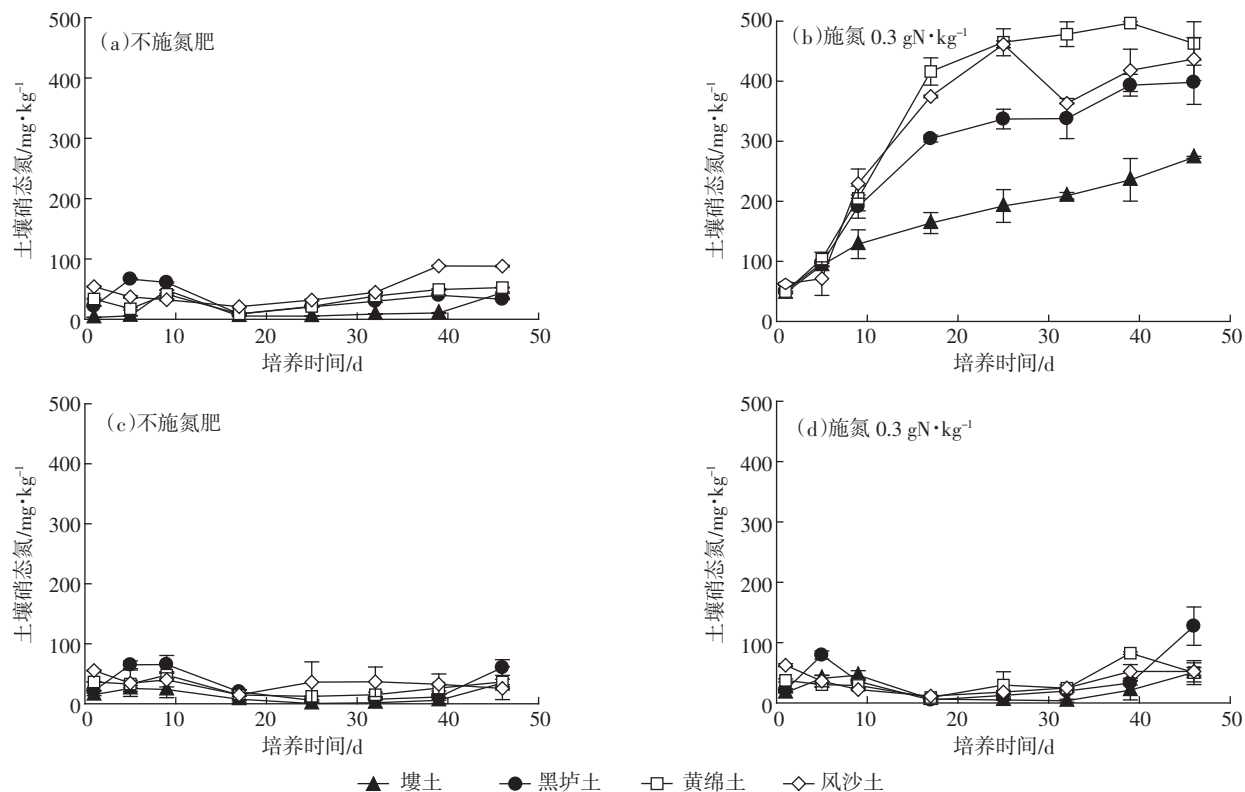


Figure 3 Soil $\text{NO}_3\text{-N}$ content in N fertilizer and no fertilizer treatments with(c, d) and without sterilization(a, b)

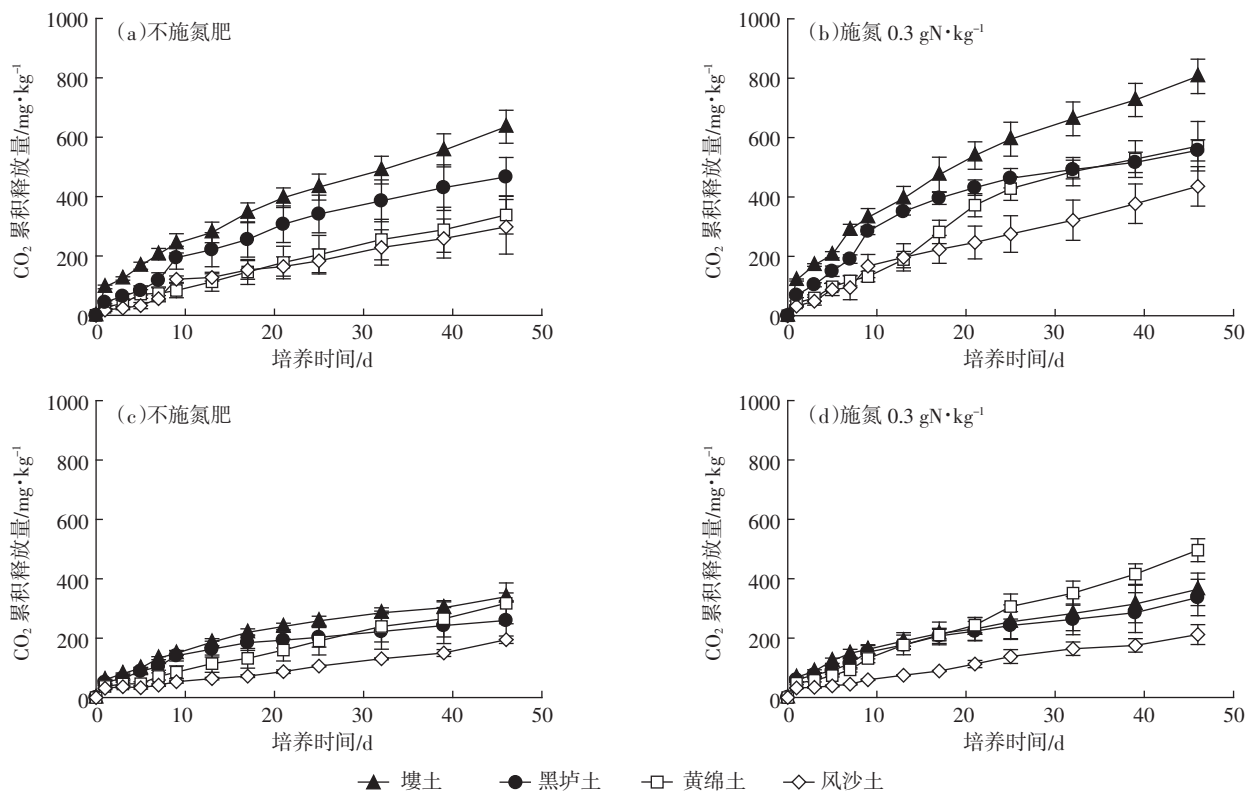


Figure 4 Cumulative amount of CO_2 releases in N fertilizer and no fertilizer treatments with(c, d) and without sterilization(a, b)

的提高(图 4b);培养结束时,相比不施氮土壤,施氮后塬土、黑垆土、黄绵土和风沙土累积 CO₂ 释放量分别增加了 26.9%、19.5%、68.8%、46.1%。与未灭菌相比,灭菌后无论施氮与否 CO₂ 释放量都有所降低。灭菌不施氮各土壤在培养结束时平均释放量为 277.7 mg·kg⁻¹(图 4c),施氮土壤平均为 352.1 mg·kg⁻¹(图 4d)。相比灭菌不施氮土壤,灭菌施氮后塬土、黑垆土、黄绵土和风沙土在培养结束时释放量分别增加了 7.3%、29.6%、56.3%、8.9%,平均增加 25.5%。

3 讨论

3.1 PIPES-HgCl₂ 溶液的灭菌效果

土壤的各种转化过程常受生物与非生物因素的影响,通常采用灭菌方法抑制微生物活性以达到区分土壤生物与非生物过程的目的。目前,应用的灭菌方法很多,包括高温高压灭菌、氯仿熏蒸、射线灭菌及 HgCl₂ 固体灭菌等。但研究表明,不同方法或多或少的存在一些问题。如高温高压灭菌会导致土壤结构的变化并释放出铵态氮^[25], γ 射线会影响土壤微生物体内的可溶性碳和胞外酶^[26];氯仿熏蒸虽常用于测定土壤微生物碳氮^[27],但其本身的挥发特性可能会造成灭菌的不彻底,同时其化学性质也会造成土壤可溶性有机碳氮的改变;乙烯和环氧丙烷也常用于灭菌,但会提高土壤 pH 值^[28];直接加入固体 HgCl₂ 又会因其本身的强酸性(pH<3.2)而降低土壤 pH 值^[29]。

相比之下,本试验采用 PIPES 缓冲后的 HgCl₂ 溶液进行灭菌对土壤性质的影响较小。结果表明,灭菌后施氮土壤 pH 值的降低幅度小于未灭菌的施氮土壤,且灭菌后施氮土壤与不施氮土壤 pH 值之间无显著差异;整个培养过程中硝铵态氮含量稳定,无明显变化,说明灭菌有效抑制了微生物硝化作用的进行。无论是否施氮,土壤 CO₂ 释放量都明显降低,说明有机质矿化得到了抑制,证明该灭菌方法达到了预期效果。

3.2 土壤 pH 值的变化

本研究发现,未经灭菌时,施氮后四种土壤在培养结束时 pH 值均明显降低,其中黄绵土和风沙土的降低幅度较大,与两种土壤有机质含量低导致缓冲能力较低有关。在培养前期至中期各土壤 pH 值有部分升高,是由于四种土壤均为碱性土壤,加入硫酸铵后前期部分铵离子解离形成氨气,造成 pH 值升高^[30-31],之后随着硝化作用的进行,pH 值开始下降。值得注意的是,虽然本试验在培养条件下采用较高施氮量

(0.3 g N·kg⁻¹),但由于四种土壤均为石灰性土壤,碳酸盐的存在使其仍具有一定的缓冲能力,经过 46 d 的培养之后各土壤 pH 值仍处在碱性范围(7.42~7.51)。

相比未灭菌土壤,灭菌后土壤在培养起始阶段的 pH 值低于未灭菌土壤。由于 HgCl₂ 灭菌,其固有的 pH 值很低(pH<3.2),因此本试验采用加入 PIPES 缓冲剂及 0.1 mol·L⁻¹ NaOH 微调的方法来缓解 HgCl₂ 的酸性对土壤 pH 值的影响。但由于本方法对 pH 值的调节作用仅限 7.2~7.7,相对于未灭菌土壤在起始阶段的 pH 值,加入灭菌溶液后土壤初始阶段的 pH 值有所偏低。

3.3 土壤矿质态氮的结果差异

未灭菌条件下加入硫酸铵,由于硝化作用的充分进行,四种土壤的铵态氮含量在两周内迅速降低,同时伴随着硝态氮的升高。黄绵土和风沙土的硝态氮增加幅度高于其他两种土壤,塬土的硝态氮含量最低,这与不同土壤有机质及矿物组成差异有关。塬土由于长期施用土粪,在原来褐土剖面基础上形成了厚为 50~100 cm 的覆盖层^[32],有机质含量相对较高,土壤对铵离子的生物固定作用强;同时,塬土的次生粘土矿物主要以伊利石和蛭石等 2:1 型硅酸盐粘土矿物为主,对铵离子的非生物固定作用也强。黑垆土层粘土矿物以伊利石为主,对铵离子也具有固定作用。黄绵土和风沙土分布于陕北地区,由于常年受到侵蚀,耕层浅薄,相比于塬土与黑垆土,有机质含量低,且矿物组成中石英、长石等原生矿物占 80%以上^[33],很少发生铵的固定,培养期间这两种土壤硝态氮含量增加幅度相对较高。

3.4 硫酸铵对不同土壤碳释放的影响

本研究发现,未灭菌条件下与不加硫酸铵相比,加入硫酸铵后各土壤 CO₂ 释放量均有所提高。培养结束时塬土的累积释放量最大(806.4 mg·kg⁻¹),四种土壤累积释放量相比不施肥土壤平均增加 40.3%,与氮肥为微生物提供充足氮源促进土壤有机质矿化有关。灭菌处理下,有机质矿化得到抑制,CO₂ 释放量显著降低,但相比不施氮土壤,施氮的四种土壤 CO₂ 最终释放量也分别增加了 7.3%、29.6%、56.3% 及 8.9%。灭菌条件下,肥料中硫酸根的存在可以与土壤 H⁺ 结合成硫酸^[15],与土壤碳酸钙反应释放出 CO₂。根据土壤溶液 CO₂ 分压平衡式^[34]:



由于 CaCO₃ 水溶度很小(0.001 5%),在培养过程

中产生的 Ca^{2+} 饱和较快, 导致在培养期间反应向左进行, 也会释放出 CO_2 。灭菌条件下施氮, 黄绵土的 CO_2 累积释放量最高, 这与其表层碳酸钙含量最高有关 (10.18%), 而风沙土无论灭菌与否释放量都最低, 则与其表层有机质和碳酸钙含量均较低有关。

灭菌后不同土壤释放 CO_2 的结果表明, 石灰性土壤密闭培养过程中释放的 CO_2 不仅能够来源于以往认为的有机质矿化, 也可来源于无机碳释放, 与其他学者的研究结果相似。Stevenson 等^[13]研究表明, 用美国莫哈维沙漠的表层土壤 (CaCO_3 14.7%) 进行 14 d 培养后, 有 13% 的 CO_2 来源于土壤非生物作用; Bertrand 等^[14]研究发现, 对含 CaCO_3 74% 的表层土壤培养 91 d 后, 有 27% 的 CO_2 来源于无机碳; Tamir 等^[15]研究显示, 石灰性土壤经过 56 d 培养约有 30% 的 CO_2 来自无机碳; Inglima 等^[16]研究也发现地中海区域田间土壤释放的 CO_2 有 15%~40% 来自无机碳。由于不同试验的土壤性质及培养条件、时间等的不同导致了结果的不同, 但本试验及上述研究均表明, 石灰性土壤培养过程中释放的 CO_2 也可来源于无机碳。若采用密闭培养评价土壤碳转化过程, 忽略无机碳的作用则会造成对有机碳的矿化估计过高。因此, 有必要在今后研究中采用 $\delta^{13}\text{C}$ 丰度法或 ^{14}C 标记等方法进一步准确区分 CO_2 释放源于有机、无机碳的贡献比例。

4 结论

施用硫酸铵对不同土壤的 CO_2 释放量均有所提高。未灭菌条件下壤土释放量最高, 灭菌条件下黄绵土释放量最高, 与两种土壤有机质和碳酸钙含量分别最高有关。利用 PIPES 生物剂缓冲的 HgCl_2 溶液进行灭菌后, 培养期间土壤矿质态氮含量稳定, 说明该方法有效抑制了土壤微生物活性, 阻止了硝化作用。无论灭菌与否, 施用硫酸铵均提高了土壤 CO_2 释放量, 硫酸根的酸化及土壤溶液 CO_2 分压作用都有可能促使无机碳转化释放。因此, 施用生理酸性氮肥对我国无机碳储量巨大的西北干旱半干旱地区的影响值得重视。

参考文献:

- [1] 秦大河, Stocker T. IPCC 第五次评估报告第一工作组报告的亮点结论[J]. 气候变化研究进展, 2014, 10(1): 1-6.
QIN Da-he, Stocker T. Highlights of the IPCC working group I fifth assessment report[J]. *Progressus Inquisitiones De Mutatione Climatis*, 2014, 10(1): 1-6.
- [2] 程 序. 生物能源与粮食安全及减排温室气体效应[J]. 中国人口·资

源与环境, 2009, 19(3): 3-7.

CHENG Xu. Food security related to bioenergy and its effect of reducing carbon emission[J]. *China Population, Resources and Environment*, 2009, 19(3): 3-7.

- [3] 张玉铭, 胡春胜, 张佳宝, 等. 农田土壤主要温室气体 (CO_2 、 CH_4 、 N_2O) 的源/汇强度及其温室效应研究进展[J]. 中国生态农业学报, 2011, 19(4): 966-975.
ZHANG Yu-ming, HU Chun-sheng, ZHANG Jia-bao, et al. Research advances on source/sink intensities and greenhouse effects of CO_2 , CH_4 and N_2O in agricultural soils[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2011, 19(4): 966-975.
- [4] Nakicenovic N, Alcamo J, Davis G, et al. Special report on emissions scenarios, working group III, Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)[R]. Cambridge: Cambridge University Press, 2000.
- [5] 邹晓霞, 李玉娥, 高清竹, 等. 中国农业领域温室气体主要减排措施研究分析[J]. 生态环境学报, 2011, 20(8/9): 1348-1358.
ZOU Xiao-xia, LI Yu-e, GAO Qing-zhu, et al. How to reduce greenhouse gas (GHG) emissions in agriculture: An analysis of measures and actions taken in China[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, 20(8/9): 1348-1358.
- [6] 齐玉春, 郭树芳, 董云社, 等. 灌溉对农田温室效应贡献及土壤碳储量影响研究进展[J]. 中国农业科学, 2014, 47(9): 1764-1773.
QI Yu-chun, GUO Shu-fang, DONG Yun-she, et al. Advances in research on the effects of irrigation on the greenhouse gases emission and soil carbon sequestration in agro-ecosystem[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2014, 47(9): 1764-1773.
- [7] Lal R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change[J]. *Geoderma*, 2004, 123(1/2): 1-22.
- [8] 祖元刚, 李 冉, 王文杰, 等. 我国东北土壤有机碳、无机碳含量与土壤理化性质的相关性[J]. 生态学报, 2011, 31(18): 5207-5216.
ZU Yuan-gang, LI Ran, WANG Wen-jie, et al. Soil organic and inorganic carbon properties in Northeastern China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(18): 5207-5216.
- [9] Lal R, Kimble J M, Stewart B A, et al. Global climate change and pedogenic carbonates[M]. United States: CRC Press, 1999.
- [10] 王 玮, 郭建国, 韩兴国. 内蒙古典型草原土壤固碳潜力及其不确定性的估算[J]. 应用生态学报, 2012, 23(1): 29-37.
WANG Wei, GUO Jian-guo, HAN Xing-guo. Estimation of soil carbon sequestration potential in typical steppe of Inner Mongolia and associated uncertainty[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2012, 23(1): 29-37.
- [11] 郑聚锋, 程 琨, 潘根兴, 等. 关于中国土壤碳库及固碳潜力研究的若干问题[J]. 科学通报, 2011, 56(26): 2162-2173.
ZHENG Ju-feng, CHENG Kun, PAN Gen-xing, et al. Perspectives on studies on soil carbon stocks and the carbon sequestration potential of China[J]. *Chinese Sci Bull*, 2011, 56(26): 2162-2173.
- [12] Li Z, Han F, Su Y, et al. Assessment of soil organic and carbonate carbon storage in China[J]. *Geoderma*, 2007, 138(1): 119-126.
- [13] Stevenson B, Verburg P. Effluxed CO_2 - ^{13}C from sterilized and unsterilized treatments of a calcareous soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38(7): 1727-1733.

- [14] Bertrand I, Delfosse O, Mary B. Carbon and nitrogen mineralization in acidic, limed and calcareous agricultural soils: Apparent and actual effects[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39(1):276-288.
- [15] Tamir G, Shenker M, Heller H, et al. Can soil carbonate dissolution lead to overestimation of soil respiration? [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2011, 75(4):1414.
- [16] Inglima I, Alberti G, Bertolini T, et al. Precipitation pulses enhance respiration of mediterranean ecosystems: The balance between organic and inorganic components of increased soil CO₂ efflux[J]. *Global Change Biology*, 2009, 15(5):1289-1301.
- [17] 潘根兴, 曹建华, 周运超. 土壤碳及其在地球表层系统碳循环中的意义[J]. 第四纪研究, 2000, 20(4):325-334.
- PAN Gen-xing, CAO Jian-hua, ZHOU Yun-chao. Soil carbon and its significance in carbon cycling of earth surface system[J]. *Quaternary Sciences*, 2000, 20(4):325-334.
- [18] Reheis M, Goodmacher J, Harden J, et al. Quaternary soils and dust deposition in Southern Nevada and California[J]. *Geological Society of America Bulletin*, 1995, 107(9):1003-1022.
- [19] Gruber N, Galloway J N. An earth-system perspective of the global nitrogen cycle[J]. *Nature*, 2008, 451(7176):293-296.
- [20] Cui S, Shi Y, Groffman P M, et al. Centennial-scale analysis of the creation and fate of reactive nitrogen in China(1910-2010)[J]. *Proc Natl Acad Sci*, 2013, 110(6):1-6.
- [21] Fitzhugh R D, Lovett G M, Venterea R T. Biotic and abiotic immobilization of ammonium, nitrite, and nitrate in soils developed under different tree species in the Catskill Mountains, New York, USA[J]. *Global Change Biology*, 2003, 9(11):1591-1601.
- [22] 董燕婕. 壤土剖面不同碳库贮量及释放特性研究[D]. 杨凌:西北农林科技大学, 2013.
- DONG Yan-jie. The study of stock and stabilizaiton of soil carbon pool in lou soil horizon[D]. Yangling: Northwest A&F University, 2013.
- [23] Fletcher C, Kaufman D. Effect of sterilization methods on 3 chloroaniline behavior in soil[J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 1980, 28(3):667-671.
- [24] 文启孝. 土壤有机质研究法[M]. 北京:农业出版社, 1984:273-280.
- WEN Qi-xiao. Research methods for soil organic matter[M]. Beijing: Agriculture Press, 1984:273-280.
- [25] 艾娜, 周建斌, 杨学云, 等. 长期施肥及撂荒土壤对不同外源氮素固持及转化的影响[J]. 中国农业科学, 2008, 41(12):4109-4118.
- AI Na, ZHOU Jian-bin, YANG Xue-yun, et al. Effects of long-term fertilization and fallow on the retention of different forms of nitrogen in different soils[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2008, 41(12):4109-4118.
- [26] Eno C F, Popenoe H. Gamma radiation compared with steam and methyl bromide as a soil sterilizing agent[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1964, 28(4):533-535.
- [27] 刘骁蓓, 涂仕华, 孙锡发, 等. 秸秆还田与施肥对稻田土壤微生物生物量及固氮菌群落结构的影响[J]. 生态学报, 2013, 33(17):5210-5218.
- LIU Xiao-bei, TU Shi-hua, SUN Xi-fa, et al. Effect of different fertilizer combinations and straw return on microbial biomass and nitrogen-fixing bacteria community in a paddy soil[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(17):5210-5218.
- [28] Wolf D, Skipper H. Methods of soil analysis: Part 2-Microbiological and biochemical properties[M]. USA: American Society of Agronomy and Soil Science Society of America Press, 1994:41-51.
- [29] Dong Y J, Cai M, Liang B, et al. Effect of additional carbonates on CO₂ emission from calcareous soil during the closed-jar incubation[J]. *Pe-dosphere*, 2013, 23(2):137-142.
- [30] Geisseler D, Scow K M. Long-term effects of mineral fertilizers on soil microorganisms: A review[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 75:54-63.
- [31] 钟宁, 曾清如, 张利田, 等. 土壤酸碱性质对尿素转化特征的影响[J]. 土壤通报, 2007, 37(6):1123-1128.
- ZHONG Ning, ZENG Qing-ru, ZHANG Li-tian, et al. Effects of acidity and alkalinity on urea transformation in soil[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2007, 37(6):1123-1128.
- [32] 周建斌, 王春阳, 梁斌, 等. 长期耕种土壤剖面累积有机碳量的空间分布及影响因素[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(12):2540-2544.
- ZHOU Jian-bin, WANG Chun-yang, LIANG Bin, et al. Stock and distribution of organic carbon in the profiles of soil with long cultivating history[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(12):2540-2544.
- [33] 郭兆元, 黄自立, 冯立孝, 等. 陕西土壤[M]. 北京:科学出版社, 1992:177-187.
- GUO Zhao-yuan, HUANG Zi-li, FENG Li-xiao, et al. Shaanxi soil[M]. Beijing: Science Press, 1992:177-187.
- [34] Qiu D, Zhuang D, Hu Y, et al. Estimation of carbon sink capacity caused by rock weathering in China[J]. *Earth Science Journal of China University of Geosciences*, 2004, 29, 177-183.