

长期施肥潮土在玉米季施肥初期的有机碳矿化过程研究^①

陈吉^{1,2}, 赵炳梓^{1*}, 张佳宝¹, 沈林林^{1,2}, 张辉^{1,2}, 钦绳武¹

(1 封丘农田生态系统国家试验站, 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008;
2 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要: 以黄淮海平原长期定位试验地 2007 年玉米播种期土壤为研究对象, 通过室内 37 天的培养实验并选择 4 个应用比较广泛的方程对土壤有机碳矿化过程进行拟合, 其目的主要是为了比较研究长期不同施肥土壤在玉米季施肥初期有机碳矿化过程及主要矿化参数的差异, 并评估矿化参数和主要土壤性质之间的相关关系。结果表明, 37 天培养期内各施肥处理土壤 CO₂-C 累积释放量与土壤有机碳、全氮含量和微生物活度均呈显著正相关, 大小依次为 OM>1/2OM+1/2NPK>NPK>NP>PK>CK>NK, 有机碳矿化过程均呈曲线形式, 与 Jones (1984) 改进的一级动力学方程拟合效果最好。拟合所得土壤潜在可矿化有机碳量(C₀)、易矿化有机碳量(C₁)和初始潜在矿化速率(C₀k)均表现出有机肥处理高于化肥处理, 施肥处理高于不施肥处理(NK 处理除外), 与土壤有机碳、全氮和土壤微生物活度均呈显著正相关; 有机碳矿化速率(k)和土壤潜在可矿化有机碳占土壤总有机碳的比例在处理间差异均不显著, 除 k 与有机碳呈显著负相关外, 其他与土壤性质均无显著相关性。因此, 我们推测有机肥和化肥的平衡施用均能显著增强土壤有机碳的矿化作用, 有利于土壤无机养分的释放, 同时使部分有机碳在土壤中积累。

关键词: 长期不同施肥; 土壤呼吸; 土壤潜在可矿化有机碳; 易矿化性有机碳量

中图分类号: S154.2

有机碳(C)的矿化是土壤中重要的生物化学过程^[1], 一般认为, 土壤有机C的分解主要受有机质的化学组成^[2]、土壤温度^[3-4]、湿度^[5-6]和质地^[7]等的影响。另外, 微生物在有机C分解过程中所起的重要作用, 已引起广泛关注^[8-9]。通过土壤有机C的矿化作用, 土壤有机质分解所释放出的无机养分可供作物吸收利用。因此, 土壤有机C矿化作用的强度能反映土壤有机C的分解程度以及土壤养分的供应和土壤微生物的活性状况, 是评价土壤肥力的重要指标。

中国黄淮海平原是集约化小麦-玉米一年两熟种植区^[10], 是我国重要的农业经济区和粮食主产区, 粮食播种面积占全国总量的 20% 左右, 粮食产量约占全国总产量的 23%^[11]。该地区粮食产量的稳定性将影响到我国粮食市场的稳定性。实践证明, 肥料对农业生产的增产和稳定起着十分重要的作用^[12-15], 在该地区采取施肥措施必不可少。肥料可通过对土壤养分^[16]和微生物活性的作用^[17-20]来影响土壤供应养分的能力,

从而对作物的产量产生影响。另外, 众所周知, 土壤有机C是土壤肥力和质量的关键属性^[21], 已有研究表明肥料的施用可以明显改变土壤有机C的含量、组成和性质^[22-25], 因此在该地区认识土壤有机C在施肥条件下的动态机制是最重要的科学问题之一。

中国科学院封丘农业生态实验站长期肥料定位试验的建立旨在研究站区为代表的黄淮海平原潮土在不同施肥条件下的养分供应能力及其作物产量变化趋势^[26]。多年来, 从该试验地土壤基本理化指标变化情况来看, 多年施肥处理已使土壤肥力发生显著变化^[26]。虽然范晓晖等人^[27-28]已经在该试验地上进行过系列的有关土壤有机N矿化与土壤长期不同施肥之间的关系研究, 但他们的研究主要从长期施肥历史上考虑, 而没有对当季施肥条件下已有肥力差异的土壤有机C在作物种植初期的矿化过程进行研究。因此, 我们预计多年施肥处理形成的土壤肥力差异和当季施用肥料种类不同均会影响当季土壤的养分供应能力。利用室内

①基金项目: 中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX2-YW-406-4), “十一五”国家科技支撑计划重点项目(2008BADA4B07)和中国科学院知识创新工程重大项目(KSCX1-YW-09-02和KSCX1-YW-09-05)共同资助。

* 通讯作者(bzhao@issas.ac.cn)

作者简介: 陈吉(1983—), 男, 浙江宁波人, 硕士研究生, 主要从事土壤生态环境研究。E-mail: chenji@issas.ac.cn

密闭培养法获得的土壤有机

用量均为 N 150 kg/hm²、K₂O 150 kg/hm²，小麦和玉米 P 肥（过磷酸钙）用量分别为 P₂O₅ 75 kg/hm² 和 60 kg/hm²。有机肥由粉碎的小麦秸秆、大豆饼和棉籽饼按 100:40:45 比例混合，经 2 个月的堆制发酵而成，

①基金项目：中国科学院知识创新工程重要方向项目（KZCX2-YW-406-4），“十一五”国家科技支撑计划重点项目（2008BADA4B07）和中国科学院知识创新工程重大项目（KSCX1-YW-09-02 和 KSCX1-YW-09-05）共同资助。

* 通讯作者（bzhaoh@issas.ac.cn）

作者简介：陈吉（1983—），男，浙江宁波人，硕士研究生，主要从事土壤生态环境研究。E-mail: chenji@issas.ac.cn

程，用来模拟室内培养土壤有机 C 的矿化过程。Riffaldi 等^[29]通过比较多种不同方程对 14 种不同性质土壤进行有机 C 矿化拟合发现，所有方程的拟合效果均较好，但其中以 Jones^[30]改进的一级动力学土壤有机 C 矿化方程效果最佳。

因此，本试验以位于中国科学院封丘农业生态国家实验站的农田生态系统养分平衡长期定位试验为研究平台，采集 2007 年玉米季播种期土壤为研究对象，对其进行室内密闭培养研究，其目的主要为：①阐明玉米种植初期土壤有机 C 矿化变化过程；②评价不同有机 C 矿化方程对实验结果的拟合效果，选出最优方程并获取相应的矿化参数，同时阐明不同施肥措施对各矿化参数的影响；③评估最佳方程拟合所得的各矿化参数与土壤各性质之间的关系。这不但有助于了解土壤养分在玉米种植初期的供应情况，而且对土壤有机质的组分划分起到一定的作用。

1 材料与方

1.1 试验设计

试验地点在河南省封丘县的中国科学院封丘农业生态国家实验站（35°04' N, 113°10' E，以下简称封丘站）。该地属半干旱半湿润的暖温带季风气候，年均降水量 605 mm，主要集中于 7—9 月，年均气温为 13.9℃，土壤为华北平原的典型潮土。长期试验始于 1989 年秋季（即小麦季），种植制度为冬小麦—玉米一年两熟轮作制。试验初期时土壤有机 C 5.83 g/kg、全 N 0.45 g/kg、全 P 9.51 g/kg (P₂O₅)、全 K 1.93 g/kg (K₂O)、速效 N 9.51 g/kg、速效 P 1.93 g/kg (P₂O₅)、速效 K 78.8 g/kg (K₂O) 和 pH 8.65。土壤肥力呈缺 N、P 和富 K 状态。试验包括 7 个处理，即：①有机肥 (OM)；②一半化肥和一半有机肥 (1/2OM+1/2NPK)；③氮磷钾肥 (NPK)；④氮磷肥 (NP)；⑤磷钾肥 (PK)；⑥氮钾肥 (NK)；⑦不施肥，即对照 (CK)，每个处理 4 个重复，共 28 个小区随机排列，每个小区面积 47.5 m²。

小麦和玉米每季 N 肥（尿素）和 K 肥（硫酸钾）

7 月下旬和 2 月下旬进行地表撒施，然后灌水。长期试验地具体管理情况见文献^[26]。

1.2 土壤样品

2007 年度的玉米季于 6 月 4 日施用基肥，6 月 5 日播种，7 月 19 日进行追肥，最后于 9 月 21 日收获。实验土样采集于 2007 年 6 月 6 日，即夏玉米生长的播种期。在各个处理小区内采用多点混合采样法采集耕作层（0~20 cm）土样，装入自封袋中带回实验室，一部分过 10 目筛，挑除动植物残体后于 4℃ 冰箱贮存，另外一部分用于风干，并在风干后过 10 目、60 目和 100 目筛分别用于土壤培养试验、土壤有机 C 和土壤全 N 的测定。

1.3 测定项目与方法

土壤有机 C 矿化 CO₂ 释放量采用密闭培养碱液吸收法测定^[31]。称取 50 g（风干重）过 10 目土样，置于 1000 ml 白色塑料瓶中，用去离子水调节水分至田间持水量的 50%，于培养箱 25℃ 预培养 5 天，然后于塑料瓶中放入盛有 10 ml 浓度为 0.2 mol/L NaOH 溶液的小烧杯，密封，于 28℃ 进行培养，同时做空白实验。分别于培养第 1、2、3、5、7、11、16、21、26、30、37 天时更换小烧杯，同时通入新鲜空气，以满足土壤好氧微生物的呼吸需要。检查土壤水分状况，根据两次测定之间的土壤水分变化进行适当调节。用稀盐酸滴定法测定 NaOH 吸收的 CO₂ 量。

微生物活度采用改进 FDA 法^[32]测定。在无菌磷酸缓冲液中（pH = 7.6）加 FDA（荧光素二乙酸酯）储液至终浓度 10 μg/ml，加入土壤，24℃ 振荡培养 90 min，加等体积丙酮终止反应，6000 r/min 离心 5 min，然后滤纸过滤，490 nm 波长进行比色测定，并以隔日 2 次高压湿热灭菌土壤为对照。

土壤全 N 采用半微量开氏法测定，土壤有机 C 采用重铬酸钾容量法测定^[31]。

1.4 土壤有机碳 C 矿化过程的模拟

土壤矿化有机 C 量为各次测定的土壤释放出来的 CO₂-C 的总和（以单位干土重量表示）。分别采用 4 种

常用的土壤有机 C 矿化方程对实验结果进行拟合：① $C_t = C_0 (1 - \exp(-kt))$ [33]，② $C_t = C_0 (1 - \exp(-kt)) + C_1$ [30]，③ $C_t = kt^m$ [34]，④ $C_t = kt + \text{intercept}$ [35] 对实验数据进行模拟，比较拟合结果和实验结果之间的决定系数，选择决定系数最高的方程作为 7 种长期不同施肥处理土壤的最佳有机 C 矿化方程。其中 C_t (mg/kg) 为 t (d) 时间内矿化释放出来的 $\text{CO}_2\text{-C}$ (mg/kg) 累积量， C_0 (mg/kg) 为土壤潜在可矿化有机 C 量， C_1 (mg/kg) 为易矿化有机 C 量， k 、 m (d^{-1}) 均为矿化速率常数。通过 k 和 C_0 值可以计算土壤有机 C 矿化初始速率。上述方程均采用 SPSS 13.0 软件进行拟合。

1.5 数据处理

所得试验数据采用 SAS 8.0 软件进行方差分析和 Duncan 显著性检验，比较不同处理间在 $p < 0.05$ 水平的显著性差异。采用 Excel 2003 进行作图。

2 结果分析与讨论

2.1 长期不同施肥土壤在玉米季施肥初期的有机碳矿化过程

如图 1 所示，在 37 天培养时间内，不同施肥处理土壤有机 C 矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 累积量与培养时间的动态变化关系基本相似，均呈曲线相关。各处理整体都是在初始阶段释放 $\text{CO}_2\text{-C}$ 的速率（两个时间点的斜率）较大，随着培养时间的进行，释放 $\text{CO}_2\text{-C}$ 的速率逐渐降低直至平缓，这可能由于在矿化实验开始阶段土壤易矿化有机 C 数量较多，它们易被微生物分解；随着培养时间的进行，土壤易矿化有机 C 量逐渐减少，土壤微生物开始分解难矿化有机 C，分解速率下降， $\text{CO}_2\text{-C}$ 的释放速率开始降低。

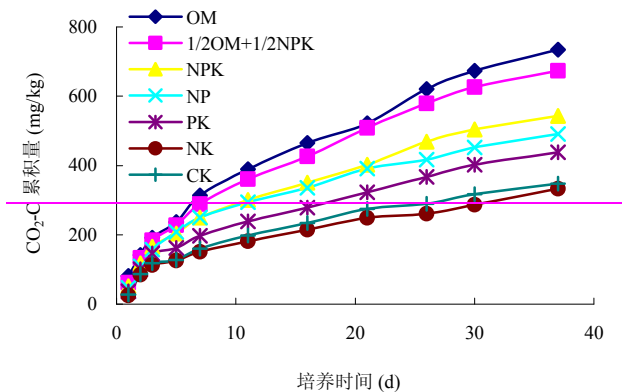


表 1 土壤性质和 37 天培养
Table 1 Characteristics of soil and cumulative C

处理	$\text{CO}_2\text{-C}$ 累积量 (mg/kg)	有机 C (g/kg)
----	---------------------------------------	----------------

图 1 长期不同施肥处理土壤培养过程中 $\text{CO}_2\text{-C}$ 的动态变化

Fig.1 Changes of mineralized $\text{CO}_2\text{-C}$ of soil under long-term fertilization during the incubation

在整个培养期间，不同施肥处理土壤所释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 累积量差异显著 ($p < 0.05$)，OM、1/2OM+1/2NPK、NPK、NP、PK、NK、CK 处理分别为 733.9、

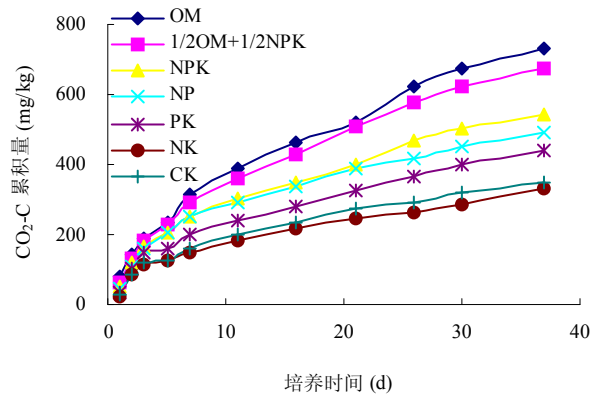
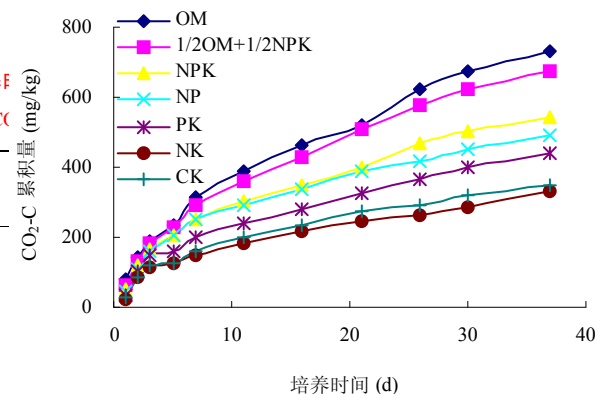


图 1 长期不同施肥处理土壤培养过程中 $\text{CO}_2\text{-C}$ 的动态变化
Fig.1 Changes of mineralized $\text{CO}_2\text{-C}$ of soil under long-term fertilization during the incubation

672.9、543.0、491.0、438.2、332.5、348.1 mg/kg ($\text{CO}_2\text{-C}$)，该趋势与土壤有机 C、全 N 和微生物活性在处理间差异性趋势比较相一致 (表 1)。经相关分析表明，各施肥处理土壤的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 累积量与土壤有机 C、全 N 含量和微生物活性均呈显著正相关 ($n = 6$, $r = 0.958$, $r = 0.916$, $r = 0.823$, $r_{0.05} = 0.707$)。Ross 等人 [36] 发现森林和草地土壤 C 矿化释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 量随土壤有机 C 含量下降而下降；N 的输入能够引起土壤有机 C 矿化速率的增加 [37]；微生物在有机 C 分解过程中起重要作用 [8-9]。上述结论表明土壤有机 C、全 N 和微生物活度的变化均能对土壤有机 C 矿化作用产生影响，从而影响 $\text{CO}_2\text{-C}$ 累积释放量，与本研究结果相似。



OM	733.9	9.45	1.23	7.7	33.48
1/2OM+1/2NPK	672.9	7.80	0.94	8.3	19.68
NPK	543.0	5.60	0.76	7.4	9.60
NP	491.0	4.86	0.79	6.1	14.52
PK	438.2	4.56	0.58	7.9	11.29
NK	332.5	4.08	0.53	7.7	8.43
CK	348.1	3.82	0.48	8.0	10.50

同时进一步方差分析结果表明, OM⁻ 和 1/2OM+1/2NPK 处理土壤有机 C 矿化释放的 CO₂-C 累积量均显著高于其他处理土壤。这是由于有机肥除能增加用于土壤矿化作用的有机 C 数量外^[38], 还能显著增强土壤微生物的活性^[17-19], 促进土壤的有机 C 矿化强度, 增加土壤有机 C 的矿化分解量。其中在培养前期, 由于施用无机 N 肥可以降低土壤的 C/N 比, 进一步增强土壤微生物的活性^[17-19], 即使在提供一半有机肥的情况下, 1/2OM+1/2NPK 和 OM 处理也没有差异, 表明无机肥能促进土壤有机 C 和有机肥的矿化分解, 而到后期 OM 处理要大于 1/2OM+1/2NPK 处理, CO₂-C 的释放速率也具有相同的趋势, 这主要跟有机肥能增加其他养分的有效性^[39-41], 且后效作用较强有关^[42]。

单从化肥处理来看, NP、PK 和 NK 等元素处理均显著低于 NPK 平衡施肥处理, 其中又以 NK 处理最低, 且在整个培养过程中, NK 和 CK 处理土壤有机 C 矿化释放的 CO₂-C 的累积量随培养时间的动态曲线几乎重合。经方差分析表明, NK 和 CK 处理的土壤有机 C 矿化释放的 CO₂-C 累积量差异不显著 ($p > 0.05$), 可见, 缺 P 对土壤 CO₂-C 累积量影响较大, 这可能是由于 P 素是土壤微生物生物膜系统和高能磷酸化合物的重要构建元素^[43], 长期缺 P 处理可能会导致作物对土壤中 P 素的更大消耗, 使微生物所能利用的 P 素更加缺乏, 微生物的生长代谢被抑制, 使微生物活性降低, 从而降低土壤有机 C 的矿化强度, 减少土壤有机 C 的矿化量。顾益初等^[44]在同一试验地的研究发现经过连续 5 年长期不同施肥处理后, NK 处理土壤的有效 P 减少了 32.3%, 无机 P 总量为 406.1 mg/kg⁻¹, 远小于其他处理, 甚至低于 CK 处理 (421.4 mg/kg)。从 2007 年玉米收获后采集的土样速效 P 养分含量来看, NK 和 CK 处理速效 P 含量 (分别为 1.12 和 1.10 mg/kg) 也远低于其他处理, 这与前面的推论相一致, 另外, NK 处理土壤有机 C 含量也显著低于 NP、PK 处理土壤 ($p < 0.05$), 从 CO₂-C 累积量与土壤有机 C 的相关性分析来看, 这也是造成它们 CO₂-C

累积量差异的一个重要原因。可见即使在当季施用 N、K 肥的情况下, 长期缺 P 处理也不会提高土壤有机 C 的矿化能力, 从而不会增强土壤养分的供应能力, 因此, 在潮土上我们应该重视 P 肥的施用。总而言之, 有机肥和化肥的平衡施用均能显著增强土壤有机 C 的矿化作用, 有利于土壤无机养分的释放。

表 1—土壤性质和 37 天培养时间内 CO₂-C 累积量

Table 1—Characteristics of soil and cumulative CO₂-C released from incubation of 37 days

处理	有机 C (g/kg)	全 N (g/kg)	C/N	微 (m)
OM	9.45	1.23	7.7	33.48
1/2OM+1/2NPK	7.80	0.94	8.3	19.68
NPK	5.60	0.76	7.4	9.60
NP	4.86	0.79	6.1	14.52
PK	4.56	0.58	7.9	11.29
NK	4.08	0.53	7.7	8.43
CK	3.82	0.48	8.0	10.50

2.2 土壤矿化参数的计算及其处理间比较

利用 4 种常用的土壤有机 C 矿化方程模拟 7 种不同施肥处理的土壤有机 C 矿化过程, 拟合结果的决定系数见表 2。选择决定系数 (R^2) 最高的方程作为最佳土壤有机 C 矿化方程, 用来计算各矿化参数。结果表明, 4 种有机 C 矿化方程均能较好地描述各处理土壤有机 C 累积矿化量的动态变化, 其中以方程 2 拟合程度最好。该方程为一级动力学方程, Jones 在 1984 年最早用于 N 素矿化研究^[30], 后来开始应用于土壤有机 C 矿化的研究^[29], 其主要包括分别用来表征土壤中可以分解利用的总有机 C 量、极易被分解利用的有机 C 量和平均日矿化量占可矿化有机 C 总量比例的土壤潜在可矿化有机 C (C_0)、土壤易矿化有机 C (C_1) 和土壤有机 C 矿化速率常数 (k), 以及通过上述参数进一步获得分别用于表征土壤有机 C 分解最初阶段

日均矿化量的初始潜在矿化速率 (C_0k) 等参数, 对多种有机质分解过程的模拟具有较好的效果^[45]。以该方程为基础计算获得的各矿化参数结果如表 3 所示。

表 2 4 种方程对 7 种施肥处理土壤有机 C 矿化过程拟合的决定系数

Table 2 Correlation coefficient of four simulation models of soil organic carbon mineralization under 7 different fertilization treatments

处理	方程
----	----

	1	2	3	4
OM	0.974	0.993	0.993	0.963
1/2OM+1/2NPK	0.979	0.993	0.978	0.955
NPK	0.965	0.985	0.964	0.945
NP	0.971	0.982	0.946	0.912
PK	0.953	0.979	0.935	0.944
NK	0.940	0.968	0.902	0.931
CK	0.962	0.980	0.922	0.929

表 2—4 种方程对 7 种施肥处理土壤有机 C 矿化过程拟合的决定系数

Table 2—Correlation coefficient of four simulation models of soil organic carbon mineralization under 7 different fertilization treatments

处理	方程			
	1	2	3	4
OM	0.974	0.993	0.993	0.963
1/2OM+1/2NPK	0.979	0.993	0.978	0.955
NPK	0.965	0.985	0.964	0.945
NP	0.971	0.982	0.946	0.912
PK	0.953	0.979	0.935	0.944
NK	0.940	0.968	0.902	0.931
CK	0.962	0.980	0.922	0.929

表 3 根据方程 2 计算获得的土壤有机 C 矿化参数

Table 3 Estimated parameters according to the first order E model for soil C mineralization

处理	C_0 (CO ₂ -C, mg/kg)	C_1 (CO ₂ -C, mg/kg)	k (d ⁻¹)	C_0 : 有机 C (×10 ⁻²)	C_0k (CO ₂ -C, mg/(kg·d))
OM	844.9 a	78.47 a	0.041 b	8.9 ab	33.8 a
1/2OM+1/2NPK	740.2 b	64.55 b	0.046 ab	9.5 ab	34.2 a
NPK	559.8 c	63.81 b	0.050 ab	10.0 a	27.9 b
NP	470.5 d	62.94 b	0.057 a	9.7 ab	27.3 b
PK	455.5 d	56.89 b	0.046 ab	10.0 a	21.0 c
NK	323.9 e	45.33 c	0.051 ab	7.9 b	16.2 d
CK	336.4 e	39.86 c	0.059 a	8.8 ab	19.7 c

由表 3 可知, 土壤潜在可矿化有机 C 量 (C_0)、易矿化有机 C 量 (C_1) 和初始潜在矿化速率 (C_0k) 在不同施肥处理间的变化差异均显著 ($p < 0.05$), 而土壤有机 C 矿化速率 (k) 和土壤潜在可矿化有机 C 量与

占土壤有机 C 量的比例 (C_0 : 有机 C) 在处理间则差异不大 ($p > 0.05$)。长期不同施肥处理后 C_0 、 C_1 和 C_0k 变化范围分别为 323.9 ~ 844.9 mg/kg、78.47 ~ 39.86 mg/kg 和 16.2 ~ 34.2 mg/(kg·d), 三者在不同施肥处理

间的变化趋势相一致,基本上都是有机肥处理显著高于化肥处理,施肥处理显著高于不施肥(NK处理除外)(表3),这与诸葛玉平等^[38]在黑土上进行的研究结果相一致。相关分析表明, C_0 、 C_1 和 C_0k 与土壤有机C、全N和土壤微生物活度均呈显著正相关(表4)。因此,施用有机肥可以通过提高土壤有机C、全N含量和微生物活度来增加 C_0 、 C_1 和 C_0k 的数量。另外,单从化肥处理来看,相比CK处理,平衡施用化肥(NPK)、缺N(PK)和缺K(NP)处理均能增加 C_0 、 C_1 和 C_0k ,但增加量比施用有机肥少,而缺P处理则与CK处理差异不显著,甚至低于CK处理,这跟前面提到的原因相似,即P素是微生物的重要组成元素^[43],长期的缺P处理使土壤中的P素更加缺乏^[44],从而明显降低土壤微生物活性^[46],导致土壤有机C矿化能力的降低,因此也减少了 C_0 、 C_1 和 C_0k 。而缺N(PK)和缺K(NP)处理则可以分别通过自身土壤、作物生理代谢以及大气沉降和土壤自身富K性质等因素使土壤缺N和K等状况得到缓解^[46]。因此,我们可以通过不同种类和数量肥料的施用来改变土壤的理化性质(有机C和全N等)和生物学性质(微生物活度等)来达到改变 C_0 、 C_1 的目的,从而调节 C_0k ,调节土壤养分的即时供应速度以满足作物的生长需求。

从长期不同施肥处理的 k 看,其变化范围较窄 $0.041 \sim 0.059 \text{ d}^{-1}$ (表3),而且不同施肥处理土壤间差异不显著($p > 0.05$),与全N、土壤C/N和微生物活度等相关性不显著,而与土壤有机C却呈显著负相关(表4),这跟前面的 C_0 和 C_1 的变化情况相差较大。有人研究^[29]显示 k 与土壤C/N呈显著负相关,与上述土壤其他性质均无很好的相关性,一般认为具有高C/N的土壤有机C分解速率较慢。同时又有研究表明 k 与土壤机械组成^[7]、金属物质^[29]以及土壤有机C的化学结构稳定性^[2]等多种因素均有重要关系,而且各土壤性质与 k 的相关性各有差异。综上所述,造成本研究与前人结果不一致的原因可能是由于长期不同施肥处理影响了土壤多种性质^[26], k 是土壤中多种影响因子综合作用的结果,有机C含量与 k 的关系,可能是其他多种因素通过有机C含量对 k 的间接作用造成的结果。因此,为了能对 k 与土壤性质之间的关系进行准确研究,我们应该先对各因子进行标准化后再进行分析。

表4 一级动力学方程有机C矿化参数与土壤性质的相关性

Table 4 Correlation coefficients between C-mineralization parameters of the first order E model and soil characteristics

参数	土壤性质			
	有机C	全N	C/N	微生物活度
C_0	0.983**	0.956**	ns	0.876**
C_1	0.864*	0.934**	ns	0.789*
k	-0.769*	ns	ns	ns
C_0k	0.890**	0.911**	ns	0.764*
C_0 : 有机C	ns	ns	ns	ns

注: **表示在 $p < 0.01$ 水平下显著; *表示 $p < 0.05$ 水平下显著; ns表示不显著。

经方差分析, C_0 :有机C在不同处理间差异不显著($p > 0.05$),同时相关分析显示,其与土壤有机C、全N、C/N和微生物活度的相关性均不显著。这与Riffaldi等^[29]研究结果相一致。表明 C_0 :有机C并不随着土壤有机C含量的增加而发生明显的增减变化,即有机肥和化肥处理(NK处理除外)在增加土壤潜在可矿化有机C的同时也有利于有机质在土壤中的积累,从而提高土壤有机质的含量。因此,在华北潮土上大力推广有肥料尤其是有机肥的施用有利于促进当地土壤有机质含量的提高。

3 结论

在37天培养期内,玉米季施肥初期各施肥处理土壤 $\text{CO}_2\text{-C}$ 累积释放量与土壤有机C、全N含量和微生物活度均呈显著正相关,大小依次为 $\text{OM} > 1/2\text{OM} + 1/2\text{NPK} > \text{NPK} > \text{NP} > \text{PK} > \text{CK} > \text{NK}$,有机C矿化过程均呈曲线形式,与Jones(1984)改进的一级动力学方程拟合效果最好。拟合所得土壤潜在可矿化有机C量(C_0)、易矿化有机C量(C_1)和初始潜在矿化速率(C_0k)均表现出机肥处理高于化肥,施肥处理高于不施肥处理(NK处理除外),与土壤有机C、全N和土壤微生物活度均呈显著正相关;有机C矿化速率(k)和土壤潜在可矿化有机C占土壤总有机C的比例(C_0 :有机C)在处理间差异均不显著,除 k 与有机C呈显著负相关外,其他与土壤性质均无显著相关性。因此,我们推测有机肥和化肥的平衡施用均能显著增强土壤有机C的矿化作用,有利于土壤无机养分的释放。

参考文献:

- [1] 李忠佩. 低丘红壤有机碳的密度及变异. 土壤, 2004, 36(3): 292-297

- [2] 林心雄, 文启孝, 徐宁. 广州地区土壤中植物残体的分解速度. 土壤学报, 1985, 22(1): 47-55
- [3] Jenkinson DS, Ayanaba A. Decomposition of carbon-14 labeled plant material under tropical conditions. Soil Sci. Soc. Am. J., 1977, 41: 912-915
- [4] Kirschbaum MUF. The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. Soil Biology and Biochemistry, 1995, 27(6): 753-760
- [5] 黄东迈, 朱培立. 旱地和水田有机碳分解速率的探讨与质疑. 土壤学报, 1998, 35(4): 482-492
- [6] Van der Linden AMA, Van Veen JA, Frissel MJ. Modelling soil organic matter levels after long-term applications of crop residues, and farmyard and green manures. Plant and Soil, 1987, 101(1): 21-28
- [7] Parton WJ, Schimel DS, Cole CV, and Ojima DS. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. Soil Sci. Soc. Am. J., 1987, 51: 1173-1179
- [8] Kennydy AC, Smith KL. Soil microbial diversity and the sustainability of agricultural soils. Plant and Soil, 1995, 170: 75-86
- [9] 刘淑霞, 王鸿斌, 赵兰坡, 吴海文, 张洪梅, 秦治家. 几种纤维素分解菌在有机质转化中的作用. 农业环境科学学报, 2008, 27(3): 991-996
- [10] 雷宏军, 李保国, 白由路, 黄元仿, 吕贻忠, 李贵桐, 李科江. 集约农作条件下土壤有机碳动态模拟及其在黄淮海平原区的应用. 中国农业科学, 2005, 38(5): 956-964
- [11] 曹志宏, 郝晋珉, 梁流涛. 黄淮海平原粮食产量与主要投入要素的灰度关联分析. 农业现代化研究, 2008, 29(3): 310-313
- [12] 蔡祖聪, 钦绳武. 华北潮土长期试验中的作物产量、氮肥利用率及其环境效应. 土壤学报, 2006, 43(6): 885-891
- [13] 曾宪坤. 中国化肥工业的现状和展望. 土壤学报, 1995, 32(2): 117-125
- [14] 胡硕, 张素君. 玉米连作和长期施肥效应. 土壤通报, 1996, 27(2): 67-69
- [15] 郭胜利, 党延辉, 郝明德. 施肥对半干旱地区小麦产量、NO₃-N 累积和水分平衡的影响. 中国农业科学, 2005, 38(4): 754-760
- [16] 王伯仁, 徐明岗, 文石林. 长期不同施肥对旱地红壤性质和作物生长的影响. 水土保持学报, 2005, 19(1): 97-100
- [17] 邱莉萍, 刘军, 王益权, 张兴昌. 长期施肥土壤中酶活性的剖面分布及其动力学特征研究. 植物营养与肥料学报, 2005, 11(6): 737-741
- [18] Ndayegamiye A, Cote D. Effect of long-term pig slurry and solid cattle manure application on soil chemical and biological properties. Canadian Journal of Soil Science, 1989, 69(1): 39-47
- [19] Nanda SK, Das PK, Behera B. Effects of continuous manuring on microbial population, ammonification and CO₂ evolution in a rice soil. Oryza, 1998, 25(4): 413-416
- [20] Shen SM, Hart PBS. The nitrogen cycle in the Broadbalk wheat experiment: ¹⁵N labelled fertilizer residues in soil and in the soil microbial biomass. Soil Biology and Biochemistry, 1989, 21(4): 529-533
- [21] 李海波, 韩晓增, 王凤. 长期施肥条件下土壤碳氮循环过程研究进展. 土壤通报, 2007, 38(2): 384-388
- [22] Campbell CA, Selles F, Lafond GP, Biederbeck VO, Zentner RP. Tillage-fertilizer changes: Effect on some soil quality attributes under long-term crop rotation in a thin Black Chernozem. Can. J. Soil Sci., 2001, 81: 157-165
- [23] Xu YC, Shen QR, Ran W. Effects of zero-tillage and application of manure on soil microbial biomass C, N and P after sixteen years of cropping. Acta Pedologica Sinica, 2002, 39(1): 89-96
- [24] Ellerbrock RH, Hohn A, Rogasik J. Functional analysis of soil organic matter as affected by long-term manorial treatment. Europ J. Soil Sci., 1999, 50: 65-71
- [25] Shi JP, Zhang FD, Lin B. Effects of long-term located fertilization on the physico-chemical property of soil humus. Agricultural Sciences in China, 2002, 1(4): 424-431
- [26] 钦绳武, 顾益初. 潮土肥力演变与施肥作用的长期定位试验初报. 土壤学报, 1998, 38(3): 367-375
- [27] 范晓晖, 林德喜, 沈敏, 钦绳武. 长期试验地潮土的矿化与硝化作用特征. 土壤学报, 2005, 42(2): 340-343
- [28] 范晓晖, 孙永红, 林德喜, 孟爱民, 钦绳武. 长期试验地红壤与潮土的矿化和硝化作用特征比较. 土壤通报, 2005, 36(5): 672-674
- [29] Riffaldi R, Saviozzi A, Levi-Minzi R. Carbon mineralization kinetics as influenced by soil properties. Biology and Fertility of Soils, 1996, 22(4): 293-298
- [30] Jones CA. Estimation of an active fraction of soil nitrogen. Commun. Soil Sci. Plant Anal., 1984, 15: 23-32
- [31] 鲁如坤. 土壤农业化学分析. 北京: 中国农业出版社, 2000
- [32] Schnürer J, Rosswall T. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. Applied and Environment Microbiology, 1982, 43(6): 1256-1261
- [33] Murwira HK, Kirchmann H, Swift MJ. The effect of moisture on the decomposition rate of cattle manure. Plant and Soil, 1990, 122: 197-199
- [34] Stanford G, Smith SJ. Nitrogen mineralization potentials of soils.

- Soil Sci. Soc. Am. Proc., 1972, 36: 465-472
- [35] Seyfried MS, Rao PSC. Kinetics of nitrogen mineralization in Costa Rican soils: Model evaluation and pretreatment effects. *Plant and Soil*, 1988, 106: 159-169
- [36] Ross DJ, Tate KR, Feltham CW. Microbial biomass and C and N mineralization in litter and mineral soil of adjacent montane ecosystem in a southern beech (*Nothofagus*) forest and a tussock grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, 1996, 28: 1613-1620
- [37] Mansson KF, Falkengren-Grerup U. The effect of nitrogen deposition on nitrification, carbon and nitrogen mineralisation and litter C:N ratios in oak (*Quercus robur* L.) forests. *Forest Ecology and Management*, 2003, 179(1/3): 455-467
- [38] 诸葛玉平, 张旭东, 刘启. 长期施肥对黑土呼吸过程的影响. *土壤通报*, 2005, 36(3): 391-394
- [39] 向春阳, 马艳梅, 田秀平. 长期耕作培肥对白浆土磷组分及其有效性的影响. *作物学报*, 2005, 31(1): 48-52
- [40] 周晓芬, 张彦才, 李巧云. 有机肥料对土壤钾素供应能力及其特点研究. *中国农业生态学报*, 2003, 11(2): 61-63
- [41] 杨玉爱, 何念祖, 叶正钱. 有机肥料对土壤锌、锰有效性的影响. *土壤学报*, 1990, 27(2): 195-201
- [42] 张璐, 沈善敏, 廉鸿志, 宇万太. 有机物料中有机碳、氮矿化进程及土壤供氮力研究. *土壤通报*, 1997, 28(2): 71-73
- [43] 周德庆. *微生物学教程*. 2版. 北京: 高等教育出版社, 2002
- [44] 顾益初, 钦绳武. 长期施用磷肥条件下潮土中磷素的积累、形态转化和有效性. *土壤*, 1997, 29(1): 13-17
- [45] Saviozzi A, Levi-Minzi R, Riffaldi R. Mineralization parameters from organic materials added to soil as a function of their chemical composition. *Bioresource Technology*, 1993, 45: 131-135
- [46] 王俊华, 尹睿, 张华勇, 林先贵, 陈瑞蕊, 钦绳武. 长期定位施肥对农田土壤酶活性及其相关因素的影响. *生态环境*, 2007, 16(1): 191-196

Research on Process of Fluvo-Aquic Soil Organic Carbon Mineralization in Initial Stage in Initial Stage of Maize Growth Under Long-Term Different Fertilization

CHEN Ji^{1,2}, ZHAO Bing-zi¹, ZHANG Jia-bao¹, SHEN Lin-lin^{1,2}, ZHANG Hui^{1,2}, QIN Sheng-wu¹

(1 *State Experimental Station of Agro-Ecosystem in Fengqiu, State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, (Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences), Nanjing 210008, China*; 2 *Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China*)

Abstract: In a 37-day laboratory incubation study soil organic C mineralization was determined in soil samples obtained from initial stage of maize growth in an 18 year long-term field experiment which was carried out to evaluate nutrition equilibrium in a fluvo-aquic soil under different fertilization treatments. During the incubation time, cumulative CO₂-C released from soil was positively correlated to soil organic carbon, total nitrogen and microbial activity, which with a general decrease order of OM>1/2OM+1/2NPK>NPK>NP>PK>CK>NK. A modified first-order model best described C mineralization in the soil. Potentially mineralized C (C₀), easily mineralized C (C₁) and the initial potential rate of C mineralization (C₀k) were significantly different among the treatments with a general decline order of organic manure treatments>mineral fertilizer treatments>control, which were positively correlated to soil organic carbon, total nitrogen and microbial activity. Mineralization rate (k) and potentially mineralized C divided by organic C (C₀/Organic C) were not significantly different among treatments, which were not correlated to soil organic carbon, total nitrogen and microbial activity except k was negatively correlated to organic carbon. Consequently, we conferred that long-term application of both organic manure (OM or 1/2OM+1/2NPK) and mineral fertilizers (except NK) to soil could significantly increase the mineralization of soil organic carbon, reflecting the differences in soil properties, thus increase the availability of soil mineral nutrients to crops and soil organic carbon content.

Key words: Long-term different fertilization, Soil organic carbon mineralization, Potentially mineralized C, Easily mineralized C