

基于 DNDC 模型的不同秸秆还田填埋深度下农田 N₂O 气体排放模拟

陈 燊, 包云轩, 吕 青, 唐 倩 (南京信息工程大学应用气象学院, 江苏南京 210044)

摘要 利用 2013 年吴江试验区水稻种植季定点、连续监测 N₂O 气体排放量数据、气象数据、土壤理化性质等资料, 运用 DNDC 模型(脱氮-分解模型)研究该模型是否可以预测不同秸秆还田填埋深度下 N₂O 排放速度、排放总量和排放变化趋势, 并对影响 N₂O 排放的主要因素进行了灵敏度分析。结果表明, DNDC 模型可以对不同秸秆还田填埋深度下 N₂O 的排放速度、排放总量和变化趋势进行模拟; 年平均温度、土壤 pH、土壤有机碳含量、施肥量和秸秆还田量对不同秸秆还田填埋深度下 N₂O 气体排放非常敏感。

关键词 DNDC 模型; 秸秆还田; 填埋深度; 农田 N₂O 气体; 排放

中图分类号 S181 **文献标识码** A **文章编号** 0517-6611(2018)14-0064-04

Simulation of Nitrous Oxide Emission under Different Straw Retention Depths Based on Denitrification-Decomposition Model

CHEN Can, BAO Yun-xuan, LÜ Qing et al (College of Applied Meteorology, Nanjing University of Information, Science and Technology, Nanjing, Jiangsu 210044)

Abstract This research combined the paddy planting season data in Wujiang region, China with the DNDC model (Denitrification - Decomposition model) to detect whether the DNDC could be used to simulated the N₂O emission speed, annual discharge amount and discharge change tendency. This research also analyzed the sensitivity of the important factors which affect the N₂O discharge amount. The results were as follows: DNDC model could be used to simulate the N₂O emission speed, annual discharge amount and discharge change tendency under different straw retention soil depths. The annual mean temperature, soil pH, soil organic carbon amount, fertilization amount and straw retention amount could influence the N₂O gas discharge amount sensitively.

Key words Denitrification-Decomposition Model; Straw retention; Landfill depth; Nitrous oxide; Emission

温室气体排放是一个全球性的环境问题, 已受到越来越多学者的广泛关注^[1]。其中氧化亚氮(N₂O)是旱地土壤温室气体排放中最重要的排放气体之一。2007 年 IPCC 报告显示, 截至 20 世纪末, 农田 N₂O 排放总量为 3.50 × 10⁶ t N/a, 占人为源排放量的 61.4%, 占全球 N₂O 总排放量的 23.8%^[1]。影响农田 N₂O 排放的因素很多, 主要有土壤温度、水分、施肥种类等。La Scala 等^[2]研究发现当土壤温度从 0℃ 逐渐上升至 35℃ 时, 土壤微生物活性和土壤 N₂O 的排放量均显著升高。Batjes^[3]分析了不同水分含量下 N₂O 排放速率, 结果表明, 土壤水分含量越高, N₂O 排放速率也相应增加。在氮肥种类和用量上, 研究表明, 化学氮肥施用量增加了稻田 N₂O 的排放, 且硫酸铵比尿素排放更多的 N₂O^[4]。施用硫酸铵 100 和 300 kg/hm² 引起的 N₂O 损失率分别为 0.04% 和 0.26%, 而施用尿素分别为 0.03% 和 0.15%^[5]。Ball 等^[6]研究表明土壤孔隙度的变化影响土壤通气性和水分含量, 因而影响土壤硝化作用、反硝化作用和微生物的呼吸作用以及 N₂O 在土壤中的扩散速率; 土壤孔隙度还影响有机质的分解速率, 从而影响 N₂O 的排放量。矿化氮主要影响农田 N₂O 的排放, Comber 等^[7]认为化学氮肥的施用增加了农田 N₂O 的排放, 且硫酸铵比尿素能排放更多的 N₂O。

纵观农田 N₂O 排放研究的领域, 对农田 N₂O 排放机理的研究较多, 也有较多对农田 N₂O 减排的研究。但对如何使用模型对不同秸秆还田填埋深度条件下 N₂O 排放量进行模

拟并研究影响农田不同秸秆还田填埋深度下 N₂O 排放的其他各个重要因子的灵敏度, 目前研究较少。笔者利用 2013 年吴江地区水稻种植季连续 N₂O 气体排放量监测数据、气象数据、土壤理化性质数据等资料, 运用 DNDC 模型(Denitrification-Decomposition, 脱氮-分解模型)进行准确、快速地预测不同秸秆还田填埋深度所产生的 N₂O 气体排放量, 并分析年平均温度、土壤 pH、土壤有机碳(SOC)含量、施肥量和秸秆还田量这 5 个因子在不同秸秆还田填埋深度所产生的 N₂O 气体排放量的灵敏度, 以期对农田温室气体的有效减排提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况 研究区位于江苏省吴江市, 属于亚热带季风气候, 全年温和湿润, 四季分明, 雨量充沛, 日照充足, 无霜期长。年均总日照时数 2 130.2 h, 占可照时数的 48%; 年均气温 15.4℃; 年均降水量 1 054 mm。该研究区土壤类型为太湖地区典型的水稻土—乌栅土。据 97 个剖面统计, 乌栅土耕层有机质 28.40 g/kg, 全氮 1.65 g/kg, 全磷 0.53 g/kg, 速效磷 8.00 mg/kg, 速效钾 92.00 mg/kg, 保肥能力较强, 乌栅土内排水性能较差, 土壤自然含水量为 40.4%。该土种是太湖地区低田迁区的主要土壤类型, 土壤基本性质: 土壤容重 1.36 g/cm³, pH 6.57, 田间持水量 40.3%, 凋萎系数 32.24%, 黏粒系数 53.11%, 表层有机碳含量 0.025 kg C/kg, C/N 10.90, 初始硝态氮 6.11 mg N/kg, 初始铵态氮 13.48 mg N/kg。土壤养分含量较丰富, 但养分释放缓慢, 质地黏重, 易受滞害。研究区种植制度主要以稻麦轮作为主。

1.2 试验设计 试验设 2 个处理, 即秸秆填埋 10 cm 处理(C10); 施用 328 kg N/hm² 氮肥, 秸秆在前次水稻收获后立即填埋还田, 填埋深度为 10 cm。填埋 20 cm 处理(C20): 施用 328 kg N/hm² 氮肥, 秸秆也在前次水稻收获后立即填埋还

基金项目 江苏省自然科学基金青年基金项目(SBK2015040286); 南京信息工程大学学校人才启动费项目(2241021301111); 中国博士后基金项目(158105); 中科院南京土壤研究所开放基金项目(Y20160038); 2016 年南京信息工程大学大学生创新训练项目(1212071601197)。

作者简介 陈燊(1986—), 男, 江苏南京人, 讲师, 博士, 从事地理信息系统和应用气象研究。

收稿日期 2018-02-03; **修回日期** 2018-03-01

田,埋埋深度为 20 cm。每个处理小区面积为 $5\text{ m} \times 5\text{ m}$,每个处理 3 次重复。秸秆还田量为 $3\ 750\text{ kg}/\text{hm}^2$,在秸秆还田前测定初始硝态氮和铵态氮含量。施肥情况见表 1,灌溉情况见表 2。

表 1 施肥量
Table 1 Fertilizer amount

施肥日期 Application date	施肥种类 Fertilizer types	施肥量 Fertilizer amount $\text{kg}/\text{N}/\text{hm}^2$
06-27	N: P_2O_5 : K_2O	60
07-04	碳酸氢铵	60
07-13	尿素	134
08-05	尿素	74

表 2 灌溉次数和灌溉量
Table 2 Irrigation times and irrigation amount

灌溉日期 Irrigation date	灌溉量 Irrigation amount//cm	灌溉日期 Irrigation date	灌溉量 Irrigation amount//cm
06-27	13.10	08-03	10.16
07-05	1.00	08-07	2.55
07-13	4.53	08-31	6.17
07-22	1.85	09-07	2.17
07-25	3.28	09-21	8.03

1.3 测定项目与方法 采用静态暗箱-气相色谱法监测供试稻田土壤中 N_2O 排放通量和土壤的呼吸动态。田间试验所用采样箱为四面和顶部封闭的不锈钢箱(规格为 $50\text{ cm} \times 50\text{ cm} \times 50\text{ cm}$),外部用泡沫包裹以避免阳光直射使箱内温度过高,箱内装有采样管、测温探头和电扇(用于混匀箱内气体)。静态箱的不锈钢底座安置于水稻行间,置入土壤上部 10 cm,并保证底座边缘与地表相平,安放好后整个水稻生长季底座不再移动。采样时将采样箱放置在不锈钢底座上,并于底座水槽内加水,以保证静态箱内气密性良好。使用 100 mL 注射器于静态箱密封后的第 0、8、16、24、32 min 抽取箱内空气并注入真空气袋内(大连普莱斯特公司)保存,并及时带回实验室分析。取样结束后,立即将采样箱从底座移开,以减少采样过程对供试土壤所造成的扰动。气体采集过程中同步测定并记录箱内温度。采用安捷伦 7890A 气相色谱分析仪(安捷伦科技(中国)有限公司)检测所收集气体样品中 N_2O 的浓度,测定 N_2O 浓度所用检测器分别为氢火焰离子化检测器(FID)和电子捕获检测器(ECD),载气为高纯氮气^[8-9]。

田间原位监测于 2013 年水稻生长季进行。为了便于比较和消除由日变化所导致的通量差异,采集气体样品时间固定为 9:00—11:00。采样频率通常为 7 d 1 次,并于施肥后增加监测频率,监测频率为 3~4 d,追肥后监测频率为 12 d 左右,降雨事件后监测频率为 3~7 d^[10]。

使用单次 N_2O 通量监测数据直接外推得到日排放通量。对于缺测的每日排放量,以最近 2 个监测日的算术平均值内插估算。累加所有日期(监测日和缺测日)的排放通量计算

得到季节排放总量^[11-12]。

在采集气体样品的同时使用 JM624 便携式温度计(天津今明仪器有限公司,天津)测定 10 和 20 cm 土层的土壤温度。在水稻生长期间,使用时域反射仪(TDR, Trime-IPH, Imko, 德国)逐日分层测定各试验小区 0~10 和 10~20 cm 土层的土壤体积含水量。所测土壤体积含水量转化为土壤含水孔隙率(WFPS)^[13]。

在水稻生长季,于试验前和试验后采集土壤样品(0~10 和 10~20 cm),用于测定土壤基本理化性质和养分含量,主要有土壤容重、pH、土壤机械组成、有机质含量、全氮、全磷、全钾、硝态氮和铵态氮含量等。土壤理化性质采用常规农业化学分析方法^[14]。每一水稻生长季逐日记录气象资料(降雨量、日最高、最低气温和风速等),及时记录田间管理措施,如播种—收获时间、耕作、施肥次数、施肥量和灌溉量等。

1.4 DNDC 模型 所选用的 DNDC 模型是美国新罕布什尔大学李长生教授基于施肥量、气候条件、土壤特性和农田管理等要素而建立的一种农田生态系统碳、氮循环模型。模型由 6 个子模型构成,以日或小时为时间步长分别模拟土壤气候、农作物生长、有机质分解、硝化、反硝化和发酵过程^[15]。对于模拟 N_2O 气体排放, DNDC 模型的主要理论假说包括土壤排放 N_2O 表现为产生一系列 N_2O 排放峰的过程;微生物的反硝化作用过程是土壤 N_2O 的主要生成过程;降雨、灌溉和农事活动是产生 N_2O 排放峰的直接驱动因子;土壤湿度变化控制反硝化作用和硝化分解作用是否发生^[16]。该模型以土壤性质、气候状况和农业生产措施为输入信息,可模拟农业生态系统中 N_2O 等气体的产生与排放,还可以输出每日土壤及植物体中的 C 和 N 含量、土壤不同层次的温度和湿度等以及排放到大气中的 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 和 N_2 气体量等相关信息^[17-18]。

1.5 灵敏度分析 灵敏度检验是在保持其他影响因子不变的情况下,在一定范围内变动其中一个影响因子的数值输入 DNDC 模型,模拟温室气体排放通量的变化规律^[19]。在灵敏度检验中采用的基准情景为当地气候条件,具体灵敏度因子选取和变化范围见表 3。

2 结果与分析

2.1 农田 N_2O 气体排放模拟 对 2013 年研究区水稻种植季 C10 和 C20 的农田 N_2O 气体排放进行模拟,并将模拟值和测定值进行比较以验证模型模拟的正确性。从图 1 可以看出,2013 年研究区水稻种植季,模型在模拟不同秸秆埋埋深度下 N_2O 气体排放时,均能够准确地捕捉到由于施肥作用所引起的 N_2O 排放峰。第 1 个排放高峰均处于水稻生长 42 d 附近,这是由于第 1 次施肥和第 2 次施肥引起的,由于这 2 次施肥量较小,施肥时间间隔较短,因此仅出现了一个排放峰。第 2 个大的排放峰出现在水稻生长 52 d 附近,这是由第 3 次施肥作用引起的,同时由于第 3 次施肥的施肥量为 $134\text{ kg N}/\text{hm}^2$,是 4 次施肥过程中最大的,因此农田的 N_2O 排放量也最高。最后一个排放峰出现在 76 d 左右,这是由最后一次追肥 $74\text{ kg N}/\text{hm}^2$ 引起的。模拟后的 C10 和 C20 N_2O

排放速度和排放趋势均与 2013 年研究区水稻生长季农田 N_2O 监测数据变化趋势一致, 相关系数分别为 0.857 4 和 0.862 1, 均方根误差分别为 7.268 1 和 5.715 8。这说明在

2013 年研究区水稻种植季, DNDC 模型可以模拟不同秸秆填埋深度下农田 N_2O 气体排放速率的变化趋势。

表 3 灵敏度因子
Table 3 Sensitivity factor

项目 Item	水稻生长 季平均温度 The average temperature// $^{\circ}C$	土壤 pH Soil pH	SOC 含量 SOC content kg C/kg	初始硝态氮 Initial nitrate nitrogen mg N/kg	秸秆还田量 Straw mulching quantity kg/hm ²	氮肥用量 Nitrogen fertilizer amount kg N/hm ²
基准值 Reference value	15	7	0.025	6.11	3 750	328
检验范围 Test range	-2 ~ 2	5, 6, 8, 9	0.005, 0.015, 0.035, 0.045	4.11, 5.11, 7.11, 8.11	1 750, 2 750, 4 750, 5 750	128, 228, 428, 528

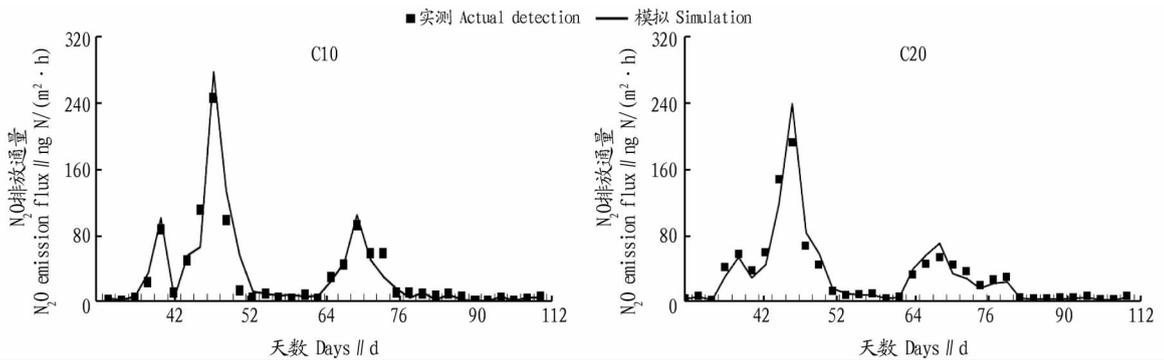


图 1 C10 和 C20 N_2O 气体排放模型验证

Fig. 1 Model verification of C10 and C20 N_2O emission

对 2013 年研究区不同秸秆还田填埋深度下农田 N_2O 气体排放的测定量、模拟量和排放因子进行统计分析(表 4)。从图 1 和表 4 可知, 在不同秸秆还田填埋深度下 C10 农田 N_2O 气体总排放量和每日农田 N_2O 气体排放量的测定值和模拟值均高于 C20, 产生这一现象的主要原因: C10 秸秆填埋深度较浅为 10 cm, 这说明土壤深度为 10 cm 时, 秸秆的分解速度较快, 微生物活性也较剧烈, 硝化作用得到了加强, 因此农田 N_2O 气体排放量也随之增加, 这与 Wang 等^[20] 对有机质

分解与填埋深度的关系研究结果一致。同时通过 DNDC 模型模拟得到 N_2O 气体排放因子, C10 的模拟值也高于 C20, 这说明 DNDC 模型可以区分由于秸秆还田填埋深度的不同所带来的 N_2O 气体排放总量的变化。对比 N_2O 气体排放总量和 N_2O 气体排放因子的测定值与模拟值可以发现, 测定值均小于模拟值, 这主要是 DNDC 模型过高地估计了土壤中硝化作用和反硝化作用^[21-22], 因此, 年 N_2O 气体排放量和排放因子的模拟值高于测定值。

表 4 2013 年不同秸秆还田填埋深度下 N_2O 气体排放测定量、模拟量和排放因子

Table 4 The observation and simulation amount and emission factor of N_2O emission under different straw retention depths in 2013

项目 Items	C10 kg N/hm ²	C20 kg N/hm ²	C10 排放因子 C10 emission factor	C20 排放因子 C20 emission factor
N_2O 测定值 N_2O measurement value	10.15	9.95	3.12	2.32
N_2O 模拟值 N_2O simulation value	11.06	10.07	3.23	2.76

2.2 灵敏度 年平均温度、土壤 pH、SOC 含量、施肥量和秸秆还田量这 5 个因子进行灵敏度分析, 结果见图 2。在对研究区水稻生长期 N_2O 排放量的模拟中, 年平均温度、土壤 pH、SOC 含量、施肥量和秸秆还田量这 5 个因素均会对 C10 和 C20 的 N_2O 排放总量产生较大影响。C10 在年均温下降 1 $^{\circ}C$ 时, N_2O 总量呈上升趋势, 而 C20 在年均温下降 1 $^{\circ}C$ 时, N_2O 总量呈下降趋势(图 2A)。这是因为 C10 的秸秆填埋在

10 cm 处, 年均温下降 1 $^{\circ}C$, 可能更适合微生物的活动, 因此 N_2O 排放总量上升。但同样年均温下降 1 $^{\circ}C$, C20 的秸秆填埋在 20 cm 处, 由于 20 cm 处的微生物量比 10 cm 处的微生物量少, 且秸秆的分解速度慢, 因此虽然年均温下降 1 $^{\circ}C$, 但造成 N_2O 排放总量减少的效果并不明显, 仍比正常温度低, 这与 Beer 等^[23] 的研究结果一致。土壤 pH 也是影响 N_2O 排放的重要因素。随着 pH 的变化, C10 和 C20 的 N_2O 排放总

量变化趋势一致(图 2B)。这说明不管秸秆填埋的深度如何变化,碱性条件均不利于硝化细菌和反硝化细菌的生存,因此也不利于 N_2O 的排放。SOC 含量的变化也会影响 N_2O 的排放,但随着 SOC 含量的升高,C10 的 N_2O 排放总量呈先升高后下降的趋势,而 C20 的 N_2O 排放总量则呈先升高后平稳的趋势,同时在 SOC 含量最高时,C20 的 N_2O 排放总量超过了 C10 的 N_2O 排放总量。这是由于 SOC 的上升可以在秸秆

分解的基础上进一步提供给微生物足够的碳源,以增强其活性,因此土壤中硝化作用和反硝化作用显著上升, N_2O 排放总量也随之增加。但上升到一定程度后 N_2O 排放总量达到平衡状态^[24]。施肥量和秸秆还田量的提高均会在 C10 和 C20 中引起 N_2O 排放总量上升的趋势(图 2D、图 2E),其中秸秆还田的 N_2O 排放总量变化趋势和 SOC 的 N_2O 排放总量变化趋势一致。

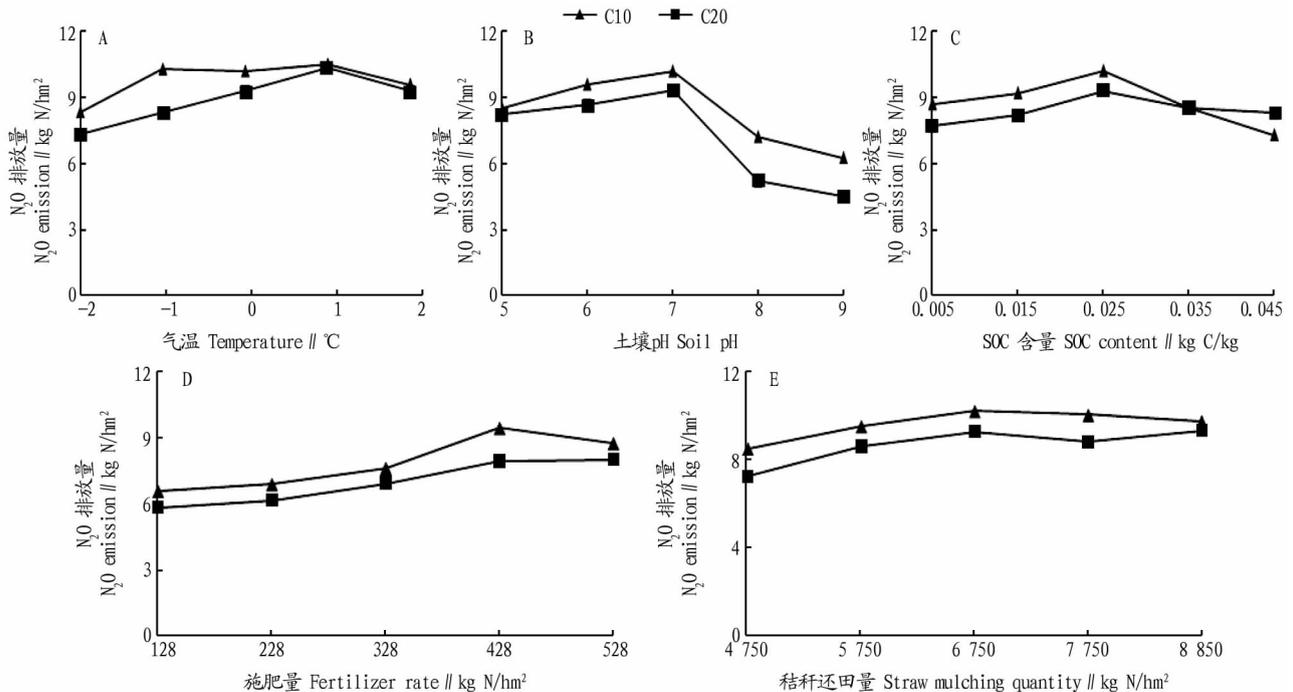


图 2 灵敏度分析

Fig. 2 Sensitivity analysis

3 结论

(1) DNDC 模型可以模拟不同秸秆还田填埋深度下每日 N_2O 气体排放量变化趋势以及 N_2O 气体排放总量。从模拟结果可以看出,秸秆填埋深度为 20 cm 时更能减少农田 N_2O 气体排放总量。

(2) 通过对年平均温度、土壤 pH、SOC 含量、施肥量和秸秆还田量这 5 个因子的灵敏度分析可知,年平均温度、土壤 pH、SOC 含量、施肥量和秸秆还田量均可以影响不同秸秆还田填埋深度下 N_2O 气体的排放总量。同时年平均温度、SOC 含量和秸秆还田量会抑制秸秆填埋深度 10 cm 时的 N_2O 气体排放总量。而土壤 pH 为碱性时会同时抑制秸秆填埋深度 10 和 20 cm 时 N_2O 气体排放总量。

参考文献

- [1] IPCC. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing [M]. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2007
- [2] LA SCALA N JR, BOLONHEZI D, PEREIRA G T. Short-term soil CO_2 emission after conventional and reduced tillage of a no-till sugar cane area in southern Brazil [J]. Soil and tillage research, 2006, 91(1/2): 244-248.
- [3] BATJES N H. Carbon and nitrogen stocks in the soils of Central and Eastern Europe [J]. Soil use and management, 2002, 18(4): 324-329.
- [4] FARAHBAKSHAZAD N, DINNES D L, LI C S, et al. Modeling biogeochemical impacts of alternative management practices for a row-crop field in Iowa [J]. Agriculture, ecosystems and environment, 2008, 123(1/2/3): 30-48.

- [5] HANSEN S, MAHLUM J E, BAKKEN L R. N_2O and CH_4 fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic [J]. Soil biology biochemistry, 1993, 25(5): 621-630.
- [6] BALL B C, RITCHIE R M. Soil and residue management effects on arable cropping conditions and nitrous oxide fluxes under controlled traffic in Scotland. 1. Soil and crop response [J]. Soil & tillage research, 1999, 52(3/4): 177-189.
- [7] COMBER A, BRUNSDON C, GREEN E. Using a GIS-based network analysis to determine urban greenspace accessibility for different ethnic and religious groups [J]. Landscape and urban planning, 2008, 86(1): 103-114.
- [8] LI Y, WHITE R, CHEN D L, et al. A spatially referenced water and nitrogen management model (WNMM) for (irrigated) intensive cropping systems in the North China plain [J]. Ecological modeling, 2007, 203(3/4): 395-423.
- [9] 李虎, 王立刚, 邱建军. 黄淮海平原河北省范围内农田土壤二氧化碳和氧化亚氮排放量的估算 [J]. 应用生态学报, 2007, 18(9): 1994-2000.
- [10] 李晓莎, 岳善超, 李世清. 地膜覆盖对农田 N_2O 排放影响的研究现状 [J]. 安徽农业科学, 2016, 44(10): 78-81.
- [11] EDIS R B, CHEN D L, WANG G, et al. Soil nitrogen dynamics in irrigated maize systems as impacted on by nitrogen and stubble management [J]. Australian journal of experimental agriculture, 2008, 48(3): 382-386.
- [12] 徐香兰, 张科利, 徐宪立, 等. 黄土高原地区土壤有机碳估算及其分布规律分析 [J]. 水土保持学报, 2003, 17(3): 13-15.
- [13] 刘鹏程, 丘华晶. 秸秆覆盖还田与土壤有机无机复合 [J]. 土壤通报, 1993, 24(6): 276-277.
- [14] 李长生, 肖向明, FROLKING S, 等. 中国农田的温室气体排放 [J]. 第四纪研究, 2003, 23(5): 493-503.
- [15] LI C S. Biogeochemical concepts and methodologies: Development of the DNDC model [J]. Quaternary sciences, 2001, 21(2): 89-99.

洁警戒级别的几个茶场中 Cd 和 Hg 元素并未在茶叶中大量富集,其 Cd 和 Hg 元素的单项污染指数也较低,分别小于0.2

和0.3,达到1级茶叶产品标准^[14],说明所调查的5个长沙茶园茶叶未受重金属污染,在规定的标准范围内。

表6 茶叶重金属污染指数

Table 6 Pollution index of heavy metals in tea

茶园 Tea gardens	茶叶样品 Tea samples	单项污染指数 Single pollution index						Nemerow 污染指数 Nemerow pollution index
		Pb	Cu	Cr	Cd	Hg	As	
金井 Jinjing	新叶	0.144	0.398	0.110	0.083	0.160	0.130	0.308
	老叶	0.128	0.332	0.104	0.019	0.147	0.165	0.259
湘丰 Xiangfeng	新叶	0.184	0.384	0.120	0.111	—	0.240	0.311
	老叶	0.178	0.338	0.110	0.018	0.157	0.210	0.266
淳口 Chunkou	新叶	0.154	0.318	0.120	0.054	0.227	—	0.258
	老叶	0.112	0.290	0.190	0.018	0.207	0.170	0.240
银峰 Yinfeng	新叶	0.132	0.378	0.090	0.065	0.173	0.200	0.296
	老叶	0.092	0.332	0.130	0.053	—	0.185	0.265
沔山 Weishan	新叶	0.154	0.364	0.070	0.047	0.087	0.110	0.275
	老叶	0.118	0.327	0.050	0.014	0.143	0.180	0.252

3 结论

(1)长沙市金井、湘丰、淳口、银峰和沔山5个茶园土壤中 Pb、Cu、Cr、Cd、Hg 和 As 重金属元素含量均低于含量限值,单项污染指数和 Nemerow 综合污染指数均小于1.0,说明这5个茶园符合无公害茶场建设的条件。但是,长沙地区茶园土壤为尚清洁警戒的数量,相较于2005年有所增加,应当引起重视。

(2)5个茶园茶树的老叶和新叶重金属含量处于限定值范围内,单项污染指数和 Nemerow 综合污染指数较低,茶叶重金属含量符合1级茶叶产品标准,但是茶叶中 Cu 元素的富集系数较高,应在茶叶施肥和喷洒农药等过程中注意 Cu 元素的控制,继续保证茶叶的质量。

参考文献

- [1] CABREA C, ARTACHO R, GIMÉNEZ R. Beneficial effects of green tea: A review [J]. *Journal of the American college of nutrition*, 2006, 25(2): 79-99.
- [2] 李云, 张进忠, 童华荣. 重庆市某茶园土壤和茶叶中重金属的监测与污染评价[J]. *中国农学通报*, 2007, 23(7): 519-524.
- [3] JANKUN J, SELMAN S H, SWIERCZ R, et al. Why drinking green tea could prevent cancer[J]. *Nature*, 1997, 387(6633): 561.

- [4] 李仪, 章明奎. 杭州西郊茶园土壤重金属的积累特点与来源分析[J]. *广东微量元素科学*, 2010, 17(2): 18-25.
- [5] 张清海, 龙章波, 林绍霞, 等. 贵州云雾茶园土壤高含量重金属和砷在茶叶中的积累与浸出特征[J]. *食品科学*, 2013, 34(8): 212-215.
- [6] 叶宏萌, 李国平, 郑茂钟, 等. 武夷山茶园土壤重金属环境风险等级评价及溯源分析[J]. *福建农业学报*, 2016, 31(4): 395-400.
- [7] 韩文炎. 茶树铜含量及其与土肥的关系[J]. *茶叶*, 1992, 18(4): 12-15.
- [8] 唐茜, 叶善蓉, 陈能武, 等. 茶树对铬、镉的吸收积累特性研究[J]. *茶叶科学*, 2008, 28(5): 339-347.
- [9] 余轩, 黄静, 欧阳林. 长沙市茶叶产业现状及发展思路[J]. *茶叶通讯*, 2011, 38(1): 35-37.
- [10] 杨霞, 彭渤, 吴雅弄, 等. 湘江湘潭段河岸沉积物重金属污染地球化学分析[J]. *地球化学*, 2016, 45(1): 62-76.
- [11] 胡杨, 许涛. 湖南湘江流域重金属污染现状及建议[J]. *民营科技*, 2016(8): 220.
- [12] 张立成, 董文江, 郑建勋, 等. 湘江河流沉积物重金属的形态类型及其形成因素[J]. *地理学报*, 1983, 38(1): 55-64.
- [13] 陈红梅, 张滨. ICP-MS 法测定茶叶中铅、铬、镉、砷、铜等重金属元素[J]. *食品安全质量检测学报*, 2011, 2(4): 193-197.
- [14] 李友勇, 梁名志, 田易萍, 等. 景洪市茶园茶叶和土壤中重金属的污染评价[J]. *安徽农业科学*, 2011, 39(15): 8972-8975.
- [15] 郭海彦, 周卫军, 张杨珠, 等. 长沙“百里茶廊”茶园土壤重金属含量及环境质量特征[J]. *环境科学*, 2007, 29(8): 2320-2326.
- [16] 方凤满, 王翔, 林跃胜. 皖南典型茶园茶叶中金属元素富集规律及其健康风险研究[J]. *水土保持学报*, 2015, 29(4): 229-235.

(上接第67页)

- [16] LI C S, XIAO X M, FROLKING S. Green house gas emissions from croplands of China[J]. *Quaternary sciences*, 2003, 23(3): 493-503.
- [17] 李长生. 生物地球化学的概念与方法——DNDC 模型的发展[J]. *第四纪研究*, 2001, 21(2): 89-99.
- [18] ABDALLA M, KUMAR S, JONES M, et al. Testing DNDC model for simulating soil respiration and assessing the effects of climate change on the CO₂ gas flux from Irish agriculture[J]. *Global and planetary change*, 2011, 78(3/4): 106-115.
- [19] WATTENBACH M, SUS O, VUICHARD N, et al. The carbon balance of European croplands: A cross-site comparison of simulation models [J]. *Agriculture, ecosystems and environment*, 2010, 139(3): 419-453.
- [20] WANG W, GUO J X, OIKAWA A T. Contribution of root to soil respiration and carb on balance in disturbed and undisturbed grassland communities, northeast China[J]. *Journal of biosciences*, 2007, 32(2): 375-384.

- [21] 吴乐知, 蔡祖聪. 农业开垦对中国土壤有机碳的影响[J]. *水土保持学报*, 2007, 21(6): 118-121.
- [22] LI C S, FROLKING S E, HARRISS R C, et al. Modeling nitrous oxide emissions from agriculture: A Florida case study [J]. *Chemosphere*, 1994, 28(7): 1401-1415.
- [23] BEER T, MEYER M, GRANT T, et al. Life-cycle assessment of greenhouse gas emissions from agriculture in relation to marketing and development. Irrigate maize: From maize field to grocery store [R]. Report HQ06A/6/F3.5, final report by CSIRO to the Australian Greenhouse Office, Grains Research and Development Corporation and CRC for Greenhouse Accounting, 2005.
- [24] KAHIMBA F C, RANJAN R S, FROESE J, et al. Cover crop effects on infiltration, soil temperature, and soil moisture distribution in the Canadian Prairies [J]. *Applied engineering in agriculture*, 2008, 24(3): 321-333.