

文章编号: 0564-3945(2000)02-0091-05

文献综述

浅谈推算和预测宏观尺度土壤 N₂O 释放量的方法

徐文彬

(中国科学院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室, 贵州 贵阳 550002)

摘要: 土壤是 N₂O 的最主要释放源, 本文综述了根据局部地区土壤 N₂O 释放观察结果, 推算和预测宏观尺度土壤甚至全球土壤 N₂O 释放通量变化和年释放量的方法, 评述了各类方法的优缺点, 并着重讨论了释放过程机理模型的应用。

关键词: N₂O, 宏观尺度土壤, 释放量, 机理模型

中图分类号: S153.1

文献标识码: A

N₂O 是大气中重要的长寿命痕量温室气体, 也是破坏平流层下部 O₃ 层的 NO_x 的生成源。冰芯记录表明 N₂O 大气浓度是在工业革命后开始快速增长的。大量田间 N₂O 释放通量实测数据已证实土壤是 N₂O 的最主要释放源^[1], 因此准确定量出全球各类土壤的 N₂O 释放通量变化及年释放量是确定全球 N₂O 释放总量及明确人类活动贡献率的基础。

宏观尺度土壤(大区域或全球土壤) N₂O 释放量的获得主要是根据局部地区研究点土壤 N₂O 释放的观察结果, 通过各种方法将观察结果推广到较大的区域甚至全球土壤, 并对它们未来的释放情况作出预测。本文综述了这些推算和预测方法, 特别对释放过程机理模型的应用进行了深入的探讨。事实上, 推算如 CO₂、CH₄、NO_x 和 NH₃ 等重要痕量气体的全球土壤释放量的方法也与 N₂O 相似。

目前主要采用以下两种方法来推算宏观尺度土壤的 N₂O 释放量情况: 利用生态系统类型和 N₂O 释放通量间的经验关系机械推算; 建立 N₂O 释放过程模型。

1 根据生态系统类型和 N₂O 释放通量间的经验关系推算

过去十多年中, 许多研究者为了获得全球土壤 N₂O 释放量, 做了大量研究工作。早期研究者由于受田间 N₂O 实测通量数据缺乏的限制, 通常采用假设某几个研究点的释放通量数据具普遍代表性来推算大区域土壤甚至全球土壤的 N₂O 释放量。随着对各类土壤

N₂O 释放过程的大量观察, 有些研究者采用将全球土壤划分成若干个生态系统类型, 并假设由箱技术测得的各生态系统中“典型地区”的 N₂O 释放通量代表了该生态系统的平均 N₂O 释放速率, 据此, 根据“典型地区”的 N₂O 释放通量与其所代表生态系统的土壤面积的乘积来机械计算全球各类土壤的 N₂O 释放量^[2-4], 这种推算方法利用了各类土壤或生态系统间的自然特征差异。

由于土壤 N₂O 释放通量受气候、土壤理化性质等的影响, 尤其是受土壤温湿度、质地、C/N、基质及气温和降雨变化等的影响, 而具有高度的时空变异, 这给上述推算方法带来很大误差, 使各研究者的估算结果间存在很大差异。此外, 上述推算方法还存在以下问题: (1) 判断局部研究地区的 N₂O 释放通量是否具区域代表性的标准很模糊, 一般将研究得较为透彻的地区作为“典型地区”^[1], 这种判断引入了较大的人为误差。(2) 若划分出的生态系统类型与 N₂O 释放通量变化关系不密切, 则这种分类就失去意义, 如在一些研究中根据生态系统结构和植物组成分类, 但分类后各生态系统在 N₂O 释放通量上的差异可能很小。(3) 这种方法无法预测未来环境变化和人类活动对全球土壤 N₂O 释放的影响。

尽管存在这些缺点, 但上述推算方法是定量全球土壤 N₂O 粗略释放量的最简单方法。近来有人根据土壤、植物和气候因素对土壤生态系统类型进行进一步的划分归类, 或结合既控制着土壤生态系统特征又控

收稿日期: 1998-07-24

制着 N_2O 释放特征的因素进行详细分类, 如 Matson 和 Vitousek 根据土壤肥力对热带森林生态系统进行分类, 并据此计算了热带森林土壤的 N_2O 年释放量^[5]。虽然这些改进方法不同程度上提高了结果的准确性, 但这种根据局地 N_2O 释放能量数据机械推算大区域甚至全球土壤 N_2O 释放量的方法无法解决和消除 N_2O 释放通量复杂时空变化所带来的误差, 也无法预测未来气候、环境变化和人类活动对 N_2O 释放的影响。因此, 若要提高推算和预测宏观尺度土壤 N_2O 释放量的准确度和精度, 最终还需采用建立在 N_2O 释放过程基础上的各种模拟模型。

2 根据 N_2O 释放过程模拟模型推算

测量各类土壤局部研究点 N_2O 释放通量的根本目的是阐明土壤释放 N_2O 的生物地球化学过程, 获得释放速率与控制它们释放的气候、土壤理化性质和农事活动等主要因素间的定量关系, 并依据这些信息, 建立释放过程模拟模型来推算大区域甚至全球土壤的 N_2O 释放量, 并据此识别主要的释放区域或生态系统及将来的释放热点, 预测区域或全球未来环境变化及人类活动对释放的影响。

释放过程模拟模型分为经验公式模型和释放过程机理模型, 前者是根据大量的田间 N_2O 释放过程观察结果推导出的 N_2O 释放通量与控制因素间的定量经验公式来推算宏观尺度土壤的释放情况^[1]; 后者是根据土壤 N_2O 生成、消耗和迁移过程机理, 及与控制因素间的定量关系而建立的模拟模型。这两种方法均建立在 N_2O 释放通量与其影响因素如土壤温湿度、肥力、碳氮基质、pH 值和土壤质地及气候变化和农事活动等的定量关系基础上, 这种定量关系提供了有关释放源生态系统特征和释放过程动力学方面的信息。后者远比前者复杂, 建立释放过程机理模型除需对释放过程与微观和宏观控制因素间进行定量参数化, 并建立反映释放过程的模拟模型外, 还需能获得大量的输入参数数据。释放过程机理模型除能较好地预测未来环境变化和人类活动对全球土壤 N_2O 释放的影响程度外, 它的最大优点是理想的机理模型能准确地反映出土壤 N_2O 释放通量的时空变化, 因此它能准确评估出各类土壤及全球土壤的 N_2O 释放量, 计算精度和准确度远高于其它方法。

2.1 根据经验公式建立的模型进行推算

这类模型建立在土壤 N_2O 释放通量与其关键控制因素间的定量关系上, 因此需准确判别控制 N_2O 释放变化的关键影响因素, 这类因素如生物群落种类、土温和降水等。Bouwman 等的研究便是一例^[6], Bouwman 等根据土壤 N_2O 释放通量变化与土壤有机 C 输入量、土壤肥力、土壤温度、土壤湿度和土壤氧分压等

5 个主要影响因素间的简单定量关系推算了全球自然土壤 N_2O 相对释放量的时空变化。模型假定有机 C 输入量与初级生产力成正比例, 及表面 30cm 土层区是 N_2O 的主要生成区。每单位网格每月的 N_2O 释放量指数由下式计算: $N_2O = (\text{土壤有机 C 输入量} \times \text{土壤肥力} \times \text{土壤温度} \times \text{土壤湿度} \times \text{土壤氧分压})^{1/5}$, 输入数据来自 $1^\circ \times 1^\circ$ 网格。模型反映出气候变化是控制全球土壤 N_2O 释放量关键的因素, 气候变化控制着生物群落类型和土壤类型及其他参数。模型推算出全球土壤年 N_2O 释放量约 $6.8 \text{ Tg } N_2O - N$, 该结果接近于徐文彬和洪业汤最近根据迄今确定的全球所有 N_2O 释放源及各释放源的最近释放强度估算值而得出的全球土壤 N_2O 释放量^[7]。但模型高估了热带地区的 N_2O 释放量, 同时模型无法解释降雨事件与土壤 N_2O 释放通量变化间的耦合关系, 即无法根据气候模型预测未来的释放变化。

建立在 N_2O 释放通量与土壤温湿度、肥力等影响因素定量关系基础上的简单模拟模型并不能详细和有效地反映出 N_2O 释放过程中的复杂性, 但建立这种简单模型很必要, 因为它能粗略评估出各类土壤或各区域在 N_2O 释放上的相对重要性, 并能判别影响 N_2O 释放的关键因素。若要详尽反映 N_2O 释放过程中的复杂时空变化及未来环境变化和人类活动的影响, 需依靠释放过程机理模型。

2.2 根据释放过程机理模型进行推算

土壤释放的 N_2O 主要来自土壤中微生物的硝化和反硝化作用过程。虽然不同环境下反硝化和硝化作用影响因素的相对重要性可能不同, 但土壤释放的 N_2O 是反硝化和硝化作用过程的中间产物, 这对绝大多数土壤都是如此, 这是建立释放过程机理模型的基础。

释放过程机理模型包括了从详细反映释放过程的模拟模型到结合地理信息系统能推算宏观尺度土壤 N_2O 释放情况的模型, 前者一般是对室内硝化或反硝化培养实验过程的模拟, 用于检验假设和提出科学认识; 后者是对田间土壤的模拟, 用于定量不同类型土壤甚至全球土壤的 N_2O 释放情况, 前者是后者的认识基础。理想的释放过程机理模型除能正确地模拟土壤中的微生物反硝化和硝化作用过程外, 还需反映出土壤中 C、N 等反硝化和硝化作用基质的变化及土壤好氧—厌氧状态的变化, 这些变化与土壤中的其它生物地球化学过程如有机质矿化分解、固持吸收、 NH_4^+ 交换等过程, 及与土壤理化性质、气候和农事活动等密切相关, 即机理模型需结合土壤中的微生物活动、C、N 基质的生成和消耗及 N_2O 的运移等过程。模拟结果能有效反映出局地研究点、区域甚至全球在分/天至季节/年时间尺度上的 N_2O 释放量, 即能表征出各种时空尺

度下土壤的 N₂O 释放变化.

前人已建立了不少 N₂O 释放过程机理模型(表 1). 早期研究者建立的模型^[8,9,14]是对室内反硝化作用

用培养实验的动力学过程的模拟. 随着认识的进展, 之后建立的一些模型^[11-13,18,19]能用于计算农业土壤反硝化作用过程中的 N 损失总量(N₂O+N₂), 但无法单

表 1

土壤 N₂O 释放过程机理模型

引用的文献	模型主要内容
Focht(1974) ^[8]	反硝化过程速率和 NO ₃ ⁻ 浓度无关, 是 pH 和氧分压的线性函数, 是温度的指数函数, N ₂ O/N ₂ 比值仅依赖于氧分压和 pH.
Mehran and Tanji(1974) ^[9]	用一级反应动力学计算了土壤 N 库的转化(硝化作用、反硝化作用、矿化作用、固定作用、植物吸收和 NH ₄ ⁺ 交换), 未论述有机质分解作用和碳基质.
Van Veen and Frissel(1979) ^[10]	有机质是 N 动力学过程(硝化和反硝化作用、矿化作用、固持作用)的中心, C 和 N 循环相互依赖, 各种 C 和 N 库的分解是通过一级或单一反应. 模型仅考虑了反硝化过程的总损失(N ₂ O+N ₂).
Rolston et al. (1984) ^[11]	模拟反硝化过程的总 N 损失. 反硝化速率设成是 NO ₃ ⁻ 浓度、水溶性有机 C 浓度、土壤含水量、温度的函数. 可溶性有机 C 浓度由初始的土壤 C 量和外加的作物残留物或动物厩肥来计算. 最初的反硝化过程模型是一级反应过程即是 NO ₃ ⁻ 浓度的函数. 模型假设反硝化气体产物在土壤无扩散过程, 及反硝作用仅发生在土表 0.5cm 处.
Molina et al. (1983) ^[12] ; Clay et al. (1985) ^[13]	模拟了作物残留物和两个 C 库的短期分解动力学, 每一 C 库都分活动和稳定两部分. N 有效量控制着分解作用速率, 其来自作物残留的分解、矿化、固持、硝化和反硝化过程. 将反硝化过程作为分解过程的常数项.
McConaughy and Bouldin (1985) ^[14]	模拟了室内实验中土壤水饱和条件时无机 N 还原产生 N ₂ O 的过程. 未结合水、热、氧的迁移.
Mosier and Parton (1985) ^[15] ; Parton et al. (1988) ^[16]	模拟施尿素短草大草原土壤的硝化和反硝化作用过程. N ₂ O 生成量由土壤温湿度, NH ₄ ⁺ 和 NO ₃ ⁻ 有效量控制.
Leffelear and Wessel(1986) ^[17]	模拟了均匀土层中微生物呼吸和反硝化作用过程, 没有基质迁移过程. 主要过程是反硝化微生物的生长及 NO ₃ ⁻ 到 N ₂ 的还原, 用一级速率方程计算微生物的生长.
Johansson et al. (1991) ^[18]	是农业土壤反硝化过程 N 总损失(N ₂ O+N ₂)的模型. 反硝化过程速率是土壤温度、氧分压和 NO ₃ ⁻ 有效量的函数, 也是土壤类型和作物的函数. 土壤温湿度由土壤类型和气候所决定, N 输入包括施肥和大气 N 沉降并假设 C 基质充足, 土壤碳库的日分解作用由一级反应动力学表示. 土壤性质和气候控制着模型. 没有基质的迁移扩散.
Grant(1991) ^[19]	描述了农业土壤的反硝化作用. 将氧和基质扩散到厌氧微结构位与各层土壤的 C、N 分解作用(一级动力学)相联系, 反硝化作用由温度和氧浓度控制.
Li et al. (1992a) ^[20] , (1994a) ^[21]	模型根据降雨事件诱使反硝化作用是否发生而控制着 N ₂ O 的产生. 模型由土壤水热子模型、分解作用子模型, 反硝化作用子模型和作物吸收子模型组成. 根据土壤湿度条件判断土壤厌氧条件的形成和基质还原, N ₂ O 来自反硝化和硝化作用. 模型还包括 N ₂ 和 CO ₂ 的释放. 时间步长为 1 小时. 模型输入参数包括常规的土壤和气候数据, 同时模型还反映了农事活动对释放的影响.
Grant et al (1993) ^[22]	根据微生物氧化 C 基质过程中电子受体的次序是 O ₂ →NO ₃ ⁻ →N ₂ O, 建立反硝化过程模型.
Potter et al. (1996) ^[23]	模型由土壤湿度子模型和土壤 C-N 子模型组成, 土壤湿度子模型采用月均土壤湿度, 由月降雨总量控制. 土壤 C、N 的通量采用与气温、土壤湿度、枯枝落叶基质质量和土壤质地等因素有关的无量纲指数来表征. 假设每一时间步长土壤释放的 (NO+N ₂ O+N ₂) 总量占矿化 N 2% 不变, NO/N ₂ O/N ₂ 比值由土壤湿度控制. 根据土壤的 N 矿化速率和土壤湿度的变化估算每月的 NO, N ₂ O 和 N ₂ 产量. 模型未区分硝化和反硝化作用, 也未考虑农事活动和生物质燃烧等对释放的影响; 模型无法反映降雨后的 N ₂ O 瞬间释放峰值.

独计算 N₂O 的释放. 有些模型虽单独考虑了 N₂O 释放项, 但模拟过程忽略了 C、N 等反硝化和硝化作用基质的迁移扩散过程^[17]; 有些仅依据单独的反硝化作用过程来预测 N₂O 的释放, 模拟过程未考虑到硝化作用过

程释放的 N₂O 及硝化、有机质分解等过程对反硝化作用中 C、N 基质的影响^[22]. 而文献[10] 虽模拟了反硝化过程、有机质分解过程和基质扩散, 及土壤中无机 N 的各种转化过程, 但未将 N₂O 从反硝化过程产物中分

离出来计算. 还有些模型虽能单独计算日或月的 N_2O 释放通量, 也考虑了土壤营养状态和温湿度的时间变化, 但未分析反硝化和硝化作用必需的 C、N 基质的时间变化^[15, 16, 23].

目前, 除 Li 等的模型外^[20, 21], 还没有一个模型能对土壤中的有机质分解、硝化和反硝化作用、作物吸收、 NH_4^+ 交换等过程, 及土壤剖面温湿度的变化进行详尽模拟, 这些作用和变化过程决定着土壤中 N_2O 释放过程在时空上的变化. 同时, 除该模型外也还没有一个模型能利用常规土壤、气候和农事活动参数来计算土壤 N_2O 释放通量的日变化, 及定量出农事活动对土壤释放 N_2O 的影响. 该模型的模拟结果与温带地区农业土壤的 N_2O 实测释放结果符合得较好, 并成功地推算了美国农业土壤的 N_2O 释放量, 目前正向全球推广, 但需与热带地区土壤的 N_2O 释放观察结果进行详细的对比.

释放过程机理模型必须结合包括气候、土壤、农事活动和作物/植物等输入参数的全球数据库后才能推算和预测区域甚至全球土壤的 N_2O 释放情况, 结果的准确性取决于模型能否准确地反映出土壤中 N_2O 的生成、迁移、消耗和释放过程, 即 N_2O 释放通量在时空上的变化, 以及数据库的完善性和输入参数的准确性. 能否获得大时空尺度的气候、土壤、农事活动和作物/植物等参数数据是建立大尺度土壤 N_2O 释放过程机理模型的前提条件. 除 Li 等的模型外^[20, 21], 目前绝大多数 N_2O 释放过程机理模型不是未能详尽准确地反映土壤 N_2O 释放过程, 就是模型的输入参数很复杂, 使输入数据的获得成为最大的障碍, 结果反映的仅是空间或时间分辨率较低的粗略 N_2O 释放情况.

3 讨论

由于土壤 N_2O 释放过程存在高度的时空变化, 因此仅根据几个局地测量点的 N_2O 释放情况很难机械推算出宏观尺度土壤较准确的 N_2O 释放量, 根据 N_2O 释放速率与释放控制因素间的定量经验关系进行推算也还存在许多不确定因素, 只有建立大时空尺度的土壤 N_2O 释放过程机理模型并结合地理信息系统以获得模型所需的输入参数, 才能较准确地推算出大区域甚至全球土壤的 N_2O 释放量, 并能预测出全球环境变化(如降雨量和降雨模式变化, N 沉降/土壤酸化和 CO_2 浓度增加等)对土壤 N_2O 释放的影响. 建立大时空尺度的释放机理模型必须结合各种研究方法, 包括田间 N_2O 释放过程的长期观察, 室内人工模拟实验和模型预测, 尤应长期监测对环境变化和人类活动敏感的地区, 不仅测量 N_2O 大气浓度和土壤释放能量的变化, 还应测量 N_2O 释放过程影响因素的变化. 田间观察数据, 释放过程理论和模型在本质上是相互促进不

断反馈的, 随着人们对土壤 N_2O 释放机理认识的不断深入, 环境参数数据库的完善, 模型推算和预测的准确度和精度及模型功能会随之不断提高.

无论采用哪种方法反映宏观尺度土壤的 N_2O 释放情况, 均需有能检验推算结果或模拟结果的田间 N_2O 观察数据. 这些观察数据应是多时空尺度的, 推算结果与实测结果间的任何差异都暗示着可能还存在制约推算过程或模型的重要参数. 箱技术和微气象学技术是最常用的测量土壤 N_2O 释放通量的方法, 微气象学技术能测量较大空间尺度土壤的 N_2O 释放通量, 是验证释放过程机理模型模拟结果的最适方法, 其最大障碍是需有对 N_2O 高灵敏度的传感器, 同时微气象学技术难以反映 N_2O 的释放过程及与环境因素间的关系, 而这恰是箱技术所具有的. 只有将两者结合起来才能有效地验证模型并对模型作出修正.

对大区域或全球土壤 N_2O 释放量的准确推算和预测需结合各类专家的研究工作并在他们间建立良好的沟通机制, 包括微生物学家, 关注土壤中 N_2O 的生成和消耗机理; 土壤物理学家, 关注 N_2O 在土壤内的迁移; 生态学家, 关注田间 N_2O 观察数据和模型的推广应用; 遥感专家, 提供模型所需的大尺度输入参数; 微气象学家, 提供以观测塔或飞机为平台的释放通量测定系统以检验模型.

参考文献:

- [1] WILLIAMS J, HUTCHINSON G L, FEHSENFELD F C. NO_x and N_2O emissions from soil[J]. *Global Biogeochem. Cycles*, 1992, 6(4): 351~388.
- [2] KELLER M, KAPLAN W A, WOFSY S C. EMISSIONS of N_2O , CH_4 and CO_2 from tropical forest soils[J]. *J. Geophys. Res.* 1986; 91: 11791~11802.
- [3] SEILER W, CONRAD R. Contribution of tropical ecosystems to the global budgets of trace gases, especially CH_4 , H_2 , CO and N_2O [M]. In: Dickinson eds. *Geophysiology of Amazonia: Vegetation and Climate Interactions*. New York: Wiley and Sons, 1987. 133~160.
- [4] EICHNER M J. Nitrous oxide emissions from fertilized soils: Summary of available data[J]. *J. of Environ. Quality*, 1990; 19: 272~280.
- [5] MATSON P A, VITOUSEK P M. Ecosystems approach to a global nitrous oxide budget[J]. *Bioscience* 1990, 40: 667~672.
- [6] BOUWMAN A F, FUNG I, MATTHEWS E, et al. Global analysis of the potential for N_2O production in natural soils. *Global Biogeochem[J] . Cycles*, 1993, 7(3): 557~597.
- [7] 徐文彬, 洪业汤. 全球大气 N_2O 负荷及氮、氧同位素证据分析—1、全球 N_2O 源汇负荷平衡分析[J]. *环境科学*, 1998.

- [8] FOCHT D D. The effect of temperature, pH and aeration on the production of nitrous oxide and gaseous nitrogen; A zero order kinetic model[J] . Soil Sci. 1974 118: 173 ~ 179.
- [9] MEHRAN M and TANJI K K. Computer modeling of nitrogen transformations in soils[J] . J. Environ. Quality, 1974, 3: 391 ~ 396.
- [10] VAN VEEN J A, FRISSEL M J. Mathematical modeling of nitrogen transformations in soil[M] . In: Gasser J F K eds. Modeling nitrogen from farm wastes. London: Applied Science Pub. Ltd. , 1979; pp: 133 ~ 157.
- [11] ROLSTON D E, RAO P S C, DAVIDSON J M et al. Simulation of denitrification losses of nitrate fertilizer applied to uncropped, cropped, and manure-amended field plots[J] . Soil Science 1984; 137(4): 270 ~ 279.
- [12] MOLINA J A E, CLAPP C E, SHAFFER M J et al. NCSOIL, a model of nitrogen and carbon transformations in soil; Description, calibration, and behavior[J] . Soil Sci. Soc. Am. J. , 1983; 47: 85 ~ 91.
- [13] CLAY D E, MOLINA J A E, CLAPP C E et al. Nitrogen-tillage-residue management; II. Calibration of potential rate of nitrification by model simulation[J] . Soil Soc. Am. J. , 1985; 49: 322 ~ 325.
- [14] MCCONNAUGHEY P K and BOULDIN D R. Transient microsite model of denitrification; I. Model development[J] . Soil Sci. Soc. Am. J. , 1985, 49: 886 ~ 891.
- [15] MOSIER A R, PARTON W J. Denitrification in a short-grass prairie; A modelling approach[M] . In: Caldwell D E et al. eds. , Planetary Ecology, New York: Van Nostrand Reinhold Co. , 1985, pp: 441 ~ 451.
- [16] PARTON W J, MOSIER A R, SCHIMEL D S. Rates and pathways of nitrous oxide production in a short grass steppe[J] . Biogeochemistry, 1988; 6: 45 ~ 48.
- [17] LEFFELER P A, WESSEL W W. Denitrification in a homogeneous closed system; Experiment and Stimulation [J] . Soil Science. 1988, 146: 335 ~ 349.
- [18] JOHANSSON H L, KLEMDTSSON L, NILSSON A et al. Simulation of field scale denitrification losses from soils under grass and barley[J] . Plant and Soil, 1991, 138: 287 ~ 302.
- [19] GRANT R F A. Technique for estimation denitrification rates at different soil temperatures, water contents, and nitrate concentrations[J] . Soil Science, 1991, 138: 287 ~ 302.
- [20] LI C S, FROLKING S, FROLKING T A A. model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events; I. Model structure and sensitivity [J] . J. Geophys. Res. , 1992; 97(D9): 9759 ~ 9776.
- [21] LI C S, FROLKING S, HARRISS R. Modeling carbon biogeochemistry in agricultural soils[J] . Global Biogeochemical Cycles, 1994, 8(3): 237 ~ 254.
- [22] GRANT T F NYBORG M, LAIDLAW J W. Evolution of nitrous oxide from soil; II. Experimental results and model testing[J] . Soil Science 1993, 156(4): 266 ~ 277.
- [23] POTTER C S, MATSON P A, VITOUSEK P M, et al. Process modeling of controls on nitrogen trace gas emission from soils worldwide[J] . J. Geophys. Res. , 1996, 101(D1): 1361 ~ 1377.

Keywords: Fertilization; Water utilization ratio; Dryland crops

Determining the requirement of P fertilizer for rape by the method of P index (88)

YU Qun-ying, LI Xiao-liang, XU Zhen et al. (Anhui Normal College of Agricultural Technology, Anhui Fengyang 233100, China)

Abstract: We compared three quantitative methods for P fertilizer application. The results showed that the equivalent time of 4 to 6h was required if $200\mu\text{g/g}$ P was applied. The range of P index of the main soils in Anhui was 1.34 to 3.40. In addition, it was confirmed by the experiments on two soils that the P requirements obtained by both methods of P index and P isothermal adsorption were in agreement to those from field experiment.

Keywords: P index of soils; Isothermal adsorption; Fertilization; Rape; Field experiment

Extrapolation of N₂O flux measurement at regional and global scales (91)

XU Wen-bin (Open Laboratory of Environmental Geochem., Institute of Geochem., Chinese Academy of Sciences, Guizhou Guiyang 550002, China)

Abstract: Soil is the main source of N₂O gas, thereby we reviewed some methods for extrapolation and prediction of N₂O flux measurements at regional and global scales. Furthermore, the advantages and disadvantages of the methods were discussed.

Keywords: N₂O emission; Regional and global scales; Flux measurement; Models

主管单位 中国科学技术协会
主办单位 中国土壤学会
编辑出版 《土壤通报》编辑委员会
(沈阳市东陵路 120 号 邮政编码 110161)
主 编 须 湘 成
副 主 编 张 玉 龙
印刷单位 沈阳农业大学印刷厂
总发行处 沈阳市邮政局
发行范围 公 开
国内发行 全国各地邮局
国外发行 中国出版对外贸易总公司
(北京 782 信箱)

Sponsored by Soil Science Society of China
Edited by Editorial Committee of Chinese
Journal of Soil Science
(Dongling Road 120, Shenyang 110161, China)
Editor in Chief XU Xiang-cheng
Associate Editor in Chief ZHANG Yu-long
Printed by Shenyang Agricultural University
Printing House
Distributed abroad by
China Publication Foreign Trade Corporation
(P. O. Box 782, Beijing, China)

国际标准刊号: ISSN 0564-3945
国内统一刊号: CN21-1172/S
2000 年 4 月 6 日出版 国内邮发代号 8-15 定价: 3.50 元