

土壤碳氮水综合模型 构建及其应用

TURANG TANDANSHUI ZONGHE MOXING

GOUJIAN JIQI YINGYONG

雷宏军 高如泰 著



中国水利水电出版社
www.waterpub.com.cn

土壤碳氮水综合模型 构建及其应用

雷宏军 高如泰 著



中国水利水电出版社
www.waterpub.com.cn

内 容 提 要

碳氮循环对农业生产、生态环境保护和全球气候稳定性而言,具有极其重要的意义。本书论述了农田土壤碳氮周转过程、土壤水氮运移及作物生长动态建模与应用。主要内容包括土壤碳固持模型构建与修正、土壤呼吸动态模拟及集约种植条件下农田土壤有机质培肥目标的确立与实现;基于水热过程的土壤有机碳动态建模及土壤水氮碳联合过程综合模型验证与初步应用;基于 ArcGIS 内置 VBA 编辑器,将作物生长发育和土壤水、热、碳、氮联合模型嵌入到 ArcGIS 中,并建立与之配套的共享数据库,实现了联合模型与 GIS 结合;运用基于 GIS 的联合模型对华北平原水氮行为进行模拟,并对夏玉米-冬小麦轮作制度下土壤水氮利用效率和氮素损失量的区域分布规律进行评价,应用模拟结果对农田水、氮管理措施进行优化。

本书将试验与机理模型相结合,理论联系实际,由点及面,内容翔实,层次分明,具有较强的理论性和实践性。本书可供土壤、水土保持、资源环境、生态、农业、环境科学、全球变化、水利、水文气象等学科与专业的研究人员和高等院校师生参考。

图书在版编目(CIP)数据

土壤碳氮水综合模型构建及其应用 / 雷宏军, 高如泰著. — 北京: 中国水利水电出版社, 2015. 12
ISBN 978-7-5170-3969-3

I. ①土… II. ①雷… ②高… III. ①土壤水-碳循环-研究②土壤水-氮循环-研究 IV. ①S152.7②X511

中国版本图书馆CIP数据核字(2015)第317473号

书 名	土壤碳氮水综合模型构建及其应用
作 者	雷宏军 高如泰 著
出版发行	中国水利水电出版社 (北京市海淀区玉渊潭南路1号D座 100038) 网址: www.waterpub.com.cn E-mail: sales@waterpub.com.cn 电话: (010) 68367658 (发行部)
经 售	北京科水图书销售中心(零售) 电话: (010) 88383994、63202643、68545874 全国各地新华书店和相关出版物销售网点
排 版	中国水利水电出版社微机排版中心
印 刷	北京瑞斯通印务发展有限公司
规 格	184mm×260mm 16开本 9.75印张 231千字
版 次	2015年12月第1版 2015年12月第1次印刷
印 数	0001—1000册
定 价	48.00元

凡购买我社图书,如有缺页、倒页、脱页的,本社发行部负责调换

版权所有·侵权必究

由于人口众多和农业资源短缺,中国正面临着粮食生产、资源可持续利用和生态环境保护方面的巨大压力。自20世纪80年代以来,我国的化肥用量持续上升。2002年全国化肥施用量为4339万t,其中氮肥用量达2157万t,占世界氮肥用量的近30%。同时,由于农村富余劳动力不断向城市转移,农田土壤有机肥用量持续下降。一方面,我国氮肥用量的盲目增加不仅造成氮肥资源的浪费,导致农业成本上升,降低了作物产品品质,而且还增加了 N_2O 等温室气体的排放量以及由农田排水、径流及渗漏损失造成的地下水和地表水的污染;另一方面,在粮食增产的同时,有机物料还田量的下降使得土壤有机质处于升降不定的变化之中,粮食作物增产速率呈快速递减趋势,粮食作物的高产不得不依靠大水大肥才得以维持。华北平原人均水资源量仅为 $450m^3$ 左右,远低于国际公认的人均水资源危机线,是我国经济发展过程中受水资源制约最严重的地区之一。农业水资源可利用程度及其高效利用直接影响着作物产量和有机物料的还田量,直接关系到农业的可持续发展。传统的大水大肥粗放生产不仅带来水资源的浪费,同时还伴随着土壤氮素积累、土壤硝态氮淋失以及碳氮温室气体排放所带来的土壤-大气-水环境的潜在污染。为了充分利用有限的水氮资源,稳定提高作物产量,减少环境污染风险,降低农业生产成本,必须把提高水氮资源利用效率作为现代农业的目标之一。研究土壤-作物系统土壤有机质动态变化规律、土壤氮素运移规律、土壤水氮利用及损失的空间特征,以及区域不同自然和社会经济条件对水氮资源利用效率及损失的影响,可为水土资源、氮肥资源高效利用和区域农业可持续发展提供技术参考。

本书以华北平原(又称黄淮海平原)为研究区域,采取田间试验与区域调查相结合的方法,以土壤碳氮水动态模拟为中心,利用长期定位点土壤数据和管理资料,建立点位土壤有机碳周转动力学模型。结合农业生产管理措施,对黄淮海平原集约农业条件下土壤有机质的积累进行定量研究,阐明黄淮海平原农业土壤 CO_2 排放规律以及土壤有机质培肥目标,指出进一步提高

其土壤有机质储量的综合措施。通过对常规农业管理措施条件下区域农田土壤-作物系统中土壤水氮的行为规律及其对作物产量的影响进行定量研究,探讨区域土壤水、氮利用效率和氮素淋失的空间分布规律及其影响因素,并以提高作物产量和土壤水、氮利用效率,减少氮素淋失为目标来优化区域农田水氮管理措施。从而为指导农业生产实践,并在保护农业生态环境的基础上,为提高粮食产量提供理论基础。

本书由以下项目资助:①国家自然科学基金项目“增氧地下滴灌对作物土壤通气性的改善效应”(u1504521);②华北水利水电学院青年科技创新人才项目“循环曝气条件下滴灌带水气传输优化研究”(70459);③水利部公益性行业科研专项“变化环境下贵州旱灾形成机理及管理信息系统”(20B01039)。第1章至第6章、第9章由雷宏军撰写,第7章和第8章由高如泰撰写,全书由雷宏军审核。书稿撰写过程中得到了中国农业大学多位老师和同学的帮助,他们无私而真诚的帮助是本书出版的原动力,这里要感谢李保国教授、黄元仿教授、陈焕伟教授、任图生教授、吕贻忠副教授、白由路研究员、李科江副研究员、苑小勇博士、李玉兰硕士,同时还要感谢华北水利水电学院徐建新教授和陈南祥教授,对本书给予的指导和帮助。

由于作者水平有限,书中不妥之处难免,恳请读者批评指正。

作者

2015年6月

目录

CONTENTS

前言

第1章 绪论	1
1.1 研究背景及意义	1
1.2 国内外研究现状	2
1.3 研究目标与研究内容	13
1.4 技术路线	14
第2章 研究区域与定位试验	16
2.1 研究区域概况	16
2.2 长期定位试验方案	19
2.3 作物生物量构成估算	21
2.4 曲周田间试验基本情况	22
2.5 黄淮海平原区域资料的收集	23
第3章 碳固持 CQESTR 模型修正与应用	25
3.1 CQESTR 模型修正与参数确定	25
3.2 修正的 CQESTR 模型验证	31
3.3 黄淮海平原耕层土壤 CO ₂ 日排放动态	37
3.4 黄淮海平原耕层土壤 CO ₂ 年排放动态	39
3.5 黄淮海平原耕层土壤年 SOM 矿化速率	41
3.6 耕层土壤无机氮矿化量	42
3.7 土壤表观呼吸	44
3.8 讨论	44
3.9 小结	45
第4章 土壤有机质培肥目标的确立与实现初探	47
4.1 土壤有机质培肥目标的确立	47
4.2 土壤有机质动态分析与培肥目标的实现初探	50
4.3 讨论	51
4.4 小结	52
第5章 土壤水氮碳联合过程综合建模	53
5.1 水氮碳联合过程综合模型结构与组成	53

5.2	土壤温度动态模拟	56
5.3	作物生长发育模拟	57
5.4	土壤水分动态模拟	64
5.5	土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 动态模拟	69
5.6	土壤有机碳动态模拟	71
5.7	小结	73
第6章	水氮碳联合过程综合模型验证与初步应用	75
6.1	联合模型田间验证结果	75
6.2	模拟效果评价	75
6.3	定位试验点模型参数的确定	79
6.4	不同定位试验点水分利用效率分析	82
6.5	土壤有机碳周转模块校验	84
6.6	土壤有机氮矿化分析	90
6.7	小结	91
第7章	区域水氮行为的模拟分析	92
7.1	区域土壤水、热、氮和作物联合模拟模型的建立与验证	92
7.2	土壤水、热、氮和作物联合模拟模型与地理信息系统的集成	97
7.3	区域模型参数的确定	99
7.4	产量模拟效果	102
7.5	土壤氮素淋失量模拟效果	104
7.6	作物水氮利用效率的空间分布规律	106
7.7	WUE、NUE 和氮素淋失的影响因素分析	108
7.8	模拟结果分析	112
7.9	小结	118
第8章	区域农业水、氮管理措施的优化	119
8.1	一般多目标最优化问题和求解方法	119
8.2	决策变量和目标函数的确定	121
8.3	较优水氮管理措施	122
8.4	较优水氮处理与传统管理措施模拟结果的比较	124
8.5	小结	128
第9章	结论与展望	129
9.1	结论	129
9.2	展望	131
附表	132
参考文献	138

1.1 研究背景及意义

19 世纪后期以来,全球温度上升了 0.5°C (Jones, 1993)。大气科学家将其归结为大气中二氧化碳和其他温室气体如甲烷、一氧化二氮,以及工业过程中产生的氯氟烃、氢氟烃、全氟烃等物质浓度的持续上升而引起的地球温室效应,其中,二氧化碳的贡献率占 50% (IPCC, 1996)。众所周知,许多农业措施可以促进土壤碳富集,提高土壤肥力、土地生产力和环境质量。通过了解土壤碳固持特性,引入更多新措施,如保护性耕作,以改善土壤碳管理。一定土壤类型和管理措施下,土壤有机质达到稳定状态(近平衡状态)一般需要 30~50 年 (Sauerbeck, 1993; Greenland, 1995)。在抵制全球气候变暖的形势下,一个重要的问题是如何在世界范围内创建一个主要的、确定数量的碳汇,这将对农业、环境和生物多样性产生重要的影响。

我国是一个农业大国,地处北半球中高纬度区域,耕地面积 1.3 亿 hm^2 , 占国土面积的 13.7%, 占世界耕地面积的 1/10 (吴传钧和郭焕成, 1994)。新中国成立以来,我国土壤肥力水平已得到显著改善。作为土壤肥力最重要指标之一的土壤有机质含量,在大多数地区都有不同程度的增加,中低产地区尤为突出。黄淮海地区中低产田面积比重很大,约占其耕地面积 (0.17 亿 hm^2) 的 70%。20 世纪 70 年代中期开始的区域综合治理,以及土地利用方式和管理措施的变化表明,该区土壤正向有利于碳库容量增大的方向发展。据研究,黄淮海平原的曲周县仅土壤表层有机质含量与 1980 年相比,其平均值就增加 40% 以上 (张世榕等, 2002; 孔祥斌等, 2003)。黄淮海平原土层深厚,土壤质地层次变化明显。由于历史上黄河、淮河、海河历经数次决堤泛滥,所形成的冲积物较为贫瘠,经过农业开垦种植后土壤得到培肥,粮食产量不断增长。因而,对该区土壤碳库的增容情况和发展趋势进行科学的总结与分析,对我国农业乃至整个经济、社会和环境的可持续发展,具有重要意义。

黄淮海平原集约化农业不仅是高复种指数的补充灌溉农业,同时伴随着以氮肥为主的化学肥料施用量的迅速上升和农业有机肥料投入的比例快速下降,随着粮食作物产量提高的同时,一方面土壤中微量元素不断损耗,土壤肥力在不同程度上出现下降,特征之一表现在土壤有机质的增减不定的变化之中;另一方面,氮肥用量的盲目增加,加之在施肥方法和配套措施上存在很多不合理因素,不仅造成氮肥资源的浪费,导致农业成本上升,降低作物产品品质,而且还增加了氮素由农田排水、径流及渗漏损失造成的地下水和地表水

污染,并危及到人体健康(朱兆良,2000;中国农业年鉴,2003)。华北平原人均水资源量仅为 450m^3 左右,远低于国际公认的人均水资源危机线,是我国经济发展过程中受水资源制约最严重的地区之一。农业水资源可利用程度及其高效利用直接影响着作物产量和有机物料的还田量,关系到农业的可持续发展。传统的大水大肥粗放生产不仅带来水资源的浪费,同时还伴随着土壤氮素积累、土壤硝态氮淋失以及碳氮温室气体排放所带来的土壤-大气-水环境的潜在污染。这就要求在提高经济产量的同时,不得不考虑农业可持续性发展的长久之计。

农业土壤有机质的积累,农业氮素淋失对地表水及地下水的污染风险,不仅受种植制度和农业管理措施的影响,同时还受气候环境与地质水文条件的影响。除了进行长期的定位试验研究外,借助计算机模型研究不同种植与管理条件下的土壤-作物系统效应,便于总结试验成果,从机理上加深集约化农业措施对土壤有机质变化的理解,评价不同种植管理方式在不同自然环境下的适应性。

1.2 国内外研究现状

土壤有机碳循环与土壤氮循环紧密相关:一方面,土壤有机碳的矿化伴随着有机氮的矿化;另一方面,土壤中的无机氮又为土壤微生物吸收和利用。土壤无机氮的净矿化量由生物固定的氮量与矿化释放氮量之差来确定。氮素是作物完成生命周期的必需元素。作物对氮素的吸收利用直接影响着作物的产量和有机物料的还田量,影响着土壤碳循环。碳氮循环对农业生产和全球气候稳定性而言,具有极其重要的意义。但碳氮循环又受到人类活动,特别是受集约化耕种和毁林的强烈影响。有机碳和无机碳之间的平衡是地球生态系统的一个重要标志。任何系统失衡都会给生物圈带来灾难性后果。在20世纪,对碳氮循环已经历了从认识碳氮过程到管理碳氮资源的转变。

由于碳氮过程的复杂性及其对环境条件的动态响应,从数量上综合这些知识已超出了人类大脑的能力。数学模拟可以帮助我们理解不同学科的多个方面,是系统研究中的关键要素。在农业科学中,直到20世纪60年代数学模型才开始盛行,数学模型在土壤学科中的应用大大推动了土壤学的发展。目前已经有许多有关水氮碳的模拟模型,其研究目标、复杂程度及与农业的紧密程度也各有差异。模型的应用,从数据的解释到技术的转化、决策的支持,不仅加深了人们对土壤过程复杂性的理解,而且为土壤水氮碳管理提供了理论依据。

土壤碳氮动力学过程直接影响到土壤质量和土地生产力,自土壤科学诞生以来就一直一直是研究的重点。随着试验方法的改进,土壤学家在碳氮动力学研究上已经积累了许多宝贵的经验,并提高了对土壤碳氮动力学的管理能力(Shaffer和Ma,2001;DeBusk等,2001)。与此同时,土壤过程模型也在逐步的发展之中(Molina和Smith,1998)。早期的研究集中在单个过程研究,缺乏足够知识和工具将复杂的土壤环境融为一个整体。但是,近年来,由于计算机技术、示踪、遥感、田间采样过程、室内分析方法的迅速发展,极大提高了人们对碳氮过程及其相互作用的认识(Shaffer和Ma,2001;DeBusk等,2001)。

1.2.1 农田土壤碳平衡

大气中温室气体浓度的升高及其引发的气候变化将对 21 世纪产生重大影响 (Robert, 2001)。农业土壤是陆地碳循环中最大的碳库, 具有巨大的碳固持潜力 (Lal, 2004; Entry 等, 2002; Follett, 2001)。因此, 改善农业管理措施为减缓大气 CO₂ 浓度升高提供了可能途径。目前对土壤碳固持的估价主要从土壤有机碳动态 (Rickman 等, 2001; 2002) 和土壤 CO₂ 通量监测两方面开展研究 (Duiker 和 Lal, 2000; Jenkinson 和 Rayner, 1997)。

增加耕地土壤碳固持的管理方法有两种: 增加有机肥投入, 或者减少耕地土壤碳损失 (Follett, 2001)。土壤中有有机物料降解, 包括易矿化有机碳组分矿化、形成微生物副产物及难矿化组分进入土壤有机质。土壤中残体腐殖化过程与土壤有机碳矿化过程都伴随着 CO₂ 释放, 投入的外源有机物料碳部分回到大气之中。因此, 土壤碳固持由外源残体的矿化与土壤呼吸损失平衡决定。这一平衡又受环境条件 (土壤温度和土壤含水量)、土壤条件 (质地和 pH 值) 和管理水平 (有机物料还田量) 的影响。

土壤有机质库是由周转时间差异较大的异质组分组成的混合物 (van Veen 等, 1984; Parton 等, 1987; van Veen 和 Kuikman, 1990)。不同组分所占的比例决定了土壤有机质的矿化速率和养分周转速率, 这一比例又受物料还田量的影响。因此, 即使是对同一地点、同一土壤而言, 不同物料还田水平下, 土壤有机质的矿化速率仍是一个变数。在土壤有机质平衡研究中, 土壤原有有机质的分解速率、有机物料腐殖化系数是有机质平衡研究中十分重要的数值。但这两个数值因受土壤条件、气候条件和还田物料类型与数量的影响, 其测定较为困难。通常, 可通过休闲土壤有机质年际动态测定本底 SOM 的矿化速率 (王文山等, 1989a; 张英利, 1994), 通过有机物料填埋试验测定有机物料的腐殖化系数 (张英利, 1994; 王文山等, 1989b; 须湘成等, 1993; 刘世梁等, 2001; Chen 等, 2003)。不同有机物料还田一年后其腐殖化残余物降解特性与土壤本底有机质的降解特性仍存在较大差异, 这一差异限制了测定结果的直接应用 (张英利, 1994; 王维敏等, 1988; 张丽娟等, 2001)。

国内外对土壤 CO₂ 通量的监测也开展了大量研究 (崔玉亭等, 1997; 黄斌, 2004; Swinnen 等, 1995; Kuzyakov 和 Domanski, 2002)。土壤 CO₂ 通量是根系呼吸与微生物呼吸量的综合体现。土壤呼吸速率受许多因素及其交互作用影响, 其中土壤温度和水分是控制 CO₂ 排放的最重要因素 (Raich 和 Potter, 1995; Davidson 等, 1998), 根系氮浓度、土壤质地、底物数量也是影响 CO₂ 排放通量的重要因素 (Grant 等, 1994; Randerson 等, 1996; Boone 等, 1998; Jacinthe 等, 2002)。由于自养呼吸和异养呼吸对环境条件反应的差异性, 有必要深入研究这两部分的构成 (Boone 等, 1998; Kirschbaum, 1995)。但是, 田间条件下根系呼吸和微生物呼吸的区分仍很困难 (Kuzyakov, 2002), 且所测得的两种呼吸的比例受空间位置影响较大, 从 1:9 到 9:1 (Hanson 等, 2000), 使得测定结果难以直接外推与应用。

1.2.2 土壤碳模拟模型

1.2.2.1 模型构建原理

过去 25 年来建立和发展的主要的土壤碳氮转化模型包括: ROTHC, 由 Jenkinson 及

其合作者在洛桑试验站建立的 C 循环模型 (Jenkinson 和 Rayner, 1977); CENTURY, 由 Parton 及其合作者建立的预测长期变化的周转模型 (Parton, 1996); DAISY, 由 Jensen 及其合作者建立的 C/N 周转模型 (Hansen 等, 1991); VVV, 根据 van Veen 及其合作者在 20 世纪 80 年代初建立的 C/N 周转模型发展而来 (Gunnewiek, 1996); DNDC, 由李长生及其合作者建立的 C/N 周转模型, 重点在于预测气态氮的释放 (Li, 1996); ECOSYS, 包括 C、N 转化子模块的生态模型, 主要由 Grant 建立 (Grant 等, 1993)。尽管土壤有机质组成及矿化过程呈连续性变化, 但是大多数动态模拟模型都是机理和经验关系混合的分室模型。大多数有机碳周转模型具有类似的基本结构, 即: 将有机碳区分为植物残体和土壤有机碳组分, 这一基本结构最初由 Jenkinson 和 Rayer 在 1977 年提出。根据转化速率 (如快速、慢速、极难分解) 不同, 有机质组分可进一步细分。温度和水分是控制作物生长和/或残体降解的主要因素, 土壤物理特性、土壤扰动可显著影响有机质稳定性。作物残体的数量和质量也是影响新形成土壤有机质的重要因素。因此, 有限的驱动因素, 包括温度、降雨、土壤物理特性 (如质地、矿物、CEC) 和管理体制 (如作物类型、耕作、施肥), 这些都是生态系统/有机质模型运行的必需输入信息。

1.2.2.2 地表残体和土壤有机碳库的划分

地表残体和土壤有机碳在物理和化学组成上各异。因此, 在模型模拟时有必要区分成不同的有机碳组分库。大多数土壤有机碳模型可以描述为一个库结构 (每一个库对应于土壤有机碳的一个组分), 或者一个连续的库 (Bosatta 和 Ågren, 1985; Ågren 和 Bosatta, 1987)。连续的库结构能更为近似地表征土壤有机质连续体的降解过程, 而库结构易于描述土壤有机碳组分之间的相互转化性。

描述土壤有机碳动态的模型很多, 从单组分模型 (Jenny, 1941) 到双组分模型 (Henin 和 Dupuis, 1945), 到多组分模型 (Jenkinson 和 Rayner, 1977; van Veen 等, 1984; Parton 等, 1987; Hansen 等, 1991)。一般土壤有机碳矿化由快周转库流向慢周转库 (Parton 等, 1987; Hansen 等, 1991)。

在划分地表残体、土壤有机碳库, 确定各组分库降解速率时, 常见的处理方法是, 事先假定组分库的数目和初始库容, 并不断修正这些库的大小, 如 DAISY 和 NCSOIL 模型。尽管有些模型对库容的划分给出了指导或参考值 (如 CENTURY 模型), 但总的来说, 很难准确划分。土壤微生物量的动态模拟更是如此。ROTHC 模型是第一个采用多库结构来表述土壤有机质降解的模型, 分为难降解性植物残体、可降解的植物残体、微生物量和腐殖质。van Veen 和 Paul (1981) 将外源有机碳分为快降解库、慢降解库和木质素库, 将土壤有机碳划分为易降解库、非保护性慢降解库、保护性慢降解库、惰性库和土壤微生物库。土壤微生物库根据残体库及土壤有机碳库的比例又可划分为几个不同的组成部分。CENTURY 模型将地表残体区分为结构性库 (慢) 和代谢性库 (快), 代谢性碳库又可进一步划分为木质素和纤维素部分。土壤有机碳区分为活性、慢性和惰性库。DAISY 模型结合了此前模型的特点, 将有机碳划分三个库: 外源有机物、微生物和本底有机碳。每一个碳库进一步划分为慢周转与快周转库。微生物的两子库中, 一个较为稳定, 一个较为活跃。后期发展的模型基本上沿袭了以上模型的基本框架, 只是处理的复杂程度各有差

异 (Henriksen 和 Breland, 1999)。

1.2.2.3 有机碳矿化过程描述

土壤中许多反应都是由特定的酶催化进行的生物学过程, 土壤微生物特性和动态变化对理解土壤有机质的周转过程极其重要。众多模型对土壤微生物生物量的处理差异较大。一类模型仅仅考虑了实际的转化, 物理上代谢产物并不经过微生物生物量库 (Jenkinson 和 Rayner, 1977; Parton, 1996); 另一类模型强调, 在物料分配进入其他 SOM 库前需要经过微生物生物量库 (van Veen 等, 1984)。前类模型易于理解和描述, 后类模型表征转化更为复杂和过程化。

在对 C、N 伴随流的处理上, 大多数模型假设体系的不同组成部分 C/N 保持不变 (Parton, 1996), 另一类模型根据 C 转化过程中 N 的矿化-固持特征, 以一种动态的方式计算 C/N (van Veen 等, 1984)。因为净矿化-固持是新形成产物的函数, 所以, 新形成产物及其他部分可变的 C/N 使得模型更具灵活性。不同土壤有机碳组分 C/N 观测值与计算值之间的差异是由于模型的概念所致。

基于以上库结构的划分, 每个模型库都有明确的矿化速率。有机碳矿化过程描述最为复杂的是采用 Monod 动力学方程 (Hansen 等, 1995):

$$r_i = \frac{\mu_m C_i}{k_s + C_i} B \quad (1.1)$$

式中: r_i 为矿化速率; C_i 为 i 库的 C 含量; B 为催化 i 库矿化的微生物数量; μ_m 为最大矿化速率; k_s 为半饱和常数。

当矿化过程不考虑微生物作用时, μ_m 和 B 结合就成为米氏方程。

米氏方程又可进一步简化为一级动力学方程:

$$r_i = k_1 C_i \quad (1.2)$$

或者零级动力学方程:

$$r_i = k_0 \quad (1.3)$$

式中: k_1 和 k_0 分别为一级动力学系数和零级动力学系数, 它可由温度、水分、土壤质地等影响因子校正。

有机碳降解进入其他碳库时, 要么以 CO_2 释放, 要么为微生物吸收利用。降解碳的一部分以 CO_2 形式存在, 它是微生物维持和生长的最终结果。以 CO_2 中 C 损失的部分依赖于微生物的合成效率 (Frissel 和 van Veen, 1981)。矿化过程中释放的氮根据降解底物的 C/N 来推算 (Verberne 等, 1990)。

CENTURY 模型中所有库的降解速率为一级矿化速率 (Parton 等, 1994), 每个库都有一个特定的降解速率。DAISY 模型中所有的矿化过程都遵循一级动力学方程, 分解的部分由源库按照一定的分配比例进入目标库。每个微生物子库, 其速率系数为维持呼吸系数与死亡速率系数之和。所有的矿化速率系数都由水分与温度影响因子校正。两个本底有机质库以及慢周转微生物子库进行了黏粒含量修正, 以表征有机质在降解时受黏粒的物理和化学保护作用。

尽管多数模型的转化速率系数都采用一级矿化速率计算,但有研究发现,米氏方程在研究转化动力学时更为接近实际 (Frissel 和 van Veen, 1981; van Veen 等, 1984)。VVV 模型假设土壤微生物都参与土壤有机质的降解,其转化遵循一级动力学。

为处理各环境因子对矿化的影响及其组合仍存在一定的不确定性 (Antonopoulos, 1999),通常,环境影响因子被引入矿化速率之中,采用一个特定的温度和水分因子(常表述为一个 0~1 之间的相对矿化速率)对矿化速率进行校正,模型中土壤温度和水分的影响通过将所有的转化速率乘以校正因子 ($f_{T,M}$) 来实现:

$$f_{T,M} = f_T \times f_M \quad (1.4a)$$

$$f_{T,M} = \min(f_T, f_M) \quad (1.4b)$$

1.2.2.4 模拟模型中其他组成部分

土壤碳氮过程与一般农业生态系统的其他过程相耦合。这些过程包括土壤水分运动、氮素的转化与迁移、植物生长和农业管理。根据模型研究目的不同,众多模型在碳氮过程处理上存在一定差异,而且对农业生态系统的上述过程描述差异也很大。因此很难对不同模型的碳氮过程进行评估比较,因为碳氮过程模拟与农业生态系统的上述过程紧密相关。

CENTURY 模型以月为时间步长,模拟过程相对简化。它采用一些不同的经验方程来计算水分平衡 (Parton 等, 1993)。水分在层次之间的运移以田间持水量为上限进行水分计算。田间持水量可根据干土容重、土壤质地和土壤有机质含量来估算 (Gupta 和 Larson, 1979)。月最大微生物量根据温度、水分、植物遮荫系数来估算,同时为土壤氮、磷、硫匮乏因子所校正。此外,模型还可根据碳、磷比和碳、硫比来模拟磷、硫过程 (Parton 等, 1988)。

DAISY 模型以日为时间步长,水分过程模拟包括降雪的积累与消融、植物冠层对雨水的截获、植物表面及地表蒸发、水分的下渗与植物水分吸收,并用 Richards 方程来模拟土壤水分运动。土壤温度模块是包含霜冻与解冻的热动力学方程。土壤氮素的转化与运移过程包括氮素净矿化作用、硝化作用、反硝化作用、植物氮素吸收和根区氮素淋失。氮素矿化过程由有机碳的周转过程来控制。土壤温度、水分、溶液中氧气浓度都影响着硝化过程;反硝化过程受土壤温度和二氧化碳排放速率影响。氮素吸收模块由作物潜在吸氮能力及土壤供氮能力共同决定。作物模块由茎和根两部分组成。茎以干物重和叶面积指数为特征进行模拟;根以干物重、扎根深度和根长密度为特征进行模拟。作物模块根据作物出苗—收获过程中的热单元概念——积温来模拟。作物冠层特征,出苗前根据积温来模拟,出苗后根据积温和茎累积干物质量来模拟。作物干物重根据冠层日光合产物来计算,并在根、茎以及根茎呼吸之间进行分配。冠层光合产物总量根据光在冠层的分布用比尔定律来计算。根茎之间的分配根据积温函数来计算。植物呼吸由生长呼吸和维持呼吸构成。根系生长依赖于根系干物质的积累、土壤温度和土壤所能容许的实际扎根深度。植物光合作用受水分和氮素影响因子的制约。

1.2.2.5 模型参数化

C/N 模型存在难以参数化的问题,尤其表现在多组分碳库引入之后。库容的大小以

及相应的速率参数难以测定,经常需要模型预运行以自动参数化和初始化(Ma等,1998)。大量研究集中在实验室和田间试验方法以初始化土壤有机碳库。但迄今为止,这些努力仍未获得较为满意的结果(Parton等,1994;Knisel,1993;Williams,1995)。

C/N模型存在的另一个难题是对各个矿化过程的速率描述:可能是零级、一级、monod或米氏动力学系数(Hansen等,1995)。这些速率系数可能为常数,但经常被土壤温度、水分、pH值、氧气所修正,也可能随时间发生变化(Kolenbrander,1969;Janssen,1984;Yang和Janssen,2000)。多数模型常采用1个0~1之间的系数来描述环境影响因子,但更倾向于采用一种综合的反应曲线来表征(Shaffer等,2000;Ma等,2001;Grant,2001)。相关的速率常数可以参考有关文献进行取值或对取值数据进行校正(Shaffer等,2000)。模型参数的另外一个问题是如何确定试验点参数。对一个系统模型而言,大多通过反复试验来获取,而不是一种严格数学意义上的优化。有时,对某些简单的模型采用数学运算法则来解决(Priesack等,2001)。

系统模型组件,如水分运移、硝酸盐运移、植物生长和土壤热传导之间的相互关系也决定着模型参数化的难易程度。这些子过程的相互作用,同样对碳氮模拟起作用。这些组件的不精确参数化将会直接影响到控制C/N动力学参数的有效性和可传递性。另一个问题是尺度变换时参数校正。即使一个模型在一个地区所有土壤、气候和管理条件下都很成功,但是在其他尺度上(或大或小)有可能失败。模型参数或模拟结果的尺度变换对土壤管理也是必要的。缺乏足够准确(时间与空间)的田间测定对模型的发展、校正和有效化可能是一个重要的问题。

1.2.2.6 模型验证

不同模型对输入数据的需求差异很大。大多数模型需要日气象资料,有的模型需要月平均资料(如CENTURY模型)。碳氮模型驱动需要估算蒸散、作物水氮吸收、土壤水分含量、土壤温度以及不同模型所需的其他相关参数。

碳氮循环领域中,一个推荐的解决方法是采用独立的试验数据驱动模型,比较模型输出结果与观测值之间的吻合程度。实际上,每个模型都有自己的构成模块和组建方法,这些基本过程(如土壤水分运动和蒸发)的计算处理,与待验证模型的输出结果密切相关。进行模拟时应将碳氮模块建立于这些独立过程之上,并在这些独立过程上得以验证,只有基于这一层次的分析才是可靠的。为深入比较不同模型的优劣,需要采用分离的方法来考虑模型结构中的单个过程。这就迫切要求模型模块化设计,而且,不同方法的结果需要在广泛的条件下得到验证。

对复杂模型的过程进行检验、应用和进行情景分析时,何时才具有足够说服力?尽管短期内作物产量和硝酸盐淋洗及短期内SOM动态都可能模拟得很好,但对于短期内一些内部变量来说,还是显得不够。如土壤微生物情况、投入残体的降解情况与实际吻合程度不得而知。与传统的室内条件下模型参数提取相比,如果能在田间尺度上获得这些变量,那么,模型中这些变量的整体校正可能为模型提供更为可靠的参数。

对碳氮模型的长期动态而言,模型的运行结果常常只有通过测定土壤总碳量进行检验。因此,有必要采用广泛的土壤类型、农业管理和土地利用试验数据对土壤有机碳周转

模型进行严格的验证 (Bruun 和 Jensen, 2002)。只有这样, 才可以保证模型对 SOM 形成与矿化过程的准确模拟, 而不仅仅是追踪这两个过程的平衡结果。业已证明, 利用休闲试验验证有机质降解过程是评估模型模拟能力的有效手段 (Bruun 等, 2003)。

为检验模型运行的效果, 模型模拟值与观测值之间的比较显得非常有效。但是, 由于缺乏试验初始土样、各重复土壤的有机质含量, 使得这些测定值难以解释。这样, 多数的统计检验无法应用。可用基于土壤有机碳含量的均方根误差 RMSE 来检验模型 (Bruun 等, 2003):

$$\text{RMSE} = \sqrt{\sum_{i=1}^n \frac{(y_i - x_i)^2}{n-1}} \quad (1.5)$$

式中: y_i 为观测值; x_i 为模拟值; n 为观测值的组数。

也可以采用模拟值与测定值之间的差距, 根据二者之间的随机误差来比较。这一统计值计算如下:

$$\text{LOFIT} = \frac{\sum_{j=1}^N n_j (\bar{y}_j - x_j)}{N} \frac{\sum_{j=1}^N (n_j - 1)}{\sum_{j=1}^N \sum_{i=1}^{n_j} [(y_{ij} - x_j) - (\bar{y}_j - x_j)]^2} \quad (1.6)$$

式中: N 为测定点的数目; n_j 为 j 次测定时的重复次数; \bar{y}_j 为 j 次测定的平均值; y_{ij} 为每次测定的平均值; x_j 为模型运行的相应结果。

简单而言, 统计结果越小, 模拟效果越好。

或者基于模拟值与测定值之间的简单回归系数或校准回归系数来比较拟合的效果 (Yang, 1996):

$$R^2 = 1 - \frac{\sum (y - y_{\text{esti.}})^2}{\sum (y - y_{\text{mean}})^2} \quad (1.7)$$

$$\text{adj. } R^2 = 1 - \frac{n(1-R^2)}{n-p} \quad (1.8)$$

式中: y 为实测值; y_{mean} 为实测值的平均值; $y_{\text{esti.}}$ 为模型模拟值; n 为测定点的数目; p 为模型中独立变量的个数。

实际上, 模型的验证和测试仍然是一个挑战性的问题。目前, 尽管土壤 C/N 模型难以得到绝对的验证 (因为并非所有的情景都已验证), 但是, 需用现有的尽量多试验数据来检验多数的主要模型模块。仔细洞察模型拟合的精确性发现, 模拟总的趋势是中间输出结果吻合得较好, 而更细致的过程信息并不能完全重现。无论是机理性模型还是应用性模型都是如此。采用精细的过程模型能提高对给定条件下土壤碳氮动态模拟的准确程度, 但是它们的预测能力仍然低于期望值, 需要进一步完善。

1.2.3 土壤碳固持与碳管理

1.2.3.1 土壤碳固持的前景与局限性

土地利用方式由森林、草地转化为农业土壤, 使得此前的植物碳和土壤有机质作为二

氧化碳源向大气排放 (Davidson 和 Ackerman, 1993)。耕作导致土壤有机质含量降低的原因是多方面的, 总的来说可以归结为两个方面: 一方面是因为还田有机碳减少; 另一方面是土壤本底有机质的降解加快 (Sauerbeck, 2001)。因此, 实现农田土壤碳水平上升只有两种情形: 要么提高有机碳的还田量, 要么降低土壤本底有机质的降解速率。实际上, 通过某些措施能实现农田土壤碳的增加 (Paustian 等, 1997, 1998)。

科学家们正在尝试将陆地生态系统碳固持潜力加以定量化 (Smith 等, 2000)。可以根据长期定位试验研究, 采用较为成熟的模拟模型外推到大尺度区域上进行预测估算 (Molina 和 Smith, 1998)。但是, 不同研究者之间的研究结果差异很大, 其中出现了一些惊人的差异。显然, 这是根据极端的假设和简化后推测得出的。一个较为保守的方法是根据众多长期定位试验结果及现实可行的土壤改良。与无肥处理相比, 一般土壤有机碳上升比例很难超过 30%。假定欧洲陆地生态系统 6.9 亿 hm^2 耕地在有限时间内 (约 50 年) (Sauerbeck, 1993), 土壤有机碳绝对量可提高 0.3%, 那么这一碳截获总量约 6Gt。虽然这只能应用于热带地区, 但较 IPCC 报告所估算的 20~30Gt 更切合实际, 因为热带耕地可截获更多碳的可能性很小 (Batjes 和 Sombroek, 1997; Batjes, 1998)。Smith 等 (1998) 更详细地发展了这一方法, 根据不同处理长期定位试验表层土壤有机质含量与残体投入的关系, 分析这一潜在的碳每年的截获量为 0.16~0.21Gt, 相当于 50 年共累积 8~10Gt 碳。但是, 如果扣除耕地造林生物量的 30% 燃料消耗, 那么这一估算值将会大大降低。经过更为精炼和现实可行的可用于改良的土地数据进行估算, 研究者将这一估算值降为每年 0.1Gt 碳, 这仍相当于欧洲年化石燃料排放二氧化碳数量的 8%~9%, 相当于 1990 年京都减排义务的总量 (Smith 等, 2000)。

1.2.3.2 碳固持的主要作用

土壤碳固持和土壤有机质含量提高将对土壤肥力和土壤质量的提高有着重要作用, 对改善环境、提高土壤缓冲性能和促进农业持续发展产生积极影响。土壤有机质具有土壤所必需的生物学和物理化学功能。无论是对土壤的农业功能还是环境功能而言, 土壤有机质含量一般被视为土壤肥力的主要标志。通过增加土壤有机质含量可改善土壤结构和持水作用、提高土壤质量和降低环境污染物的毒性。

1.2.3.3 耕地土壤碳储量的管理

作物生物量的提高增加了土壤有机物的投入, 如通过引入新的作物品种和改善农业措施、优化养分管理 (施用化肥, 尤其是氮肥) 和增加复种指数。固定 1kg 碳需要 70~100kg 氮素。由于气候变化引起的大气二氧化碳浓度升高对土壤碳吸收存在正面影响, 这就是所谓的“二氧化碳施肥效应” (Bazzaz 和 Sombroek, 1996)。水分管理 (灌溉) 条件下作物产量得到提高, 促进了有机物投入的增加, 这一点在干旱地区表现尤为明显。但是, 发展灌溉还受到其他因素的制约, 如水资源的可利用性、土壤盐渍化危害等。堆肥和厩肥是传统上用于农业的培肥措施, 对土壤存在有益的影响。然而, 许多国家正在逐渐减少这些物料的施用量 (与畜牧业相关)。有机物料饲养牲畜和还田 (包括土壤覆盖或遮盖作物) 之间经常出现竞争。因此, 应加强种植业和畜牧生产管理, 重新引入粪肥和堆肥的新来源。

覆盖耕作和植被覆盖作为特殊的土地管理措施，既使土壤免受侵蚀，又提供生物量残体增加土壤有机质。这一措施与植被覆盖、覆盖耕作和保护耕作相结合将更为奏效。植物残体的质量也是一个重要的影响因素（Heal等，1997；Drinkwater等，1998）。土壤覆盖能成倍增加水流的入渗速率，阻止地表的水分蒸发，土壤水分增加。尤其是在干旱地区，土壤覆盖有着重要的节水作用。同样，土壤覆盖能降低土壤温度，因而降低土壤有机质的矿化速率。所有旨在增加农田土壤的碳截获措施都会使退化的土壤得以恢复或者防止侵蚀，这是一个双赢的效应——既能防止土壤侵蚀带走有机质，同时促进土壤有机质积累。

1.2.4 土壤氮素周转与作物生长模拟

1.2.4.1 土壤氮素的转化

土壤氮素转化主要包括矿化、固定、硝化与反硝化、 NH_4^+ 吸附、 NH_3 挥发等过程。土壤氮素矿化是微生物参与的生物化学过程，主要受土壤水分、土壤温度、土壤 pH 值和土壤氧气分压的影响。土壤氮素矿化与固持的净效应可根据土壤碳循环过程中碳、氮素质量守恒来计算。总的来看，国内外多数研究是就单个过程的机理研究的比较深入，而多因素研究和把各过程综合起来进行研究的少。室内研究的多，对于农田和区域尺度下的研究则较少。

1.2.4.2 土壤氮素运移模拟研究

不同尺度下的土壤氮素运移都属于土壤溶质运移范畴，其定量化研究的主要依据是土壤溶质运移的基本原理和模型。因此，可以根据土壤溶质运移模型的类别将土壤氮素运移模型进行划分。目前在土壤氮素运移模拟中，应用较多的是确定性模型、随机模型或二者以各种方式结合的混合模型。一般而言，研究区域问题应该选用输入参数较为简单的平衡模型，但若把土壤氮素的淋洗作为重要研究对象，则选用对流弥散模型更便于计算土壤下边界的上下通量。

1.2.4.3 作物生长模拟模型

作物生长模拟模型是以系统分析原理和计算机模拟技术来定量描述作物生长、发育、产量形成过程及其对环境的反应，从而模拟出给定环境下作物整个生育期的生长状况。作物生长模拟过程需要综合作物生理、生态、农业气象、土壤和农学等学科的成果，将作物与其生态因子作为一个整体进行动态的定量化分析，所建立的生长模型可以广泛地应用于理解、预测和调控作物生长与产量。1965年，荷兰的作物生长系统分析及模拟先驱 de Wit 首先在计算机上实现了对作物冠层光合作用的模拟，这是这一领域研究的划时代变革。目前，国外作物生长模拟模型研究的方向除了对作物各种生理过程进行更加精确合理的构建和解释外，主要是向模型的区域化、全球化以及使模型与其他软件的融合等方面综合发展，以期在区域作物生产管理，作物生产潜力、风险预测、土地定量化评价和气候变化等方面获得广泛应用。我国的作物模拟模型研究起步较晚，前期研究主要集中在对国外比较成熟的模型的引进吸收上，对这些模型进行参数校正，并在我国部分地区进行了检验。著名的 CERES 模型曾被我国许多单位在许多地方进行过校正（江敏等，1998）。在