



## 论文

## 1984~2006 年黄河下游大型灌区碳平衡长期变化

雷慧闽<sup>①</sup>, 杨大文<sup>①\*</sup>, 蔡建峰<sup>②</sup>, 王凤娇<sup>③</sup><sup>①</sup> 清华大学水利水电工程系, 水沙科学与水利水电工程国家重点实验室, 北京 100084;<sup>②</sup> 山东省聊城市位山灌区管理处, 聊城 252000;<sup>③</sup> 山东省滨州市气象局, 滨州 256600

\* 联系人, E-mail: yangdw@tsinghua.edu.cn

收稿日期: 2011-08-10; 接受日期: 2012-02-13

国家杰出青年科学基金(批准号: 51025931)、国家自然科学基金(批准号: 50939004, 50909051)和中国博士后科学基金(编号: 2011M500021)

**摘要** 北方灌区是中国的重要粮食产区, 因此研究其生态系统碳平衡的变化规律对控制二氧化碳排放有着重要的参考意义. 本文选择黄河下游位山引黄灌区作为典型研究区域, 采用生态系统过程模型(简单生物圈模型 2)为研究工具, 模拟了灌区农田碳平衡在 1984~2006 年间的长期变化规律. 位山灌区多年平均总初级生产量(GPP)、净同化速率(NAR)、土壤呼吸量(Rs)以及净生态系统交换量(NEE)分别为 1733, 1642, 1304 和 -338 g C m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>. 小麦季 NAR 呈显著增长趋势, 玉米季 NAR 则呈显著下降趋势. 但全年 NAR, Rs 及 NEE 均无显著的时间变化趋势. 在未考虑作物收获及考虑秸秆还田时, 灌区吸收的碳总量为 1.93 Tg C a<sup>-1</sup>, 其中玉米季的碳吸收量较高. 假设产量中所有的碳全部释放到大气中, 那么灌区为弱碳源, 多年平均碳释放量为 0.23 Tg C a<sup>-1</sup>.

**关键词**碳平衡  
冬小麦  
夏玉米  
生态系统过程模型  
灌区

农田对全球和地区碳循环有着重要影响, 是影响气候变化的重要因素<sup>[1]</sup>. 中国农田面积为 1411000 km<sup>2</sup>, 占国土面积的 18.6%<sup>[2]</sup>, 仅次于草地的 31.3%和森林的 23.9%<sup>[3]</sup>, 是中国第三大植被生态系统. 由于农田生态系统受人类活动影响强烈, 掌握农田碳平衡的变化规律对控制二氧化碳排放有着重要的参考意义. 在水资源受限地区, 作物的生长需要灌溉维持. 截至 2009 年底, 全国农田有效灌溉面积达到 592610 km<sup>2</sup>, 占全国耕地面积的 42%(全国水利发展统计公报, 2009). 黄淮海平原是中国重要的粮食产区, 主要包括河南、山东两省, 灌溉面积为 22230 km<sup>2</sup> (1995~1999 年)<sup>[4]</sup>. 充分灌溉条件下的作物产量要显著高于雨养条件下的产量<sup>[5]</sup>, 表明灌溉农田的碳平衡与非灌

溉农田存在较大差异. 目前, 中国的碳循环研究主要集中在大尺度, 旨在综合分析各种生态系统内碳循环的变化规律<sup>[6-9]</sup>, 且主要集中在对净初级生产力(NPP)的研究上, 对净生态系统交换量(NEE)以及碳平衡的研究较少<sup>[10]</sup>. 而对区域农田, 尤其是灌区的碳平衡的研究鲜有见到.

研究碳循环的方法分为模型和观测两类. 根据太阳辐射吸收及其转化成干物质的模拟方法, 生态系统模型可分为两类<sup>[11]</sup>: 冠层光合作用模型和生产效率模型. 光合作用模型中, 叶面尺度的总初级生产量(GPP)通过耦合 CO<sub>2</sub> 及水分过程的机理模型得到, 而后集总到冠层尺度; 生产效率模型中, 植物吸收太阳辐射的比例根据遥感资料(例如归一化植被指数

NDVI)推算,而后通过比例系数将吸收的太阳辐射转化为干物质.根据模型输入的植被特征参数情况,生态系统模型可分为三类<sup>[12]</sup>:第一类需要确定植被的时空变化;第二类仅需要植被的空间分布及类型,而无需植被的时间变化;第三类无需任何植被信息,植被的时空变化由模型模拟得到.前两类模型中,植被信息通常由遥感数据获取.基于实验观测的碳循环研究中,实测数据主要来源于森林、草地资源的采样调查数据以及作物产量的统计数据等<sup>[13~15]</sup>.在这些数据的基础上,通过转换关系将实测生物量转换为累积碳通量.由于遥感数据能够反映植被的实际生长情况及其空间分布,因此在碳循环变化规律的研究中,主要采用基于实测遥感数据的冠层光合作用模型和生产效率模型.

碳循环的模拟存在较大的不确定性<sup>[16]</sup>.即使在同一地区,不同模型的模拟结果也可能显著不同<sup>[17~19]</sup>.模型结果不确定性的主要来源为模型结构及模型参数的不确定性<sup>[12,20]</sup>.通常来说,绝大多数模型的参数率定于有限观测站点的观测资料,当模型运用于其他地区或其他生态系统时,可能导致较大的误差.Ciais 等<sup>[19]</sup>建议,提高农田碳循环模型的精度需要采用涡度相关通量观测、土壤呼吸观测、土壤有机碳资料以及作物产量数据对模型进行综合评价.至今为止,基于涡度相关系统的通量观测已遍布全球各种生态系统,用以观测陆地生态系统水分、碳通量的动态变化<sup>[21]</sup>.将通量观测数据与生态系统模型结合有助于提高碳循环的模拟精度.

本研究选取黄河下游沿岸的位山灌区为典型研究区域,采用冠层光合作用模型——简单生物圈模型(SiB2)<sup>[22,23]</sup>,模拟了 1984~2006 年间碳平衡的变化.与以往大尺度研究不同,本研究立足于灌区农田生态系统,在采用通量观测数据对模型结果进行精度评价的基础上,分析灌区碳平衡的长期变化特点及其影响因素.

## 1 研究区域概况

位山灌区(36.14°~37.01°N, 115.43°~116.51°E)位于黄河下游沿岸的山东省聊城市境内,总面积约 5711 km<sup>2</sup>,为全国第五大灌区.灌区属半湿润、温带季风气候.多年平均降雨及灌溉量分别为 534 和 196 mm(1984~2006 年).降雨主要集中在玉米生长的 6~9

月,而灌溉主要集中在小麦生长的 2~5 月.多年平均气温为 13.8℃(1984~2006 年).大部分农田为冬小麦/夏玉米轮种制农田.灌区平均农田复种指数为 1.7.冬小麦一般 10 月中旬播种,次年 6 月收割;夏玉米一般 6 月中下旬播种,当年 10 月初收割.根据位山通量站 2008 年的实测结果<sup>[24]</sup>,该站土壤表层(0~20 cm)有机碳含量为 14.5 g kg<sup>-1</sup>(根据文献[25],合约土壤有机碳密度 38 Mg ha<sup>-1</sup>),高于中国北方农田的平均值(9.29 g kg<sup>-1</sup>),但和全国农田平均值相当(13.65 g kg<sup>-1</sup>)<sup>[26]</sup>.每年玉米收割之后进行一次翻耕,而小麦收割之后不进行耕作.

灌区东部、东南部的降水量略多于西部、西北部,多约 50 mm.全区平均气温由北向南递增,变化范围为 13.3~13.9℃.20 世纪 80 年代以来,农田所占比例平均为 81%,而城镇所占比例平均为 16%,土地利用类型 20 年来几乎未发生变化.区内高程从西南向东北逐渐降低,平均坡降为 1/7500,海拔高度在 13~58 m 之间.土壤为黄河泥沙沉积而成,类型较为单一,主要有潮土和脱潮土两种,但两种土壤的土壤水分特征类似,其中潮土约占 70%,脱潮土约占 26%,脱潮土主要分布在灌区的西北和东南部.综合来看,灌区内气象、土壤以及作物的空间变异性较低.

## 2 数据与方法

### 2.1 数据来源及处理

1984~2006 年间 NDVI 数据来源于 GIMMS 全球数据产品<sup>[27]</sup>.该产品的空间分辨率为 8 km,时间分辨率为一月两次,并已经过辐射校正、几何校正、除坏线、除云等处理.高精度(250 m 空间分辨率,8 天平均值)NDVI 由 MODIS/Terra 反射率数据产品(MOD09Q1)计算得到,并进行了质量控制.实测叶面积指数(LAI)来源于位于灌区中部的位山通量观测站<sup>[24]</sup>.气象数据来源于灌区内及其周边的共 19 个国家气象站,包括日降水量,日平均、最高、最低气温,日平均相对湿度,日照时数以及日平均风速(图 1).日灌渠流量数据来源于聊城市水利局位山灌区管理处(1984 年开始测流)(图 1)(通过引水流量可知灌溉引水的起止日期).1984~2006 年间聊城市小麦和玉米总产量来源于 2001 年《聊城统计年鉴》和山东省统计年鉴(<http://www.stats-sd.gov.cn>).研究时期内的年平

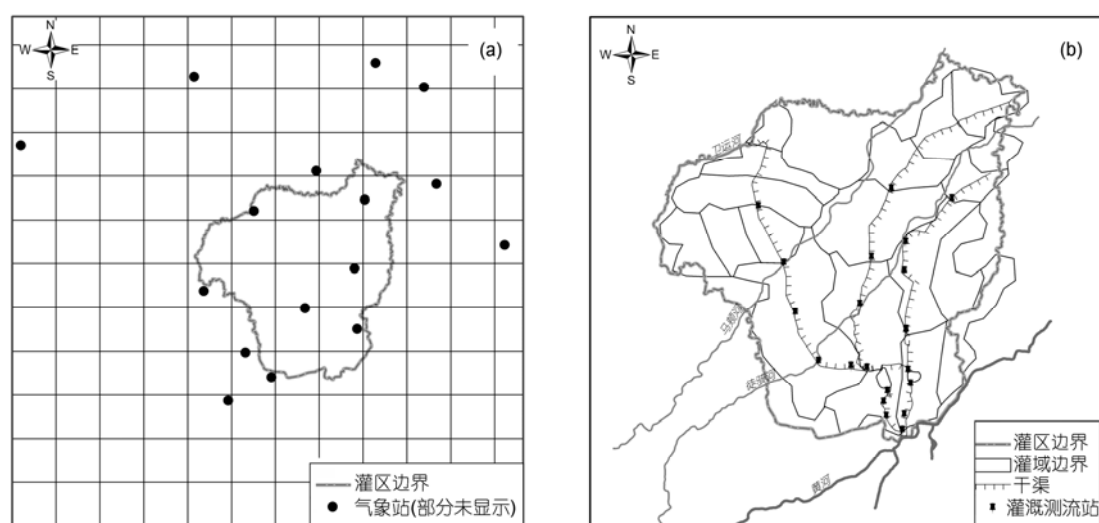


图1 基础资料站点分布

(a) 气象站分布(图中网格大小为 20 km); (b) 灌溉流量测站分布及灌域划分

均大气  $\text{CO}_2$  浓度由位于美国夏威夷的 Mauna Loa 观测站 (<http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/>) 的数据近似代替. 1985, 1995 及 2000 年三个时期内的土地利用类型数据(1:100 万)来源于国家自然科学基金委员会“中国西部环境与生态科学数据中心”(<http://westdc.westgis.ac.cn>)<sup>[28]</sup>. 土壤类型分布来自于 1:100 万中国土壤数据库.

气象站获取的数据为点尺度观测数据, 为得到气象数据在灌区内的连续分布, 需要进行空间插值. 本研究采用距离方向加权平均法, 该方法获得的气象因子空间分布比较匀称, 能反映它们的空间渐变特性<sup>[29]</sup>. 另外, 模型需要小时步长的气象数据作为输入, 因此涉及到实测日气象数据到小时气象数据的降尺度分析. 降雨、气温以及短波辐射是生态、水文过程的控制性因素, 对模拟结果的影响较大, 而相对湿度和风速的影响较小, 再加上实测数据的限制, 本研究只对前三者进行降尺度分析, 小时相对湿度和风速则采用日平均值代替. 在降水的降尺度分析中, 根据日降水量大小确定降雨历时(降雨量与历时的关系由实测小时数据统计分析得到), 然后按正态分布将日降雨量分配到逐时, 日内降水开始时间采用随机生成的方法确定. 该方法虽无法得到准确的小时降雨量, 但保证了日内降雨类型的准确性, 从而保证了水文响应类型的正确性. 由于我们仅在日尺度上进行结果分析, 小时降雨量估算的不确定性对结果

分析的影响较小. 小时温度根据日最高和最低气温由正弦函数计算得到, 并设定最高和最低气温的出现时刻为 13:00 和 1:00<sup>[29]</sup>. 向下短波辐射的降尺度采用了 Yang 和 Koike<sup>[30]</sup>所提出的辐射降尺度模型. 验证表明, 上述温度和辐射降尺度方法具有较高的精度<sup>[31]</sup>.

位山灌区以县级行政区划范围为基本单元控制灌溉取水. 根据灌溉测流站分布, 县市行政区划以及干渠的空间位置, 将灌区分分为若干灌溉区域(图 1). 由于每个田块的灌溉量无法获得, 本研究假设每个灌域内的灌溉量相同. 每次的灌溉量由同一引水期内灌域进出口测流站的流量差计算得到. 在一次引水期内, 各网格的灌溉日期随机产生, 并假定灌溉均发生在上午 10:00, 持续时间为 1 h. 此外, 为了与模型输入相匹配, 我们将半月平均的 NDVI 值线性插值到日.

## 2.2 模型介绍

SiB2 是一个被广泛应用的冠层光合作用模型. 该模型由一系列具有物理基础的方程组成, 耦合了水量平衡、能量平衡以及植被生化过程, 主要用于模拟陆面与大气之间的能量(包括净辐射、显热通量和潜热通量)、水分以及二氧化碳交换, 其精度已在森林、草地、农田等多种生态系统中得到验证<sup>[32~34]</sup>. 模型将地表划分为裸土和冠层两个部分. 显热通量、潜

热通量以及  $\text{CO}_2$  通量分别为冠层(或地表)与大气参考高度之间的温差、水汽压差以及  $\text{CO}_2$  浓度梯度与相应导度的乘积. 导度主要包括空气动力学导度、冠层边界层导度以及气孔导度, 其中气孔导度是控制潜热及  $\text{CO}_2$  通量的重要因素. 气孔导度采用 Ball-Berry 模型与冠层净同化速率建立联系<sup>[35]</sup>, 而 GPP 则采用目前应用最广的光合作用模型计算<sup>[36,37]</sup>. 冠层的自养呼吸( $R_A$ )表示为 GPP、气温以及土壤水分的函数<sup>[22]</sup>. 空气动力学及边界层导度均采用空气动力学理论计算, 其主要影响因子为风速和冠层结构, 详细介绍见文献[22].

模型的输入包括 LAI 和风速、降雨(及灌溉)、气温、相对湿度、向下短波辐射等常规气象数据. 模拟步长设为 1 h, 网格大小为 2 km. 模型参数包括植被和土壤参数两大类, 其中植被参数包括植被形态、叶片光学性质、植被生理学特征三类. 模型将全球植被划分为 9 大类, 每一类参数均来自于大量的生态学实验, 具有坚实的生理学基础. 特别地, 类型 6 的参数则直接来自对玉米的研究结果. 本研究中, 小麦和其他农作物的植被参数取自类型 9(C3 型农田和短草), 而玉米的植被参数取自类型 6(C4 型短草). 土壤参数包括土壤热传导参数和土壤水分特征参数, 其中热传导参数由模型计算得到, 水分特征参数来自于实测. 为提高土壤水分模拟的精度, 我们将 SiB2 中原有的 3 层土壤改为 10 层土壤, 并采用 Richards 方程模拟土层之间的水分交换<sup>[38]</sup>. 基于华北平原典型冬小麦-夏玉米轮种制农田的实测数据, 我们对模型内的土壤蒸发进行了重新参数化, 并对模型中的 Ball-Berry 气孔导度模型进行了参数率定<sup>[38]</sup>. 另外, 由于 SiB2 未包含土壤呼吸( $R_s$ )(包括根的自养呼吸和土壤微生物的异养呼吸)的模拟, 所以无法计算 NEE, 因此我们在模型中引入了土壤呼吸的参数化方案, 表示为表层土壤温度和含水率的函数, 公式的参数则根据位山通量站的实测资料确定<sup>[38]</sup>.

在模型验证方面, 我们已经采用灌区内的位山通量站以及栾城通量站的通量及土壤水分、表面温度数据对该模型进行了综合评价<sup>[38]</sup>. 对于这两个站点, SiB2 对小麦和玉米 NEE 模拟的确定性系数( $R^2$ )均在 0.8 以上, 而对 GPP 模拟的  $R^2$  在 0.9 以上; 另外, 对潜热通量、显热通量、土壤热通量、土壤水分以及表面温度的模拟精度也较高, 综合表明模型在点尺度上能够精确模拟小麦-玉米轮种制农田的碳循环过程.

LAI 是影响碳通量模拟的主要因素之一, 模型所需的 LAI 需由遥感 NDVI 推求. 虽然 NDVI 能够有效反映植被的季节和年际变化, 但由此推求 LAI 却存在很大不确定性, 进而影响碳通量的模拟精度<sup>[1]</sup>. 采用 NDVI 推算 LAI 的最大问题在于当 LAI 大于  $3\sim 4 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$  时, NDVI 将达到饱和<sup>[39]</sup>, 从而无法准确估算 LAI 值. 目前, 常用的由 NDVI 推求 LAI 方法有三种, 分别是:

方法(1)采用冠层吸收的光合有效辐射的比例(FPAR)来计算(该方法为 SiB2 采用的方法)<sup>[23]</sup>, 计算公式如下:

$$SR = \frac{1 + \text{NDVI}}{1 - \text{NDVI}}, \quad (1)$$

$$FPAR = \frac{(SR - SR_{\min})(FPAR_{\max} - FPAR_{\min})}{(SR_{\max} - SR_{\min})} + FPAR_{\min}, \quad (2)$$

$$\text{LAI} = \text{LAI}_{\max} \frac{\ln(1 - FPAR)}{\ln(1 - FPAR_{\max})}, \quad (3)$$

式中,  $SR_{\min}$  和  $SR_{\max}$  为  $SR$  的最小和最大值, 采用 NDVI 的最小和最大值计算,  $FPAR_{\max}=0.950$ ,  $FPAR_{\min}=0.001$ <sup>[23]</sup>,  $\text{LAI}_{\max}$  为 LAI 的最大值. 参数取值见表 1.

方法(2)直接采用 NDVI 来计算 LAI<sup>[40]</sup>, 公式如下:

$$\text{LAI} = \text{LAI}_{\max} \frac{\text{NDVI} - \text{NDVI}_{\min}}{\text{NDVI}_{\max} - \text{NDVI}_{\min}}, \quad (4)$$

式中,  $\text{NDVI}_{\max}$  和  $\text{NDVI}_{\min}$  分别对应于 NDVI 的最大和最小值, 见表 1.

方法(3)采用宽动幅植被指数(WDRVI)来计算 LAI. Gitelson 等<sup>[41]</sup>提出了 WDRVI 的概念, 专门用于估算作物的 LAI 值, 以弥补 NDVI 发生饱和而无法准确估算 LAI 的不足. 与实测小麦、玉米、大豆 LAI 的相关分析表明, WDRVI 与 LAI 之间存在很好的线性相关关系. 该方法的计算公式如下:

$$\text{WDRVI} = [(\alpha + 1)\text{NDVI} + (\alpha - 1)] / [(\alpha - 1)\text{NDVI} + (\alpha + 1)], \quad (5)$$

表 1 小麦和玉米 NDVI 及 LAI 最值的取值

| 作物  | $\text{LAI}_{\max}$ | $\text{NDVI}_{\max}$ | $\text{NDVI}_{\min}$ |
|-----|---------------------|----------------------|----------------------|
| 冬小麦 | 6.5                 | 0.8523               | 0.1111               |
| 夏玉米 | 5.0                 | 0.9493               | 0.1111               |

$$LAI = LAI_{\max} \frac{WDRVI - WDRVI_{\min}}{WDRVI_{\max} - WDRVI_{\min}}, \quad (6)$$

式中,  $WDRVI_{\max}$  和  $WDRVI_{\min}$  分别为  $WDRVI$  的最大和最小值, 可根据  $NDVI$  的最大和最小值计算;  $\alpha$  为参数, 取值 0.2<sup>[41]</sup>.

为了消除 GIMSS- $NDVI$  时间分辨率较低对  $NDVI$  峰值的影响, 本研究根据小麦、玉米  $LAI$  实测值及 MODIS/Terra 观测的  $NDVI$  资料(250 m, 8 天平均值), 确定了  $LAI_{\max}$ ,  $NDVI_{\max}$  以及  $NDVI_{\min}$  的取值, 结果如表 1 所示.

### 2.3 趋势检验方法

本研究采用基于秩的 Mann-Kendall 非参数统计检验方法<sup>[42]</sup>进行时间序列的趋势分析. 对于长度为  $n$  的时间序列  $x_1, x_2, \dots, x_n$ :

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \text{sgn}(x_j - x_i), \quad (7)$$

$$\text{sgn} = \begin{cases} +1, & \theta > 0, \\ 0, & \theta = 0, \\ -1, & \theta < 0. \end{cases} \quad (8)$$

Mann-Kendall 方法有两个重要的趋势检验参数, 一是显著性水平  $\alpha$ (本研究中  $\alpha = 0.05$ ), 表示趋势的强弱; 二是倾斜度  $\beta$ (也叫变化率), 表示趋势的方向和大小, 当  $\beta > 0$  时表示上升趋势, 当  $\beta < 0$  时表示下降趋势, 计算公式为

$$\beta = \text{Median} \left[ \frac{(x_j - x_i)}{j - i} \right], \forall i < j (1 < i < j < n). \quad (9)$$

### 2.4 碳平衡要素的定义和计算

本研究分析了冠层净同化速率(NAR)、土壤呼吸、净生态系统交换量以及净生物群系生产量(NBP)等碳平衡要素的变化规律. 其中, NAR 表示冠层吸收的净二氧化碳量, 计算公式为

$$NAR = GPP - R_A. \quad (10)$$

净生态系统交换量表示通过冠层上方的净二氧化碳量(NEE 为负值表示生态系统吸收碳), 其表达式为

$$NEE = NAR - R_s. \quad (11)$$

NBP 表示生态系统有机碳累积的总速率(NBP 为负值表示生态系统吸收碳), 等同于土壤有机碳的变

化量<sup>[43]</sup>, 能够用于判断生态系统的碳源/汇情况. 在农田生态系统中, 其一般表达式<sup>[19]</sup>为

$$NBP = NEE + C_{gr} + F + VOC + SE + I, \quad (12)$$

式中,  $C_{gr}$  为作物收获带走的碳,  $F$  为通过秸秆抽取(焚烧或用于饲养动物)释放大气中的碳,  $VOC$  为生物体产生的挥发性有机物所释放大气中的碳,  $SE$  为土壤有机碳流失,  $I$  为碳输入(例如施加有机肥等).

假设作物产量中的碳均释放大气中, 那么这部分碳可根据作物产量( $Y$ )由下式计算:

$$C_{gr} = (1 - W_{gr}) f_c Y, \quad (13)$$

式中,  $W_{gr}$  为产量中的含水率(通常取值 0.15),  $f_c$  为产量中碳所占的比例(通常取值 0.45).

在公式(12)中, 假设仅考虑作物收获所引起的碳损失, 且所有秸秆均做还田处理, 那么农田 NBP 的计算公式如下:

$$NBP = NEE + C_{gr}. \quad (14)$$

## 3 结果与讨论

### 3.1 不同 LAI 计算方法的比较

图 2 为三种方法计算的  $LAI$  变化过程. 采用 FPAR 推求  $LAI$  显著低估了  $LAI$  的值, 因此不适合用于该地区冬小麦和夏玉米  $LAI$  的推求. 采用  $WDRVI$  推求  $LAI$  略微低估了  $LAI$  的峰值, 但对作物生长初期和末期  $LAI$  的变化过程模拟的较好; 采用  $NDVI$  推求  $LAI$  则较好模拟了  $LAI$  的峰值, 但对作物生长初期和末期  $LAI$  的模拟显著偏高. 综合来看, 采用  $WDRVI$  推求的  $LAI$  与实测  $LAI$  相比得到的小麦和玉米季内的  $R^2$  分别为 0.7325 和 0.8974, 而采用  $NDVI$  得到的  $R^2$  分别为 0.5665 和 0.7571. 因此, 本研究采用  $WDRVI$  推求  $LAI$  的变化过程, 从而取代 SiB2 中原有的  $LAI$  计算方法.

### 3.2 模型在区域尺度上的验证

对于位山灌区典型农田, 虽然通量观测资料已经表明 SiB2 在点尺度上对碳循环有较高的模拟精度<sup>[38]</sup>, 但当模型运用于区域尺度时, 有必要对区域模拟的精度进行检验. 采用 Huang 等<sup>[44]</sup>提供的方法, 我们能够通过区域粮食单产统计资料推求 NPP. 另一方面, SiB2 无法直接得到 NPP 的模拟结果, 但许多研究发现, NPP/GPP 值是相对稳定的<sup>[45]</sup>. 因此, 本研究根据

农田 NPP/GPP 值(取值 0.58<sup>[46]</sup>), 进一步由产量推求的 NPP 估算 GPP, 并与模拟的 GPP 进行对比(图 3). 分析表明, 模拟的多年平均 GPP 值为  $1733 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ , 而由单产推求的多年平均 GPP 值为  $1709 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ , 二者的相对误差为 1.4%, 表明模型在区域尺度上同样具有较高的模拟精度, 可用于模拟灌区的碳平衡变化. 然而, 单产推求的 GPP 呈显著升高的趋势, 而模拟的 GPP 无显著的时间变化趋势. 其原因在于, Huang 等<sup>[44]</sup>所采用的方法假设作物的收获指数是恒定的. 事实上, 由于作物品种的改良, 小麦和玉米的收获指数在本研究时期内有了显著提高<sup>[47]</sup>. 采用薛玲<sup>[47]</sup>提供的逐年收获指数, 我们根据统计产量重新估算了 GPP 值(如图 3 所示). 新的对比表明, 二者的相对误差为 2.5%, 且均无显著的时间变化趋势.

### 3.3 碳平衡要素的年际变化过程

模拟结果表明, 由于灌区范围较小, 且区内的气象、土壤以及作物等因素的空间变异性较小, 碳平衡要素的空间变异性也较小, 因此本文仅讨论它们的时间变异性. 位山灌区多年平均年总 NAR 为  $1642 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ , 多年平均年总土壤呼吸量为  $1304 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ , 多年平均年总 NEE 为  $-338 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ . 土壤呼吸占 NAR 的 40%. 如图 4 所示, 在  $\alpha = 0.05$  的显著性水平下, NAR, Rs 及 NEE 均无显著的时间变化趋势. 但 NAR 和 Rs 有略微的升高, 年增长率分别为 0.7 和  $2.33 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-2}$ .

小麦季内的多年平均 NAR 为  $787 \text{ g C m}^{-2}$ , 多年平均 Rs 为  $737 \text{ g C m}^{-2}$ , 多年平均 NEE 为  $-50 \text{ g C m}^{-2}$ . Rs 占 NAR 的比例为 94%. 如图 5 所示, 在  $\alpha = 0.05$

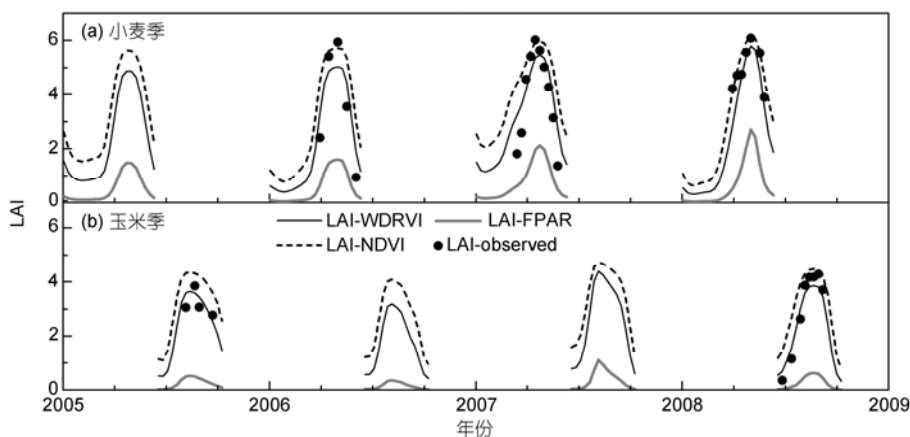


图 2 不同方法推求的 LAI 在冬小麦和夏玉米季内的变化过程

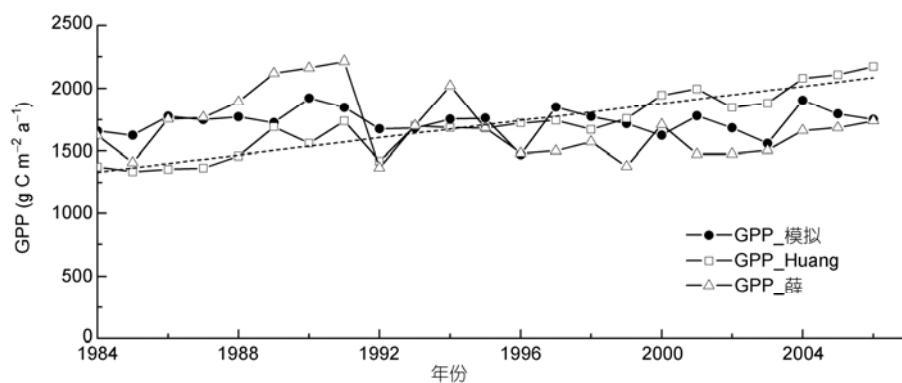


图 3 模拟和实测 GPP 的对比

“GPP\_Huang”表示采用 Huang 等<sup>[44]</sup>的方法; “GPP\_薛”表示采用薛玲<sup>[47]</sup>的方法

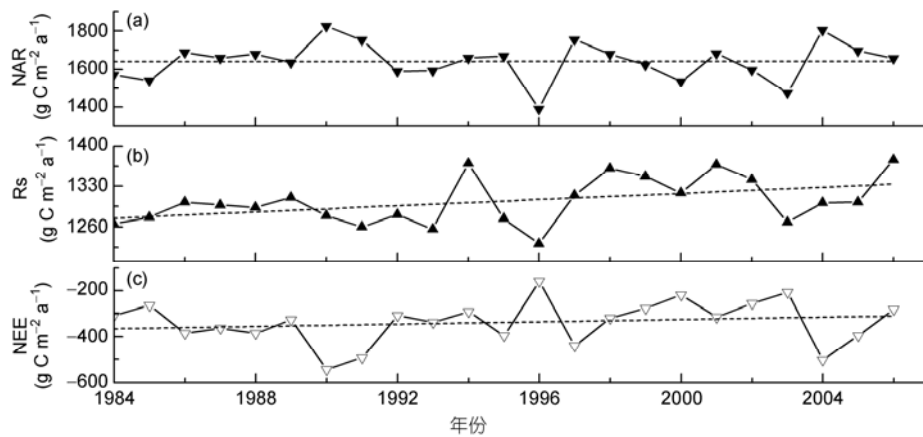


图 4 灌区平均碳平衡要素的年际变化过程

(a) 净同化速率(NAR); (b) 土壤呼吸(Rs); (c) 净生态系统交换量(NEE)

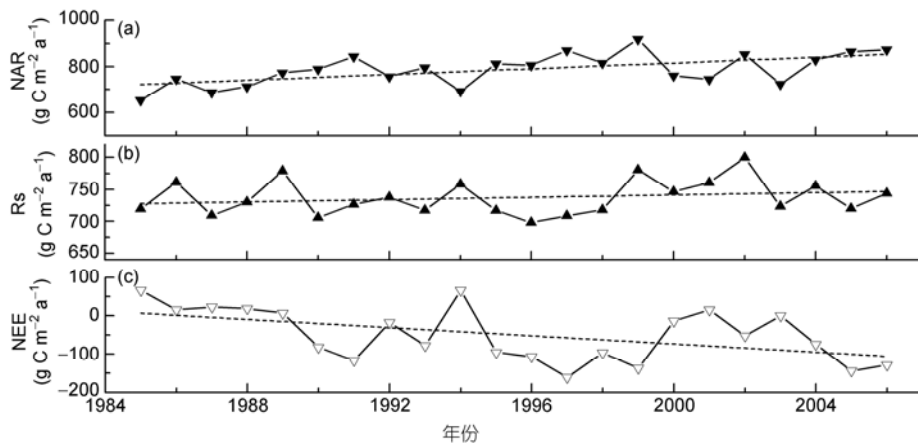


图 5 小麦季内灌区平均碳平衡要素的年际变化过程

的显著性水平下, NAR 呈显著增长趋势, 增长率为  $6.21 \text{ g C m}^{-2}$ ; Rs 无显著的变化趋势; NEE 则呈显著的下降趋势, 变化率为  $-5.71 \text{ g C m}^{-2}$ . 玉米季内的多年平均 NAR 为  $857 \text{ g C m}^{-2}$ , 多年平均 Rs 为  $564 \text{ g C m}^{-2}$ , 多年平均 NEE 为  $-293 \text{ g C m}^{-2}$ , Rs 占 NAR 的比重为 66%. 如图 6 所示, 在  $\alpha = 0.05$  的显著性水平下, NAR 呈显著下降的趋势, 变化率为  $-7.84 \text{ g C m}^{-2}$ ; Rs 无显著的变化趋势; NEE 则呈显著的升高趋势, 变化率为  $11.15 \text{ g C m}^{-2}$ .

虽然小麦和玉米季内的 NAR 和 NEE 均表现出显著的变化趋势, 但由于二者的变化趋势相反, 导致年总 NAR 和 NEE 的变化不显著. 从两种作物生长季的对分析可知, 小麦季的 NAR 值略低于玉米季, 为

玉米季 NAR 的 92%; 但玉米季内的土壤呼吸显著低于小麦季, 使得玉米季 NEE 总量明显高于小麦季 NEE 总量.

### 3.4 碳平衡要素年际变化的可能原因

NAR 的主要影响因子可能有降雨、灌溉、气温、辐射以及施肥、品种改良等非气象因子, Rs 的主要影响因子有降雨和气温, NEE 则取决于 NAR 与 Rs 之间的大小关系. 本研究检验了这些因子的时间变化趋势. 由于缺少辐射的实测资料, 本研究采用日照时数作为辐射大小的指标. 表 2 为小麦和玉米生长季内降雨、平均气温和日照时数的时间变化趋势. 在  $\alpha = 0.05$  的显著性水平下, 仅小麦季内气温呈显著升高的趋

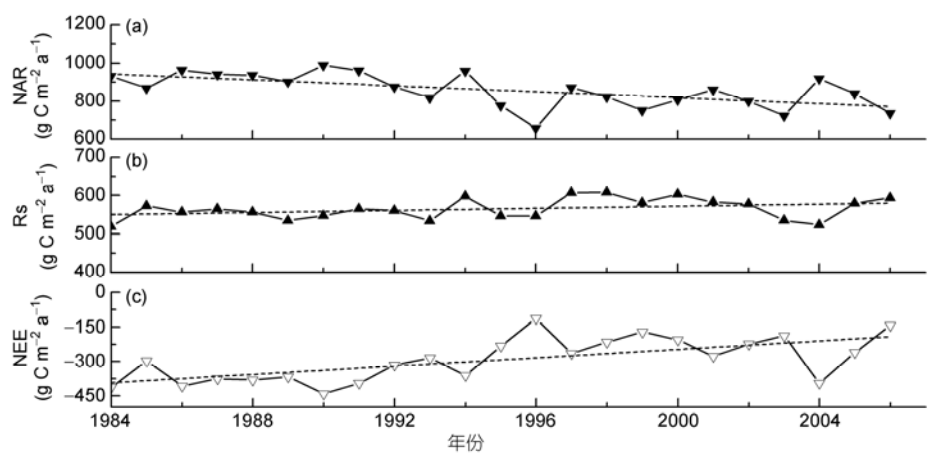


图 6 玉米季内灌区平均碳平衡要素的年际变化过程

表 2 1984~2006 年间气象因子(日平均气温、日照时数及降雨)的变化趋势

| 作物  | 生长阶段              | 气象因子 | 单位                      | 变化趋势               |
|-----|-------------------|------|-------------------------|--------------------|
| 冬小麦 | 播种至开花(10.16~4.26) | 平均气温 | ℃ (10 a) <sup>-1</sup>  | 0.61 <sup>a)</sup> |
|     |                   | 日照时数 | h (10 a) <sup>-1</sup>  | 0.04               |
|     |                   | 降雨   | mm (10 a) <sup>-1</sup> | -6.5               |
|     | 开花至成熟(4.26~6.15)  | 平均气温 | ℃ (10 a) <sup>-1</sup>  | 0.46 <sup>a)</sup> |
|     |                   | 日照时数 | h (10 a) <sup>-1</sup>  | 0.11               |
|     |                   | 降雨   | mm (10 a) <sup>-1</sup> | -11.67             |
| 夏玉米 | 播种至开花(6.16~8.01)  | 平均气温 | ℃ (10 a) <sup>-1</sup>  | 0.35               |
|     |                   | 日照时数 | h (10 a) <sup>-1</sup>  | -0.56              |
|     |                   | 降雨   | mm (10 a) <sup>-1</sup> | -1.00              |
|     | 开花至成熟(8.01~10.15) | 平均气温 | ℃ (10 a) <sup>-1</sup>  | 0.23               |
|     |                   | 日照时数 | h (10 a) <sup>-1</sup>  | -0.52              |
|     |                   | 降雨   | mm (10 a) <sup>-1</sup> | -12.0              |

a)  $\alpha = 0.05$  的显著性水平

势,而其他时期内的气象因子均无显著的变化趋势.小麦生长季内,日照时数略微增加;而玉米生长季内,无论是开花期前还是开花期后,日照时数均下降较大,同时气温均有升高.虽然小麦和玉米的开花期后,降雨均出现较大幅度下降,但由于灌区充分灌溉的保障,因此降雨减少所带来的影响可忽略.另外,小麦和玉米季内的灌溉量也均无显著变化的趋势(图 7).由于缺少施肥、品种改良等详细信息,我们无法得到这些因素的长期变化趋势,但遥感 NDVI 能够综合反映气象和非气象因子对作物生长的影响<sup>[48]</sup>. NDVI 的年际变化表明(图 8),小麦 NDVI 呈显著上升的趋势,上升率为  $0.00407 \text{ a}^{-1}$ ;玉米 NDVI 则呈显著下降的趋势,下降率为  $-0.00305 \text{ a}^{-1}$ .小麦和玉米 NDVI 的变化趋势均与各自 NAR 的变化趋势一致.

由于 SiB2 的模拟结果是气象和非气象因子共同作用的结果,为区分气象因子和施肥、品种改良等非气象因子对 NAR 的影响,我们采用了 SiB2 与作物模型耦合的模型<sup>[49]</sup>进行分析.在该耦合模型中, SiB2 得到的日 GPP、日平均土壤含水率以及日平均气温作为作物模型的输入,用于 LAI 的模拟;而作物生长模型模拟的 LAI 则作为 SiB2 的输入,用于后一日水、能量以及碳循环的模拟.模型验证表明,该耦合模型能够准确模拟该地区作物的生长过程以及地表通量的变化<sup>[49]</sup>.区别于 SiB2,该耦合模型仅反映了气象因子对碳循环的影响,而未包含作物品种改良、施肥等非气象因素的影响.在与 SiB2 相同的数据驱动下,该耦合模型得到的结果表明,1984~2006 年间气象因子(包括大气  $\text{CO}_2$  浓度显著升高,  $16.6 \text{ ppm (10 a)}^{-1}$ )的变

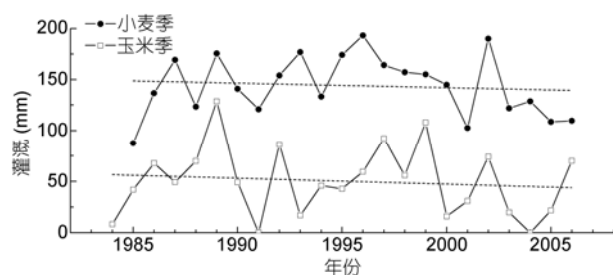


图7 灌溉量的年际变化过程

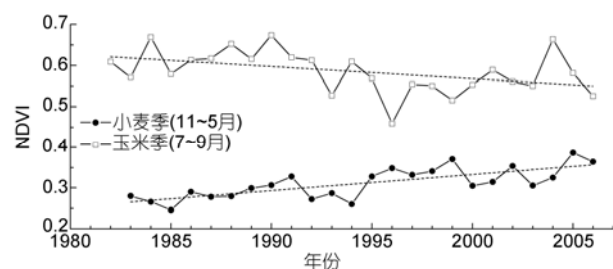


图8 小麦和玉米主要生长期平均 NDVI 变化过程

化使得小麦 NAR 呈显著减小的趋势( $\alpha = 0.05$  显著性水平), 而玉米 NAR 无显著的变化趋势( $\alpha = 0.05$  显著性水平, 但在  $\alpha = 0.16$  的显著性水平下呈显著下降的趋势)。这一结果与其他研究结果相似。Liu 等<sup>[50]</sup>系统分析了华北平原三个典型农业站点 1981~2005 年间气候变化和作物品种分别对干物质(干物质的变化与 NAR 呈正比关系)的影响。该研究指出, 在仅考虑气象因素(气温和日照时数)的情况下, 冬小麦和夏玉米的干物质均呈下降的趋势; 其主要原因是气温升高缩短了作物的生长周期以及太阳辐射的减少降低了光合作用产物; 另一方面, 作物品种的改良能够抵消气候变化对作物干物质的这种负面影响。同时, 作物 NAR 的变化还与施肥量有关。20 世纪 70 年代以来, 中国农田氮肥施肥量显著增加, 且产量和施肥量存在显著的正相关关系<sup>[51]</sup>。因此, 在气候变化和作物品种改良、施肥增加的共同作用下, 实际干物质可能减少, 也可能升高。本研究中, 气候因子的变化趋势与文献[50]相似, 但小麦 NAR 呈显著增长的趋势, 而玉米 NAR 呈显著下降的趋势。造成这种差异的原因可能为品种改良的程度不同, 也可能为施肥增加的幅度不同(与灌溉同时施肥便于操作, 因此小麦的施肥量可能较玉米增加更多)。

虽然小麦和玉米季内 Rs 无显著的变化趋势, 但均略有升高, 这是气温升高的结果; 虽然降雨在同期

内出现略微下降(表 2), 但由于灌溉的补充, 土壤水分未对土壤呼吸产生抑制作用。另外, 由于小麦和玉米季的 Rs 无显著变化趋势, 二者 NEE 的变化取决于 NAR。相关分析还表明, 年总 NAR 与年降雨及年总供水(降雨与灌溉的总和)之间均不存在相关关系。特别地, 1992, 2001 及 2002 年内降雨量分别为 269, 256 以及 296 mm, 为研究时期内最干旱的三年。然而对应年份内的 NAR 并未达到最小值, 分别为 1589, 1683 以及 1596  $\text{g C m}^{-2} \text{a}^{-1}$ , 表明在充分灌溉的影响下, 年总 NAR 不受降雨的影响。

### 3.5 碳平衡分析

表 3 为灌区碳平衡的多年平均值。灌区通过作物吸收的年 GPP 总量的多年平均值为 9.91  $\text{Tg C a}^{-1}$  ( $1 \text{ Tg} = 10^{12} \text{ g}$ ), 通过冠层自养呼吸和土壤呼吸排放的多年平均碳总量为 7.98  $\text{Tg C a}^{-1}$ 。在未考虑作物收获及考虑秸秆还田时, 灌区吸收的多年平均碳总量为 1.93  $\text{Tg C a}^{-1}$ , 其中小麦生长季的碳吸收速率较弱, 而玉米季的碳吸收速率较强。假设产量中的所有碳均释放到大气中, 那么由产量释放的碳为 2.16  $\text{Tg C a}^{-1}$ , 使得灌区的多年平均碳释放量为 0.23  $\text{Tg C a}^{-1}$ 。

图 9 为灌区平均年 NBP 的年际变化过程。在  $\alpha = 0.05$  的显著性水平下, NBP 显著升高, 增长率为 11.2  $\text{g C m}^{-2} \text{a}^{-2}$ 。20 世纪 80 和 90 年代以及 2000 年以后, 多年平均 NBP 分别为 -22 和 14 以及 134  $\text{g C m}^{-2} \text{a}^{-1}$ , 表明灌区逐渐由碳汇变为碳源。1984~2006 年间, 多年平均 NBP 为 41  $\text{g C m}^{-2} \text{a}^{-1}$ , 表明灌区是一个弱碳源。这一模拟结果与该地区通量站的观测结果一致<sup>[52,53]</sup>。1984~2006 年间, 灌区粮食产量显著增长, 增长率为 20  $\text{g m}^{-2} \text{a}^{-2}$ 。在年总 NEE 未发生显著变化的情况下, 灌区粮食增产是 NBP 升高的最主要原因。陈新民等<sup>[54]</sup>对中国北方冬小麦收获指数的演变分析表明, 自 20 世纪 50~90 年代初, 随着品种的更替, 小麦的收获指数从 50 年代的 0.28 增加到 80 和 90 年代的 0.39, 相对增量为 7.86%, 但生物量没有显著差异。这表明新品种产量的增加主要是品种收获指数的提高。

### 3.6 与其他研究的比较

大量研究已经对中国农田的大尺度碳循环进行了研究(表 4), 但大多数研究针对 NPP 的模拟。采用前述的农田 NPP/GPP 值, 我们由模拟 GPP 值得到了 NPP 的估算值。对比表明, 不同研究得到的结果存在

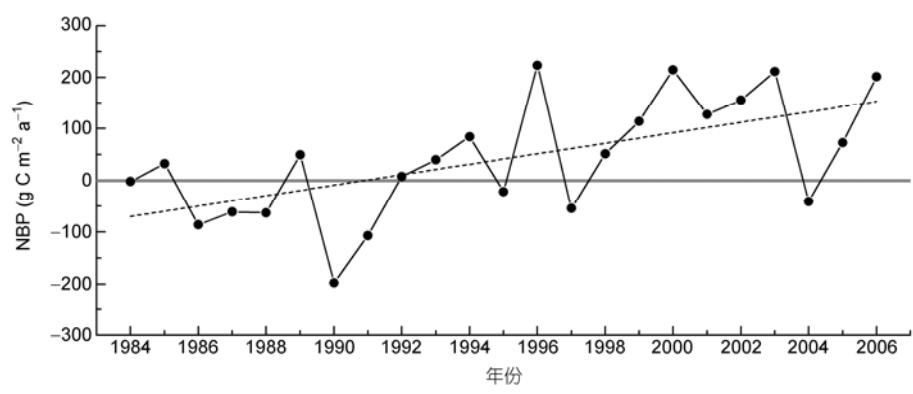


图 9 灌区净生物群系生产量(NBP)的年际变化过程

表 3 灌区多年平均碳平衡统计

| 时期  | GPP (Tg C a <sup>-1</sup> ) | NAR (Tg C a <sup>-1</sup> ) | Rs (Tg C a <sup>-1</sup> ) | NEE (Tg C a <sup>-1</sup> ) | C <sub>gr</sub> (Tg C a <sup>-1</sup> ) | NBP (Tg C a <sup>-1</sup> ) |
|-----|-----------------------------|-----------------------------|----------------------------|-----------------------------|-----------------------------------------|-----------------------------|
| 小麦季 | 4.78                        | 4.49                        | 4.23                       | -0.26                       | -                                       | -                           |
| 玉米季 | 5.13                        | 4.89                        | 3.22                       | -1.67                       | -                                       | -                           |
| 年总量 | 9.91                        | 9.38                        | 7.45                       | -1.93                       | 2.16                                    | 0.23                        |

表 4 农田净初级生产力(NPP)模拟结果对比

| 研究区域         | 研究时段      | 研究方法         | 平均 NPP (g C m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> ) | 来源   |
|--------------|-----------|--------------|-----------------------------------------------|------|
| 全国农田         | 1982~1999 | 遥感 CASA 模型   | 171                                           | [7]  |
| 全国农田         | 1981~1999 | CEVSA 模型     | 606                                           | [55] |
| 全国农田         | 1971~2000 | AVIM 模型      | 481                                           | [56] |
| 全国农田         | 1980~2000 | 统计产量         | 541                                           | [44] |
| 山东禹城(潘庄引黄灌区) | 1980~2000 | Crop-C 模型    | 1360                                          | [57] |
| 黄河下游沿岸地区     | 2000~2009 | 遥感蒸散和植被生产力模型 | 870 <sup>a)</sup>                             | [58] |
| 山东聊城(位山引黄灌区) | 1984~2006 | SiB2 模型      | 1005                                          | 本研究  |

a) 由 GPP(1500 g C m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>)估算得到(NPP/GPP=0.58)

显著差异. 本研究得到的灌区平均 NPP 要显著高于全国平均水平, 而与其他引黄灌区的模拟结果接近<sup>[57,58]</sup>. 充分灌溉和较高的复种指数是灌区 NPP 较高的可能原因<sup>[44]</sup>. 灌区较高的氮肥施用量也可能产生较高的 NPP. 2000 年的统计资料表明, 位山灌区所在的山东省的氮肥施用量居全国第五(仅次于上海、北京、江苏、福建), 高于其他主要粮食产区<sup>[59]</sup>.

在 NPP 的时间变化趋势上, 全国平均来看, 大多数研究指出中国农田 NPP 呈显著增加的趋势<sup>[6,7,44,57]</sup>, 但也有研究表明中国农田 NPP 的增长趋势不显著<sup>[56]</sup>. 从增加趋势的空间和季节分布来看, Piao 等<sup>[7]</sup>指出, 华北平原春季 NPP 呈显著增加的趋势, 但在夏季却呈下降的趋势, NPP 的最大上升率是发生在春季. 这与本研究的结果类似(在  $\alpha=0.05$  显著性水平下, 小麦 NPP 显著上升, 玉米 NPP 显著下降).

对于农田碳平衡研究, 在不考虑作物产量碳抽取的情况下, 陶波等<sup>[10]</sup>采用 CEVSA 模型估算 1981~2000 年中国农田是一个较强的碳汇; Cao 等<sup>[6]</sup>通过 CEVSA 估算得到 1981~1998 年间黄淮海平原的农田是一个较强的碳汇. 在对土壤碳库的研究中, 黄耀和孙文娟<sup>[60]</sup>, Sun 等<sup>[25]</sup>以及 Pan 等<sup>[26]</sup>均指出中国北方农田的土壤有机碳呈显著增长的趋势. 土壤有机碳的增加表明农田是一个碳汇. 但也有学者指出中国农田的土壤有机碳在减少<sup>[61]</sup>, 表明农田是一个碳源. 还有学者认为农田是近似碳中性<sup>[15]</sup>. 虽然土壤碳储量变化可能是判断碳源/汇的最可靠方法, 但这些观测的空间和时间代表性往往不足. Sun 等<sup>[25]</sup>指出调查点的空间分布不均匀会对土壤有机碳的估算带来很大的不确定性. 例如, 在文献[60], [25]以及[26]的研究中, 黄河下游山东省境内的实

测点均非常稀少。

造成各种研究结果差异较大的原因很多。可能来自于模型原理的不同,例如 CASA 模型以遥感 NDVI 表示植被动态变化<sup>[7]</sup>。这类模型能够较为准确的描述植被的动态变化过程,但对土壤水分胁迫的考虑较为简单<sup>[7]</sup>。Lobell 等<sup>[62]</sup>指出 CASA 中光能利用效率(LUE)与灌溉存在显著的依赖关系。另一类模型则无需遥感植被指数的输入,例如 CEVSA<sup>[55]</sup>, AVIM<sup>[56]</sup>, Crop-C<sup>[57]</sup>等。这些模型能够模拟植被动态变化本身,但往往仅考虑了气象因子对植被的影响,而未全面考虑灌溉、施肥以及田间管理等措施对作物生长的影响。对比分析表明,这两类模型可能存在较大差异<sup>[6]</sup>。另外,受限于地面实测数据的稀缺,已有大尺度研究中模型的验证数据较少<sup>[63,7,10]</sup>,使得模型参数化存在较大不确定性。华北平原 NPP 的主要影响因素是降雨<sup>[6]</sup>。但北方的非湿润地区内,灌溉是农田供水的重要组成部分,因此灌溉量输入的不确定性也可能带来农田 NPP 模拟的较大差异。

## 4 结论与展望

本研究采用生态系统过程模型,结合遥感和地面实测资料,模拟了 1984~2006 年间黄河下游典型灌区的碳循环过程。分析表明采用遥感 WDRVI 指数能够较为精确推求作物 LAI。位山灌区多年平均 GPP,

NAR, Rs 及 NEE 分别为 1733, 1642, 1304 和 -338 g C m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>。在  $\alpha = 0.05$  的显著性水平下,年总 NAR, Rs 及 NEE 均无显著的时间变化趋势。但小麦季 NAR 呈显著增长趋势,增长率为 6.21 g C m<sup>-2</sup> a<sup>-2</sup>; NEE 则呈显著的下降趋势,变化率为 -5.71 g C m<sup>-2</sup> a<sup>-2</sup>。玉米季 NAR 呈显著下降的趋势,变化率为 -7.84 g C m<sup>-2</sup> a<sup>-2</sup>; NEE 则呈显著的升高趋势,变化率为 11.15 g C m<sup>-2</sup> a<sup>-2</sup>。在未考虑作物收获及考虑秸秆还田时,灌区多年平均吸收的碳总量为 1.93 Tg C a<sup>-1</sup>。假设产量中所有碳全部释放到大气中,那么由产量释放的碳为 2.16 Tg C a<sup>-1</sup>,使得多年平均碳释放量为 0.23 Tg C a<sup>-1</sup>,表明灌区是一个弱碳源。

需要指出的是,本研究还存在一些不足。一是在估算 NBP 时,我们做了较多的简化。二是土壤呼吸模型未考虑土壤有机质的影响。土壤呼吸与土壤表层有机质含量呈正相关<sup>[64]</sup>。中国农田土壤表层有机质含量呈升高的趋势<sup>[65]</sup>,而本研究中的土壤呼吸模型根据 2008~2009 年实测土壤呼吸资料率定。因此,模型可能高估过去土壤呼吸的量值,从而高估过去 NEE 及 NBP 的值。另外,统计产量的精度可能较差,给 NBP 的估算带来较大的不确定性。Leifeld 等<sup>[66]</sup>指出,生态系统碳源/汇的确定最好采用多种方法(包括测量 NBP 以及土壤有机碳的变化等)结合的手段。因此,精确估算灌区碳平衡还需要进行包括土壤有机质含量在内的长期和多手段的观测。

**致谢** 本研究相关水文、气象数据由山东省聊城市水利局、水文局及国家气象局提供,在此表示感谢。同时感谢审稿人的建设性意见和建议。

## 参考文献

- 1 Bondeau A, Smith P C, Zaehle S, et al. Modelling the role of agriculture for the 20th century global terrestrial carbon balance. *Glob Change Biol*, 2007, 13: 679-706
- 2 Liu J, Liu M, Tian H, et al. Spatial and temporal patterns of China's cropland during 1990-2000: An analysis based on Landsat TM data. *Remote Sens Environ*, 2005, 98: 442-456
- 3 王思远, 刘纪远, 张增祥, 等. 中国土地利用时空特征分析, *地理学报*, 2001, 56: 631-639
- 4 吴凯. 黄河下游水情变化特征与引黄灌溉的可持续发展. *灌溉排水学报*, 2003, 22: 45-48
- 5 Sun H Y, Liu C M, Zhang X Y, et al. Effects of irrigation on water balance, yield and WUE of winter wheat in the North China Plain. *Agric Water Manage*, 2006, 85: 211-218
- 6 Cao M K, Prince S D, Li K R, et al. Response of terrestrial carbon uptake to climate interannual variability in China. *Glob Change Biol*, 2003, 9: 536-546
- 7 Piao S L, Fang J Y, Zhou L M, et al. Changes in vegetation net primary productivity from 1982 to 1999 in China. *Glob Biogeochem Cycle*, 2005, 19: GB2027, doi: 10.1029/2004GB002274
- 8 Feng X, Liu G, Chen J M, et al. Net primary productivity of China's terrestrial ecosystems from a process model driven by remote sensing. *J*

Environ Manage, 2007, 85: 563–573

- 9 王莺, 夏文韬, 梁天刚. 陆地生态系统净初级生产力的时空动态模拟研究进展. 草业科学, 2010, 27: 77–88
- 10 陶波, 曹明奎, 李克让, 等. 1981~2000 年中国陆地净生态系统生产力空间格局及其变化. 中国科学 D 辑: 地球科学, 2006, 36: 1131–1139
- 11 Ruimy A, Kergoat L, Bondeau A, et al. Comparing global models of terrestrial net primary productivity (NPP): Analysis of differences in light absorption and light-use efficiency. Glob Change Biol, 1999, 5(Suppl 1): 56–64
- 12 Cramer W, Kicklighter D W, Bondeau A, et al. Comparing global models of terrestrial net primary productivity (NPP): Overview and key results. Glob Change Biol, 1999, 5(Suppl 1): 1–15
- 13 Fang J Y, Chen A P, Peng C H, et al. Changes in forest biomass carbon storage in China between 1949 and 1988. Science, 2001, 292: 2320–2322
- 14 Ni J. Net primary productivity in forests of China: Scaling-up of national inventory data and comparison with model predictions. For Ecol Manage, 2003, 176: 485–495
- 15 方精云, 郭兆迪, 朴世龙, 等. 1981~2000 年中国陆地植被碳汇的估算. 中国科学 D 辑: 地球科学, 2007, 37: 804–812
- 16 Tong C L, Hall C A S, Wang H Q. Land use change in rice, wheat and maize production in China (1961–1998). Agric Ecosyst Environ, 2003, 95: 523–536
- 17 Roxburgh S H, Barrett D J, Berry S L, et al. A critical overview of model estimates of net primary productivity for the Australian continent. Funct Plant Biol, 2004, 31: 1043–1059
- 18 Grant R F, Zhang Y, Yuan F, et al. Intercomparison of techniques to model water stress effects on CO<sub>2</sub> and energy exchange in temperate and boreal deciduous forest. Ecol Model, 2006, 196: 289–312
- 19 Ciais P, Wattenbach M, Vuichard N, et al. The European carbon balance. Part 2: Cropland. Glob Change Biol, 2010, 16: 1409–1428
- 20 Lauenroth W K, Wade A A, Williamson M A, et al. Uncertainty in calculations of net primary production for grasslands. Ecosystems, 2006, 9: 843–851
- 21 Baldocchi D D, Falge E, Gu L, et al. FLUXNET: A new tool to study the temporal and spatial variability of ecosystem-scale carbon dioxide, water vapor, and energy flux densities. Bull Amer Meteorol Soc, 2001, 82: 2415–2434
- 22 Sellers P J, Randall D A, Collatz G J, et al. A revised land surface parameterization (SiB2) for atmospheric GCMs. Part I: Model formulation. J Clim, 1996, 9: 676–705
- 23 Sellers P J, Los S O, Tucker C J, et al. A revised land surface parameterization (SiB2) for atmospheric GCMs. Part II: The generation of global fields of terrestrial biophysical parameters from satellite data. J Clim, 1996, 9: 706–737
- 24 Lei H M, Yang D W. Interannual and seasonal variability in evapotranspiration and energy partitioning over an irrigated cropland in the North China Plain. Agric For Meteorol, 2010, 158: 581–589
- 25 Sun W J, Huang Y, Zhang W, et al. Carbon sequestration and its potential in agricultural soils of China. Glob Biogeochem Cycle, 2010, 24: GB3001, doi: 10.1029/2009GB003484
- 26 Pan G X, Xu X W, Smith P, et al. An increase in topsoil SOC stock of China's cropland between 1985 and 2006 revealed by soil monitoring. Agric Ecosyst Environ, 2010, 136: 133–138
- 27 Tucker C J, Pinzon J E, Brwon M E, et al. An extended AVHRR 8-km NDVI dataset compatible with MODIS and SPOT vegetation NDVI data. Int J Remote Sens, 2005, 26: 4485–4498
- 28 刘纪远, 张增祥, 庄大方, 等. 二十世纪九十年代中国土地利用变化的遥感时空信息研究. 北京: 科学出版社, 2005
- 29 杨大文, 李翀, 倪广恒, 等. 分布式水文模型在黄河流域的应用. 地理学报, 2004, 59: 143–154
- 30 Yang K, Koike T. A general model to estimate hourly and daily solar radiation for hydrological studies. Water Resour Res, 2005, 41: W10403, doi: 10.1029/2005WR003976
- 31 雷慧闽. 华北平原大型灌区生态水文机理与模型研究. 博士学位论文. 北京: 清华大学, 2011. 113–118
- 32 高志球, 卞林根, 程彦杰, 等. 利用生物圈模型(SiB2)模拟青藏高原那曲草原近地面层能量收支. 应用气象学报, 2002, 13: 129–141
- 33 Baker I, Dennin A S, Hanan N, et al. Simulated and observed fluxes of sensible and latent heat and CO<sub>2</sub> at the WLEF-TV tower using SiB2.5. Glob Change Biol, 2003, 9: 1262–1277
- 34 Hanan N P, Berry J A, Verma S B, et al. Testing a model of CO<sub>2</sub>, water and energy exchange in Great Plains tall-grass prairie and wheat ecosystems. Agric For Meteorol, 2005, 131: 162–179
- 35 Ball J T, Woodrow I E, Berry J A. A model predicting stomatal conductance and its contribution to the control of photosynthesis under different environmental conditions. In: Biggens J, ed. Progress in Photosynthesis Research. Dordrecht: Martinus Nijhoff, 1987. 221–224
- 36 Farquhar G D, von Caemmerer S, Berry J A. A biochemical model of photosynthetic CO<sub>2</sub> assimilation in leaves of C<sub>3</sub> species. Planta, 1980, 149: 78–90
- 37 Collatz G J, Ribas-Carbo M, Ball J A. Coupled photosynthesis-stomatal conductance model for leaves of C<sub>4</sub> plants. Aust J Plant Physiol,

- 1992, 19: 519–538
- 38 Lei H M, Yang D W, Shen Y J, et al. Simulation of evapotranspiration and carbon dioxide flux in the wheat-maize rotation croplands of the North China Plain using the simple biosphere model. *Hydrol Process*, 2011, 25: 3107–3120
- 39 Carlson T N, Ripley D A. On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. *Remote Sens Environ*, 1997, 62: 241–252
- 40 Yin Z S, Lee Williams T H. Obtaining spatial and temporal vegetation data from Landsat MSS and AVHRR/NOAA satellite images for a hydrologic model. *Photogramm Eng Remote Sens*, 1997, 63: 69–77
- 41 Gitelson A A, Wardlaw B D, Keydan G P, et al. An evaluation of MODIS 250-m data for green LAI estimation in crops. *Geophys Res Lett*, 2007, 34: L20403, doi: 10.1029/2007GL031620
- 42 Burn D H, Hag Elnur M A. Detection of hydrologic trends and variability. *J Hydrol*, 2002, 255: 107–122
- 43 Shimizu M, Marutani S, Jin T, et al. Comparison of different approaches for estimating carbon budgets in a managed grassland in Hokkaido, Japan. In: 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World, 2010 Agu 1–6, Brisbane, Australia. 20–23
- 44 Huang Y, Zhang W, Sun W J, et al. Net primary production of Chinese croplands from 1950 to 1999, *Ecol Appl*, 2007, 17: 692–701
- 45 Zhang Y J, Xu M, Chen H, et al. Global pattern of NPP to GPP ratio derived from MODIS data: Effect of ecosystem type, geographical location and climate. *Glob Ecol Biogeogr*, 2009, 18: 280–290
- 46 Zhao M S, Heinsch F A, Nemani R R, et al. Improvements of the MODIS terrestrial gross and net primary production global data set. *Remote Sens Environ*, 2005, 95: 164–176
- 47 薛玲. 基于 NDVI 遥感数据的华北平原作物蒸散量、产量时空分布研究(1981–2001). 硕士学位论文. 北京: 中国农业大学, 2004
- 48 Cabrera-Bosquet L, Molero G, Stellacci A M, et al. NDVI as a potential tool for predicting biomass, plant nitrogen content and growth in wheat genotypes subjected to different water and nitrogen conditions. *Cereal Res Commun*, 2011, 39: 147–159
- 49 Lei H M, Yang D W, Lokupitiya E, et al. Coupling land surface and crop growth models for predicting evapotranspiration and carbon exchange in wheat-maize rotation croplands. *Biogeosciences*, 2010, 7: 3363–3375
- 50 Liu Y, Wang E, Yang X, et al. Contributions of climatic and crop varietal changes to crop production in the North China Plain, since 1980s. *Glob Change Biol*, 2010, 16: 2287–2299
- 51 Zhu Z L, Chen D L. Nitrogen fertilizer use in China—Contributions to food production, impacts on the environment and best management strategies. *Nutr Cycl Agroecosyst*, 2002, 63: 117–127
- 52 李俊, 于强, 孙晓敏, 等. 华北平原农田生态系统碳交换及其环境调控机制. *中国科学 D 辑: 地球科学*, 2006, 36(增刊 1): 210–223
- 53 Lei H M, Yang D W. Seasonal and interannual variations in carbon dioxide exchange over a cropland in the North China Plain. *Glob Change Biol*, 2010, 16: 2944–2957
- 54 陈新民, 庞家智, 李学渊, 等. 北部冬麦区建国以来冬小麦品种收获指数的演变. *北京农业科学*, 1992, 4: 8–10
- 55 Tao B, Li K R, Shao X M, et al. The temporal and spatial patterns of terrestrial net primary productivity in China. *J Geogr Sci*, 2003, 13: 163–171
- 56 何勇, 董文杰, 郭晓寅, 等. 1971–2000 年中国陆地植被净初级生产力的模拟. *冰川冻土*, 2007, 29: 226–232
- 57 王戡, 黄耀, 张稳, 等. 中国农业植被净初级生产力模拟(II)——模型的验证与净初级生产力估算. *自然资源学报*, 2006, 21: 916–925
- 58 莫兴国, 刘苏峡, 林忠辉, 等. 华北平原蒸散和 GPP 格局及其对气候波动的响应. *地理学报*, 2011, 66: 589–598
- 59 Ju X T, Liu X J, Zhang F S, et al. Nitrogen fertilization, soil nitrate accumulation, and policy recommendations in several agricultural regions of China. *Ambio*, 2004, 33: 300–305
- 60 黄耀, 孙文娟. 近 20 年来中国大陆农田表土有机碳含量的变化趋势. *科学通报*, 2006, 51: 750–763
- 61 Tang H J, Qiu J J, Ranst E V, et al. Estimations of soil organic carbon storage in cropland of China based on DNDC model. *Geoderma*, 2006, 134: 200–206
- 62 Lobell D B, Hicke J A, Asner G P, et al. Satellite estimates of productivity and light use efficiency in United States agriculture, 1982–98. *Glob Change Biol*, 2002, 8: 722–735
- 63 莫兴国, 郭瑞萍, 林忠辉. 无定河区域 1981~2001 年植被生产力和水平平衡对气候变化的响应. *气候与环境研究*, 2006, 11: 477–486
- 64 Yu G R, Zheng Z M, Wang Q F, et al. Spatiotemporal pattern of soil respiration of terrestrial ecosystems in China: The development of a geostatistical model and its simulation. *Environ Sci Technol*, 2010, 44: 6074–6080
- 65 Piao S L, Fang J Y, Ciais P, et al. The carbon balance of terrestrial ecosystems in China. *Science*, 2009, 458: 1009–1014
- 66 Leifeld J, Ammann C, Neftel A, et al. A comparison of repeated soil inventory and carbon flux budget to detect soil carbon stock changes after conversion from cropland to grassland. *Glob Change Biol*, 2011, doi: 10.1111/j.1365-2486.2011.02471.x