

2001–2013年中国灌木生态系统净初级生产力的时空变化特征及其对气候变化的响应

王亚林^{1,2*} 龚 容² 吴凤敏¹ 范文武¹

¹重庆市地理信息中心, 重庆 401121; ²北京师范大学减灾与应急管理研究院, 北京师范大学地表过程与资源生态国家重点实验室, 北京 100875

摘 要 植被净初级生产力(NPP)是陆地生态系统碳库的主要来源, NPP的变化反映了生态系统对气候变化及土地利用变化的响应。在我国广泛地分布着相当于国土面积20%的灌木林, 其NPP在中国陆地生态系统碳平衡过程中发挥着重要作用。该文利用CASA (Carnegie-Ames-Stanford Approach)模型估算了中国6类主要灌木生态系统2001–2013年的NPP, 并分析了其季节和年际间的变化趋势及其与气候变化之间的关系。结果显示: 中国灌木生态系统的年平均NPP为281.82 g·m⁻²·a⁻¹, 其中亚热带常绿灌木年平均NPP最高为420.47 g·m⁻²·a⁻¹, 而高寒荒漠灌木半灌木年平均NPP最低为52.65 g·m⁻²·a⁻¹。在2001–2013年间, 中国灌木生态系统的NPP以1.23 g·m⁻²·a⁻¹的速度显著增加, 其相对变化速率达到了5.99%, 其中高寒荒漠灌木半灌木、温带荒漠灌木半灌木、温带落叶灌木以及亚热带常绿灌木的NPP都显著增加, 温带落叶灌木的NPP增长最快, 达到3.05 g·m⁻²·a⁻¹, 亚高山常绿灌木则以0.73 g·m⁻²·a⁻¹的速率显著下降, 亚高山落叶灌木则无显著变化趋势。不同灌木生态系统的NPP对不同季节气候变化的响应不同, 但总体上中国灌木生态系统NPP的变化更多受到降水变化的影响, 此外, 春季气温升高也对NPP的增加起到积极的促进作用。

关键词 CASA模型; 净初级生产力; 灌木; 碳平衡; 气候变化

引用格式: 王亚林, 龚容, 吴凤敏, 范文武 (2017). 2001–2013年中国灌木生态系统净初级生产力的时空变化特征及其对气候变化的响应. 植物生态学报, 41, 925–937. doi: 10.17521/cjpe.2016.0177

Temporal and spatial variation characteristics of China shrubland net primary production and its response to climate change from 2001 to 2013

WANG Ya-Lin^{1,2*}, GONG Rong², WU Feng-Min¹, and FAN Wen-Wu¹

¹Chongqing Geomatics Center, Chongqing 401121, China; and ²Academy of Disaster Reduction and Emergency Management, Beijing Normal University, State Key Laboratory of Earth Surface Processes and Resource Ecology, Beijing Normal University, Beijing 100875, China

Abstract

Aims Net primary production (NPP) is the input to terrestrial ecosystem carbon pool. Climate and land use change affect NPP significantly. Shrublands occupy more than 20% of the terrestrial area of China, and their NPP is comparable to those of the forests. Our objective was to estimate China shrubland NPP from 2001 to 2013, and to analyze its variation and response to climate change.

Methods We used a Carnegie-Ames-Stanford Approach (CASA) model to estimate the NPP of six shrubland types in China from 2001 to 2013. Furthermore, we used Theil-Sen slope combined with Mann-kendall test to analyze its spatial variation and a linear regression of one-variable model to analyze its inter- and intra-annual variation. Finally, a multi-factor linear regression model was used to analyze its response to climate change.

Important findings We found the annual mean NPP of China shrubland was 281.82 g·m⁻²·a⁻¹. The subtropical evergreen shrubland has the maximum NPP of 420.47 g·m⁻²·a⁻¹, while the high cold desert shrubland has the minimum NPP of 52.65 g·m⁻²·a⁻¹. The countrywide shrublands NPP increased at the rate of 1.23 g·m⁻²·a⁻¹, the relative change rate was 5.99%. The temperate deciduous shrubland NPP increased the fastest with a speed of 3.05 g·m⁻²·a⁻¹ and subalpine evergreen shrubland had a decreasing trend with a speed of -0.73 g·m⁻²·a⁻¹. Moreover, the other four shrublands NPP had a growing trend, only subalpine deciduous shrubland NPP did not change significantly. The response of NPP to climate change of different seasons varies to different shrubland types. In general, the NPP variation was mainly affected by precipitation, and the spring warming also contributed to it.

收稿日期Received: 2016-05-24 接受日期Accepted: 2017-08-26

* E-mail: wangyalin@mail.bnu.edu.cn

The increase of countrywide shrubland *NPP* may promote its contribution to the regional ecosystem function.

Key words CASA model; net primary production (*NPP*); shrub; carbon balance; climate change

Citation: Wang YL, Gong R, Wu FM, Fan WW (2017). Temporal and spatial variation characteristics of China shrubland net primary production and its response to climate change from 2001 to 2013. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 41, 925–937. doi: 10.17521/cjpe.2016.0177

植被净初级生产力(*NPP*)是指植被每年净生产的新物质的量(总初级生产力减去植物呼吸), 包括新生物量、烃类挥发、根分泌和向菌根转运的部分(Chapin *et al.*, 2002)。它是陆地生态系统碳汇的一个主要决定因子, 同时也是生态过程的关键调节因子(Field, 1998)。

由于人们无法在区域尺度上直接测量植被的*NPP*, 早期对于植被*NPP*的测量都是基于站点典型植被的测量然后再推算到区域尺度, 其在大尺度范围的应用存在着一定的局限性, 随着科学技术的发展, 利用基于遥感数据驱动的计算机模型估算*NPP*的方法得到了广泛的应用。CASA模型(Potter *et al.*, 1993; Field *et al.*, 1995)是目前在国内外广泛应用并得到认可的一个*NPP*模型(Potter *et al.*, 1993; Hicke *et al.*, 2002; Fang *et al.*, 2003; Piao *et al.*, 2005; 高清竹等, 2007; 张峰等, 2008)。

中国植被的*NPP*在经历了20世纪八九十年代的快速增长后期后陷入停滞(Piao *et al.*, 2005; Liang *et al.*, 2015)。进入21世纪以来, 全球植被*NPP*因干旱在2000–2009年间呈减小趋势(Zhao & Running, 2010)。研究预测21世纪全球气温将持续升高, 干旱化会越来越严重(Ding *et al.*, 2007; Hansen *et al.*, 2010; Dai, 2011; Xu *et al.*, 2012)。干旱可以导致树木死亡(Allen *et al.*, 2010)、虫害爆发(Breshears *et al.*, 2005; Kurz *et al.*, 2008)、引发火灾(Xiao & Zhuang, 2007)、降低植被*NPP* (Zhao & Running, 2010)等等, 这些都将对生态系统的结构和功能产生重大的影响。

灌木与其他类型植被相比, 具有较深的根系, 且倾向于把更多的根生物量分布于较深层的土壤中, 以吸收更深层土壤中的养分和水分(Canadell *et al.*,

1996; Jackson *et al.*, 1996), 具有更小的叶面积与边材截面积之比(Monserud & Marshall, 1999; Chapin *et al.*, 2002), 具有直径更小、长度更短的导管, 以便更好地抵抗空穴化现象(Wilson, 1995), 其叶片的气孔导度对土壤和空气中的水分胁迫也具有更强的抵抗力(Gao *et al.*, 2002, 2005, 2013), 因而灌木对于干旱有更好的抵抗力。中国的灌木林分布面积十分广泛, 约占国土面积的20% (Piao *et al.*, 2009)。在全球持续变暖、干旱不断加剧的大背景下, 人们期望具有很强抗旱能力的灌木在区域乃至全球生态系统中发挥越来越重要的作用。

我们根据中华人民共和国植被图1:1000000 (中国科学院中国植被图编辑委员会, 2007)将中国的灌木划分为6个主要类型: 高寒荒漠灌木半灌木(DSRTHC)、温带荒漠灌木半灌木(DSRTTP)、温带落叶灌木(DCDSTP)、亚高山常绿灌木(EVGNMT)、亚高山落叶灌木(DCDSMT)以及亚热带常绿灌木(EVGNST), 伴生着少量落叶灌木。在所有类型当中, 温带荒漠灌木半灌木的分布面积最广, 达到了1 068 218 km², 其次为亚热带常绿落叶灌木、亚高山常绿灌木、温带落叶灌木, 而面积最小的为高寒荒漠灌木半灌木, 其面积仅为113 031 km²。由于某些地区的植物过于稀疏等原因, 植被层对入射光合有效辐射(*PAR*)的吸收比例(*F_{PAR}*)数据缺失, 实际参与计算的面积比其实际分布的面积要小, 这种情况在两种荒漠类型灌木中最为突出(表1)。

本文利用基于遥感数据和气象数据驱动的CASA模型研究中国灌木生态系统*NPP*的时空变异情况, 目标是: (1)估算中国灌木生态系统的*NPP*; (2)研究中国灌木生态系统*NPP*的时空变异特征; (3)研

表1 不同灌木类型的实际面积及实际计算的面积
Table 1 The actual area and actual calculated area of different shrubland types

	DCDSMT	DCDSTP	DSRTHC	DSRTTP	EVGNMT	EVGNST
实际面积 Actual area (km ²)	87 701	163 077	113 031	1 068 218	188 952	467 142
实际计算面积 Actual calculated area (km ²)	81 029	153 349	12 409	203 125	178 435	449 461

DCDSMT、DCDSTP、DSRTHC、DSRTTP、EVGNMT、EVGNST分别代表亚高山落叶灌木、温带落叶灌木、高寒荒漠灌木半灌木、温带荒漠灌木半灌木、亚高山常绿灌木、亚热带常绿灌木。
DCDSMT, DCDSTP, DSRTHC, DSRTTP, EVGNMT and EVGNST represent subalpine deciduous, temperate deciduous, high cold desert, temperate desert, subalpine evergreen and subtropical evergreen shrubland, respectively.

究中国灌木生态系统的NPP对气候变化的响应。

1 数据和方法

1.1 CASA模型

CASA (Carnegie-Ames-Stanford Approach) 模型(Potter *et al.*, 1993)是一个基于光能利用率的模型, 植被的NPP主要由植被吸收的光合有效辐射(APAR)和光能转化率(ε)两个变量来确定:

$$NPP_{(x,t)} = APAR_{(x,t)} \times \varepsilon_{(x,t)}$$

式中: t 表示时间, x 表示空间位置。

植被所吸收的光合有效辐射取决于太阳总辐射和植被对光合有效辐射的吸收比例:

$$APAR_{(x,t)} = SOL_{(x,t)} \times FPAR_{(x,t)} \times 0.5$$

式中: $SOL_{(x,t)}$ 是 t 月份象元 x 处的太阳总辐射量($\text{MJ} \cdot \text{m}^{-2}$); $FPAR_{(x,t)}$ 为植被层对入射光合有效辐射(PAR)的吸收比例; 常数0.5表示植被所能利用的光合有效辐射占太阳总辐射的比例。

光能转化率是指植被把所吸收的光合有效辐射转化为有机碳的效率, 主要受到温度和水分的影 响, 可以表示为:

$$E_{(x,t)} = T_{\varepsilon 1(x,t)} \times T_{\varepsilon 2(x,t)} \times W_{\varepsilon(x,t)} \times \varepsilon_{(x,t)}^*$$

式中: $T_{\varepsilon 1}$ 和 $T_{\varepsilon 2}$ 表示温度对光能转化率的影响, W_{ε} 即水分胁迫影响系数, 反映水分条件对光能转化率的影响, ε^* 是理想条件下的最大光能转化率。其中 $T_{\varepsilon 1}$ 、 $T_{\varepsilon 2}$ 和 W_{ε} 的计算均利用Potter等(1993)的模型进行。在早期, ε^* 的取值为 $0.389 \text{ g} \cdot \text{MJ}^{-1}$ (Potter *et al.*, 1993), 而后Potter等(2003, 2012)又通过全球大量的野外测量的NPP估算出 ε^* 为 $0.55 \text{ g} \cdot \text{MJ}^{-1}$, 但是不同植被类型的最大光能利用率是不同的, Zhu等(2006)利用实测数据对中国主要植被类型的最大光能利用率进行了估算, 其中灌木的最大光能利用率为 $0.429 \text{ g} \cdot \text{MJ}^{-1}$ 。因此, 本文中最大光能利用率采用 $0.429 \text{ g} \cdot \text{MJ}^{-1}$ 。

因此, CASA模型总体表示为:

$$NPP_{(x,t)} = FPAR_{(x,t)} \times PAR_{(x,t)} \times \varepsilon_{(x,t)}^* \times T_{(x,t)} \times W_{(x,t)}$$

1.2 数据

本文所用的遥感数据 FPAR (8-day, 1-km, MOD15A2) 数据来源于 NASA 数据中心 (<http://ladsweb.nascom.nasa.gov>)。首先对 FPAR 数据中缺失或者不可信(主要指有冰、雪覆盖以及云等大气状况所影响)的栅格利用其相应的质量控制文件进行插值处理(Zhao *et al.*, 2005), 再用最大值合成

法将8天的FPAR数据集成月数据集。

本文所用的月平均气温、月降水量以及月太阳辐射总量数据来源于中国气象数据共享服务网 <http://cdc.cma.gov.cn>, 1:400万土壤质地数据来源于地球科学数据共享平台(Shi & Yu, 2004)。通过克里金插值法将其栅格化, 空间分辨率与FPAR数据保持一致。

1.3 数据分析

为了分析中国灌木生态系统NPP及气候因子时间序列的变化趋势, 我们用一元线性回归方程将NPP及气候因子与时间进行回归, 以获取NPP及气候因子随时间的变化速率, 其方程为:

$$y = a + kx + \varepsilon$$

其中, y 为NPP或气候因子; a 为截距; x 表示年; k 为斜率, 表示变化的趋势; ε 为残差。由于时间序列可能会存在自相关问题, 我们采用广义最小二乘法来对回归方程进行拟合, 因为广义最小二乘法可以处理时间序列中的自相关性(Zhang *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2016)。

另外, 我们利用Mann-Kendall检验与Theil-Sen Slope趋势分析相结合的方法检测中国灌木生态系统NPP的空间变化趋势。该方法已广泛应用于植被变化研究中(Fensholt & Proud, 2012; Dubovyk *et al.*, 2015; Jiang *et al.*, 2015)。Mann-Kendall检验(Hipel & McLeod, 1994)是一种稳健的非参数显著性检验方法, 不需要数据服从正态分布, 也可排除少量异常值的干扰, 其通过计算时间序列的Z统计量来判断时间序列的变化趋势的显著性, 统计量Z的取值范围是 $(-\infty, +\infty)$ 。在给定的显著水平 α 下, 当 $|Z| > \mu_{1-\alpha/2}$ 时, 表示时间序列在 α 水平上有显著变化。本文采用 $\alpha = 0.05$ 的显著水平来判断NPP时间序列变化趋势的显著性。当 $Z = \pm 1.96$ 时, 对应的 $\alpha = 0.05$, 因此, 当 $Z > 1.96$ 时, 该时间序列呈显著增加趋势; 当 $Z < -1.96$ 时, 该时间序列存在显著的下降趋势; 除此之外, 该时间序列无显著的变化趋势。Theil-Sen Slope趋势分析是一种稳健的简单线性回归方法, 其通过计算时间序列中任意两个数的斜率并选择其中位数 β_{TS} 作为该时间序列的变化趋势, 当 $\beta_{TS} < 0$ 时, 时间序列呈减小趋势; $\beta_{TS} > 0$ 时, 时间序列呈增加趋势; 当 $\beta_{TS} = 0$ 时, 时间序列无变化趋势。Mann-Kendall检验只是定性检测了时间序列的变化趋势, 而Theil-Sen Slope趋势分析能提供定量的分析, 将

两种方法进行结合便能有效地对带有噪声的短序列进行分析,因为它们对异常值具有稳健性。把两种方法进行结合之后,便可将NPP的变化趋势分成5类:显著增加、不显著增加、基本不变、不显著减小、显著减小。

为了分析气候变化对中国灌木生态系统NPP的影响,我们将每年的NPP与不同季节降水量和平均气温进行多元线性回归,其方程可表示为:

$$y = a + k_1x_1 + k_2x_2 + \cdots + k_nx_n + \varepsilon$$

其中, y 为每年的NPP; a 为截距; k 为斜率; x 为不同季节的气候因子; ε 为残差。采用广义最小二乘法对回归方程进行拟合。由于落叶灌木的生长季主要集中在4–10月,我们把落叶类型的气候因子分为4个季节:4–5月为春季,6–8月为夏季,9–10月为秋季,11月至次年的3月为冬季;而对于两种常绿灌木类型,我们把3–5月定为春季,6–8月为夏季,9–11月为秋季,12月至次年的2月定为冬季(Peng *et al.*, 2011; Piao *et al.*, 2011)。

2 结果

2.1 中国灌木生态系统NPP的估算

由于某些地区植被非常稀疏以及其他原因导致FPAR数据缺失,使得部分地区无法计算NPP,这种情况主要发生在两种荒漠类型灌木中(表1),高寒荒漠灌木半灌木仅有10.98%的面积参与了计算NPP,而温带荒漠灌木半灌木仅有19.02%的面积参与了计算NPP,其余4种类型灌木绝大部分的面积都参与了计算NPP。

我们将2001–2013年间中国灌木生态系统的NPP和NPP总量进行平均,得到2001–2013年间的平均NPP和平均NPP总量(表2)。中国灌木生态系统在2001–2013年间的年平均NPP总量为302.94 Tg,其中高寒荒漠灌木半灌木的年平均NPP总量最小,为0.65 Tg,亚热带常绿灌木的年平均NPP总量最大,达到188.98 Tg,其他类型灌木的年平均NPP总量介于14.69–51.40 Tg之间。高寒荒漠灌木半灌木具有最小的年平均NPP,仅有52.65 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,而亚热带常绿灌木的年平均NPP最高,达到了420.47 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,其他类型灌木生态系统的年平均NPP介于72.33–288.07 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 之间,而从全国尺度来看,年平均NPP为281.82 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。需要注意的是,两种荒漠类型灌木由于大面积区域的植被覆盖很低,无法获取

其FPAR数据,导致最终参与计算的面积远小于其实际面积(表1),这将会导致我们估算出的年平均NPP高于实际值,而估算出的年平均NPP总量会小于实际值。

2.2 中国灌木生态系统NPP变化趋势的空间分布特征

我们用Mann-Kendall检验与Theil-Sen Slope分析相结合的方法分析了全国灌木生态系统2001–2013年间NPP的空间变异情况(表3;图1–2)。NPP呈增加趋势的面积占总面积的71.23%,其中显著增加的面积比例达到了13.14%,不显著增加的面积比例为58.09%,其主要分布在温带落叶灌木和亚热带常绿灌木;NPP呈减小趋势的面积占总面积的28.76%,其中显著减小的面积占总面积的1.95%,不显著减小的面积比例为26.81%,其主要分布在亚高山常绿灌木和亚高山落叶灌木,以及福建省和广东省东部的亚热带常绿灌木。

2.3 不同灌木生态系统NPP的年际和季节变化趋势

通过一元线性回归分析,获得了不同灌木类型NPP在2001–2013年间的变化速率 k (表4)。温带落叶灌木和亚热带常绿灌木均呈显著的增长趋势,其增长率分别为3.05 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ($p < 0.01$)和1.76 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ($p < 0.05$),两种荒漠灌木(高寒荒漠灌木半灌木和温带荒漠灌木半灌木)分别以0.56 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ($p < 0.01$)和0.97 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ($p < 0.05$)的速率显著增长。而对于两种亚高山灌木来说,亚高山常绿灌木以−0.73 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ($p < 0.1$)的速率显著下降,而亚高山落叶灌木的

表2 中国灌木生态系统2001–2013年间平均净初级生产力和平均净初级生产力总量(平均值±标准偏差)

Table 2 China shrubland mean net primary production and mean total net primary production from 2001 to 2013 (mean ± SD)

灌木类型 Shrubland type	平均净初级生产力 Mean net primary production ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)	平均净初级生产力总量 Mean total net primary production (Tg)
DCDSMT	252.28 ± 8.64	20.44 ± 0.70
DCDSTP	247.24 ± 14.12	37.91 ± 2.17
DSRTHC	52.65 ± 3.05	0.65 ± 0.04
DSRTTP	72.33 ± 5.67	14.69 ± 1.15
EVGNMT	288.07 ± 11.84	51.40 ± 2.11
EVGNST	420.47 ± 16.96	188.98 ± 7.62
CONTRY	281.82 ± 10.13	302.94 ± 10.89

DCDSMT、DCDSTP、DSRTHC、DSRTTP、EVGNMT、EVGNST和CONTRY分别代表亚高山落叶灌木、温带落叶灌木、高寒荒漠灌木半灌木、温带荒漠灌木半灌木、亚高山常绿灌木、亚热带常绿灌木和全国灌木。DCDSMT, DCDSTP, DSRTHC, DSRTTP, EVGNMT, EVGNST and CONTRY represent subalpine deciduous, temperate deciduous, high cold desert, temperate desert, subalpine evergreen, subtropical evergreen, and countrywide shrubland, respectively.

表3 中国灌木生态系统2001–2013年间净初级生产力空间变化趋势统计结果
Table 3 Statistical results of China shrubland net primary production spatial variation from 2001 to 2013

TS	Z	净初级生产力的变化趋势	Trend of net primary production	占总面积比例	Percentage of total area (%)
>0	>1.96	显著增加	Significantly increased	13.14	
>0	-1.96–1.96	不显著增加	Insignificantly increased	58.09	
0	-1.96–1.96	基本不变	Essentially unchanged	0.01	
<0	-1.96–1.96	不显著减小	Insignificantly decreased	26.81	
<0	<-1.96	显著减小	Significantly decreased	1.95	

TS, Theil-Sen slope趋势分析的统计量; Z, Mann-Kendall统计量。
TS, Theil-Sen slope statistic; Z, Mann-Kendall statistic.

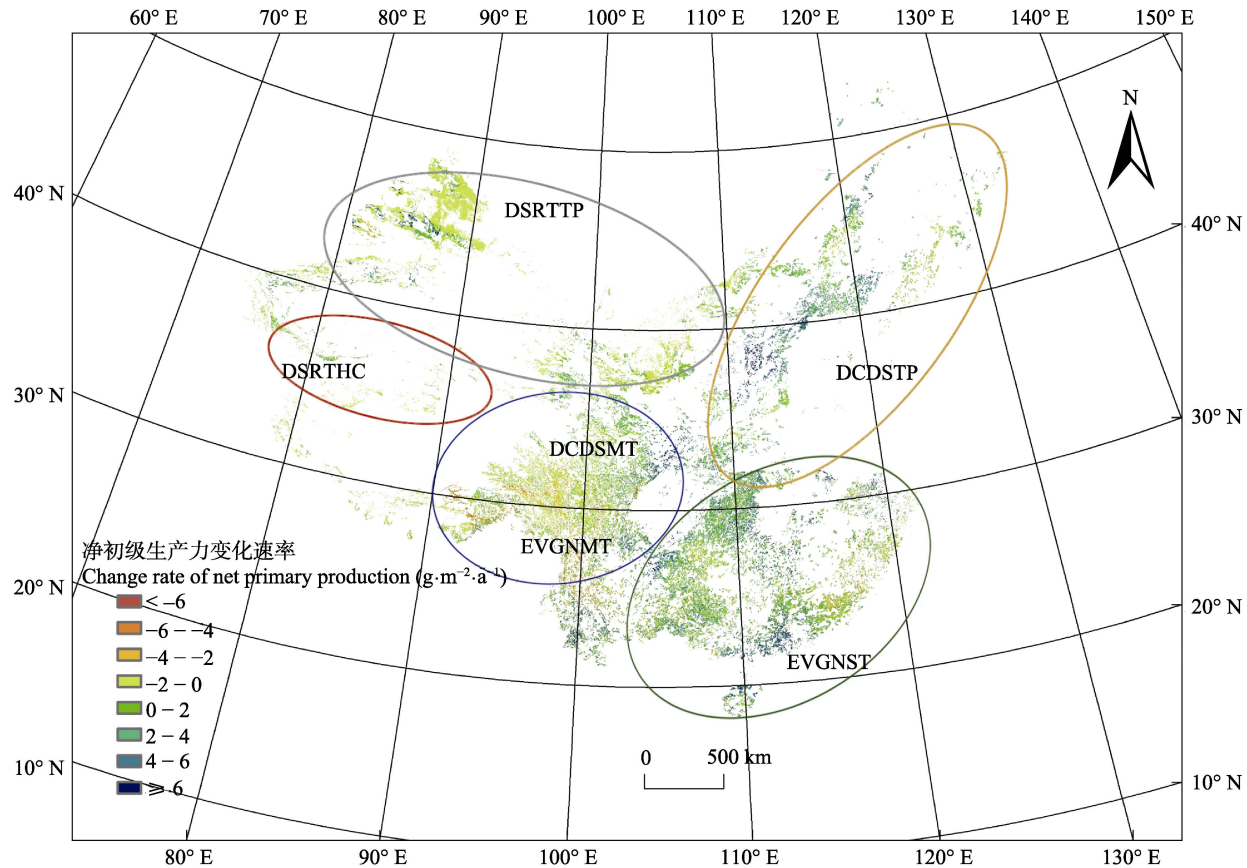


图1 中国灌木生态系统2001–2013年间净初级生产力(NPP)变化速率空间分布。图中的圈代表不同灌木类型的分布区域。DCDSMT、DCDSTP、DSRTHC、DSRTTP、EVGNMT和EVGNST分别代表亚高山落叶灌木、温带落叶灌木、高寒荒漠灌木半灌木、温带荒漠灌木半灌木、亚高山常绿灌木和亚热带常绿灌木。亚高山落叶灌木和亚高山常绿灌木用一个圈表示，是因为两者之间没有明显的分界线，亚高山落叶灌木主要分布在圆圈的上半部分，而亚高山常绿灌木则主要分布在圆的下半部分。
Fig. 1 Spatial distribution of China shrubland net primary production (NPP) change rate from 2001 to 2013. The circles indicate the distribution of different shrubland types. DCDSMT, DCDSTP, DSRTHC, DSRTTP, EVGNMT and EVGNST represent subalpine deciduous, temperate deciduous, high cold desert, temperate desert, subalpine evergreen, and subtropical evergreen shrubland, respectively. DCDSMT and EVGNMT are in one circle because there is no clear boundary between them, DCDSMT mainly distributed in the upper half of the circle and EVNGMT distributed in the bottom half.

NPP并没有显著的变化趋势。从全国的尺度来看，中国灌木生态系统的NPP在2001–2013年间以 $1.23\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ($p < 0.05$)的速率显著增加。

我们利用 $13k / NPP_{2001}$ 计算NPP的相对变化率AR(表4), NPP_{2001} 指2001年的NPP。温带荒漠灌木半灌木具有最大的相对变化率19.95%，而亚高山常绿

灌木的相对变化速率最小，为-3.26%，其他类型灌木NPP的相对变化速率介于2.02%和17.68%之间。

从全国的尺度来看，其相对变化率为5.99%。

我们还分析了不同类型灌木NPP在不同季节的变化情况(表4)。两种荒漠类型的灌木在春季和夏季都呈显著增长趋势，且温带荒漠灌木半灌木NPP在

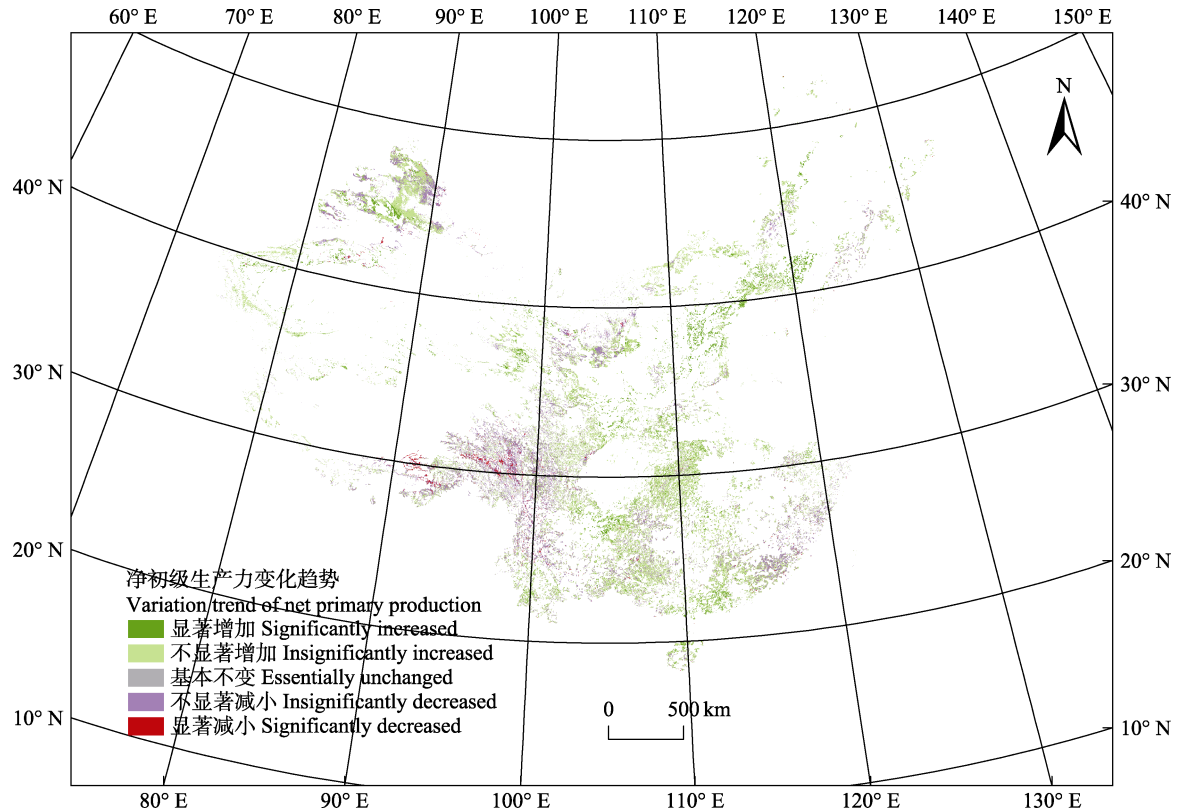


图2 中国灌木生态系统2001–2013年间净初级生产力(NPP)变化趋势的空间分布。
Fig. 2 Spatial characteristics of China shrubland net primary production (NPP) trend from 2001 to 2013.

表4 中国灌木生态系统2001–2013年间净初级生产力(NPP)的年际和季节变化趋势
Table 4 Annual and seasonal trend of shrubland net primary production (NPP) in China from 2001 to 2013

灌木类型 Shrubland type	年际变化 Interannual change		春 Spring	夏 Summer	秋 Autumn	冬 Winter
	k ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)	ΔR (%)	k ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)			
DCDSMT	0.37	2.02	0.16	0.39	−0.21	NA
DCDSTP	3.05***	17.68	0.61***	1.90**	0.36**	NA
DSRTHC	0.56***	15.58	0.10***	0.45***	0.02	NA
DSRTTP	0.97**	19.95	0.09*	0.69**	0.09**	NA
EVGNMT	−0.73*	−3.26	−0.07	0.12	−0.64***	−0.01
EVGNST	1.76**	5.71	0.83*	0.31	0.66**	−0.00
CONTRY	1.23**	5.99	0.43**	0.61*	0.22*	−0.00

DCDSMT、DCDSTP、DSRTHC、DSRTTP、EVGNMT、EVGNST和CONTRY分别代表亚高山落叶灌木、温带落叶灌木、高寒荒漠灌木半灌木、温带荒漠灌木半灌木、亚高山常绿灌木、亚热带常绿灌木和全国灌木。 k 为年际变化速率; ΔR 表示相对变化率,其值等于 k 乘以13年再除以2001年的NPP;NA表示冬季的NPP无意义;*, $p < 0.10$;**, $p < 0.05$;***, $p < 0.01$ 。
DCDSMT, DCDSTP, DSRTHC, DSRTTP, EVGNMT, EVGNST and CONTRY represent subalpine deciduous, temperate deciduous, high cold desert, temperate desert, subalpine evergreen, subtropical evergreen, and countrywide shrubland, respectively. k is annual change rate; ΔR is relative change rate, calculated by $k*13/NPP$ of 2001; NA means the NPP in winter is meaningless; *, $p < 0.10$; **, $p < 0.05$; ***, $p < 0.01$.

秋季也显著增加。温带落叶灌木在春、夏、秋三个季节均呈增长趋势。亚高山常绿灌木NPP仅在秋季有显著变化趋势,以 $-0.64\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ($p < 0.01$)的速率下降,而另一种亚高山灌木,亚高山落叶灌木的NPP在不同季节中均无显著变化。亚热带常绿灌木的NPP在春、秋两季均呈增长趋势,而在夏、冬两季无显著变化趋势。从全国尺度来看,除了冬季的NPP无显著变化外,其余3个季度的NPP都呈显著

增长趋势。

3 讨论

3.1 本文研究结果与其他模拟结果的比较

将本文的研究结果与其他人基于CASA模型的研究结果进行了比较(表5)。本文研究显示中国灌木生态系统的年平均NPP为 $281.82\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,此结果大于Piao等(2005)的结果,而比朱文泉等(2007)和李

表5 本文结果与其他研究结果的比较

Table 5 Comparisons with other study results

年份 Year	最大光能利用率 Maximum light use efficiency	净初级生产力 Net primary production ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)	标准化 Standardization	参考文献 Reference
2001–2013	0.429	281.82	281.82	本文 This study
1982–1999	0.405	257.80	273.08	Piao <i>et al.</i> , 2005
1989–1993	0.429	367.70	367.70	Zhu <i>et al.</i> , 2007
2001	0.389	362.38	399.64	Li, 2004

贵才(2004)的结果要小。考虑到不同的研究所设定的最大光能利用率 ϵ^* 不同,而最大光能利用率又是决定NPP的一个重要参数,如果使用本文的最大光能利用率将其他研究结果进行换算,那么我们的研究结果与Piao等(2005)的结果 $273.08 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 相近,而低于朱文泉等(2007)以及李贵才(2004)的结果。

3.2 最大光能利用率对NPP估算的影响

最大光能利用率是植被在理想条件下对光合有效辐射的最大利用效率。Potter等(1993)通过利用野外测量得到的NPP标定了全球区域的最大光能利用率为 $0.389 \text{ g}\cdot\text{MJ}^{-1}$ 。但对于不同的植被类型,最大光能利用率取值是不同的。彭少麟等(2000)计算了广东植被的最大光能利用率,认为广东植被的最大光能利用率应该介于 $0.69\text{--}1.05 \text{ g}\cdot\text{MJ}^{-1}$ 之间。Hunt (1994)的研究结果则表明植被光能最大利用率的上限是 $3.5 \text{ g}\cdot\text{MJ}^{-1}$ 。Zhu等(2006)的研究结果表明中国植被的最大光能利用率介于常绿针叶林的 $0.389 \text{ g}\cdot\text{MJ}^{-1}$ 和常绿阔叶林的 $0.985 \text{ g}\cdot\text{MJ}^{-1}$ 之间。Potter等(2012)利用全球1 900多个野外观测的NPP数据重新估算了全球植被的平均最大光能利用率为 $0.55 \text{ g}\cdot\text{MJ}^{-1}$ 。中国的灌木分布很广,从南部的亚热带地区到北部的温带地区再到西北的荒漠地区以及青藏高原均有广泛分布,不同灌木类型之间差异明显,不同灌木类型的最大光能利用率在严格意义上是不同的,但由于中国灌木生态系统NPP的野外观测数据的匮乏,在已往对中国典型植被类型最大光能利用率的研究中并没有足够的野外数据对其进行估算。本文采用Zhu等(2006)的研究结果,将所有类型灌木的最大光能利用率统一设为 $0.429 \text{ g}\cdot\text{MJ}^{-1}$ 。最大光能利用率的取值不同只会影响NPP的绝对值,但不会影响NPP的时空变化趋势,因而本文对中国灌木生态系统NPP的时空变异分析的结果是可靠的。

3.3 中国灌木生态系统NPP的变化趋势

大量的研究表明北半球包括中国在内的植被活动经历了20世纪八九十年代的快速增加阶段后,在

90年代中末期增长停滞甚至反转(Zhou *et al.*, 2001; Piao, 2003; Peng *et al.*, 2011; Piao *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2011),中国植被的NPP在这段时期也经历了同样的增长过程(Liang *et al.*, 2015; Piao *et al.*, 2005)。Liang等(2015)利用CASA模型模拟了1982–2010年间中国植被的净初级生产力,总体上中国植被的NPP以 $0.011 \text{ Pg}\cdot\text{a}^{-1}$ (相对变化速率0.42%)的速率增加,但是分阶段来看,中国植被的NPP在经历了20世纪90年代的快速增长后,到1999–2010年陷入停滞阶段。而我们的研究表明,在全国植被NPP的增长出现了停滞以后,灌木的NPP仍在持续增长,其增长速率达到 $0.0013 \text{ Pg}\cdot\text{a}^{-1}$ ($1.23 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 相对变化速率0.46%),由于全国灌木NPP的总量远小于全国植被NPP的总量,其变化速率的绝对值小于1982–2010年间中国植被NPP的增长速率($0.011 \text{ Pg}\cdot\text{a}^{-1}$),但其相对变化速率0.46%大于中国植被NPP在1982–2010年间0.42%的增长速率,且略小于1982–2010年间灌木生态系统NPP的增长速率 $1.95 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ (Liang *et al.*, 2015),说明中国灌木生态系统的NPP在全国植被NPP增长停滞以后仍保持着较快的增长速率。

3.4 中国灌木生态系统NPP的空间分布差异

中国灌木生态系统2001–2013年间平均NPP的空间分布有显著的差异(图3),总体上从西北向东南呈递减趋势,这与全国植被增强型植被指数(EVI)的空间分布趋势相吻合,这主要是由于年降水量的空间分布不均所引起的(Liang *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2016)。在中国南方大部分地区,年平均NPP都大于 $400 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,而西北部地区的NPP大多数区域都小于 $100 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,这种差异主要是由降水量的显著差异所造成的。而青藏高原、华北和东北地区的年平均NPP在 $200\text{--}400 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 之间。此外,还有一小部分地区的NPP非常大,大于 $600 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,主要分布于云南省的西南部以及海南省的小部分地区,这些地区属于热带地区,气温高且降水十分丰富,非常适合植被生长。

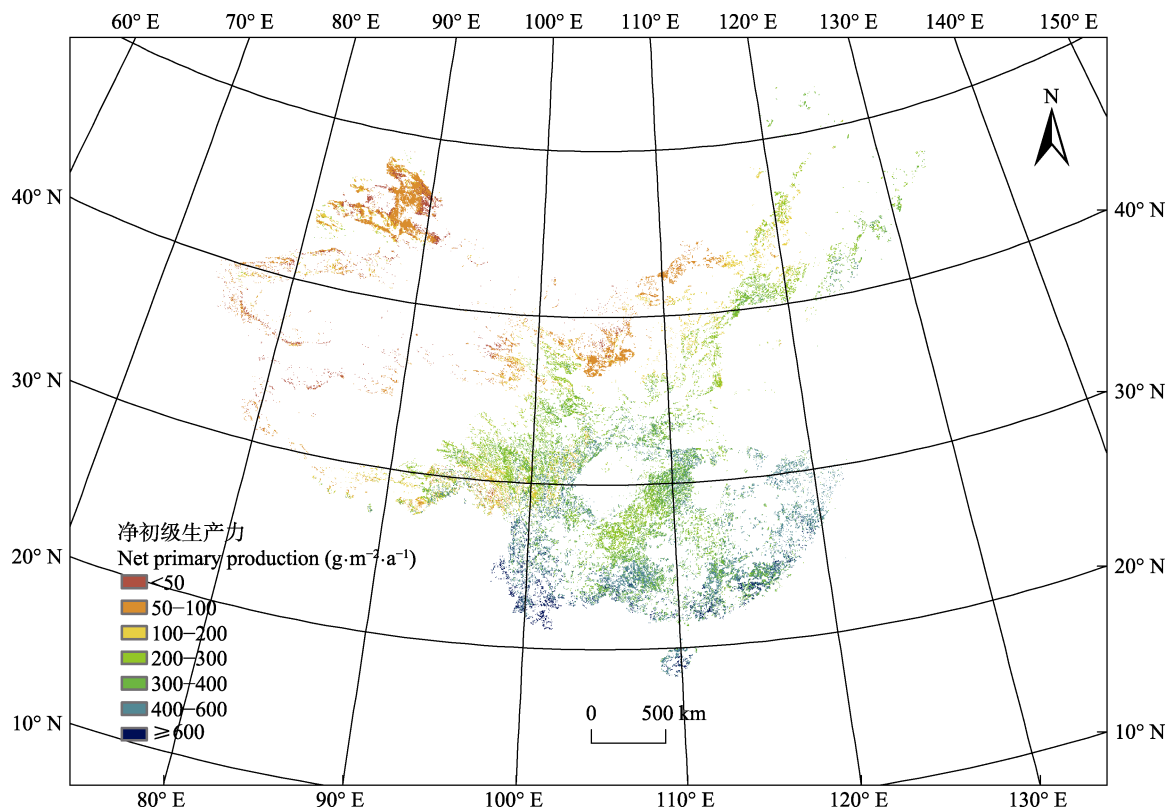


图3 中国灌木生态系统2001–2013年间平均净初级生产力的空间分布。

Fig. 3 Spatial distribution of shrubland annual mean net primary production in China from 2001 to 2013.

不同类型的灌木生态系统, 其年平均NPP存在很大的差异(表2; 图3)。两种荒漠类型的年平均NPP最低, 均小于 $100 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。常绿类型灌木的NPP通常高于落叶类型, 温带落叶灌木、亚高山落叶灌木的年平均NPP分别为 247.24 和 $252.28 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 均小于亚高山常绿灌木的 $288.07 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 以及亚热常绿落叶灌木的 $420.47 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。不同类型之间NPP的差异主要归因于不同气候作用的结果, 如两种荒漠类型灌木所在区域的干旱胁迫, 青藏高原较低气温的影响以及亚热带相对温暖多降水的环境。

3.5 中国灌木生态系统NPP对气候变化的响应

陆地植被的生产力对气候的变化十分敏感, 大量研究已表明气温、降水是抑制植被光合作用的主要因子(Piao *et al.*, 2005; Peng *et al.*, 2011; Liang *et al.*, 2015)。气候变化对NPP的影响有多种方式, 如温度升高可使土壤湿度降低或者增加植物自身呼吸, 从而使NPP降低, 尤其在干旱地区, 较少的降水会使土壤湿度降低, 从而使得NPP降低, 但不同的气候因子在不同的生态系统对NPP影响的重要性也不同(Melillo *et al.*, 1993)。Liang等(2015)研究发现1982–2010年中国大部分地区植被NPP的变化主要

受到气温变化的影响, 而干旱半干旱区域植被NPP主要受到降水的影响。在我们的研究结果中, 不同地区、不同灌木类型对气候变化的响应也存在着差异(表7)。

我们用基于广义最小二乘法拟合的线性回归模型对每年的NPP与季节平均气温和季节降水量进行多元回归, 获取其回归参数来分析气候因子与每年的NPP之间的关系。由回归模型预测的值与CASA模型模拟值进行比较, 其数值点几乎分布于1:1的对角线上, 说明该回归模型能够很好地对NPP进行预测(图4)。

春季气温升高可以使生长季提前, 从而使植物有更多时间来固定更多的物质(Zhou *et al.*, 2001; Piao, 2003)。高寒荒漠灌木半灌木、温带落叶灌木以及亚热带常绿灌木春季气温与其NPP存在着正相关关系(表7)。温带落叶灌木春季NPP的增加趋势与其春季气温的变化趋势不一致, 其春季NPP的增加可能是由于其冬季降水量显著地大幅增加所致, 因为在该地区冬季气温寒冷增加的降水都会以冰雪的形式保存到来年的春季, 相当于增加了春季的降水(表6, 表7)。而春季降水量的增加可使荒漠和温带草

表 6 中国灌木生态系统 2001–2013 年间降水量和平均气温的变化趋势
Table 6 Temporal trend of China shrubland precipitation and mean temperature from 2001 to 2013

灌木类型 Shrubland type	平均气温变化速率 Mean temperature change rate (°C·a ⁻¹)						降水量变化速率 Precipitation change rate (mm·a ⁻¹)					
	年 Annual	春 Spring	夏 Summer	秋 Autumn	冬 Winter		年 Annual	春 Spring	夏 Summer	秋 Autumn	冬 Winter	
DCDSMT	0.026 2	0.068 7**	0.079 9**	0.011 1	-0.005 6		2.94*	0.53	1.97	0.54	0.26	
DCDSTP	-0.048 6*	-0.045 1	0.016 7	-0.009 1	-0.013 0***		7.57**	0.90	5.24**	0.77	1.04**	
DSRTHC	0.020 7	0.060 7*	0.043 5***	0.040 6*	-0.019 0		1.34**	0.24	0.64	0.07	0.17**	
DSRTTP	-0.009 9	0.082 3	-0.013 0	0.032 0	-0.069 8**		0.38	-0.28	1.11	-0.11	0.32	
EVGNMT	0.030 3	0.053 3*	0.079 8**	0.006 3	0.001 2		-4.10*	-0.29	-3.24	-0.32	-0.36	
EVGNST	-0.016 7	-0.004 5	0.038 0**	-0.001 7	-0.075 9*		-4.22	-0.81	-7.67*	5.21**	-2.46**	
CONTRY	-0.006 6	0.039 9	0.018 3	-0.002 0	-0.081 1**		-0.02	-0.24	-0.80	1.25**	-0.49**	

DCDSMT、DCDSTP、DSRTHC、DSRTTP、EVGNMT、EVGNST 和 CONTRY 分别代表亚高山落叶灌木、温带落叶灌木、高寒荒漠灌木半灌木、温带荒漠灌木半灌木、亚高山常绿灌木、亚热带常绿灌木和全国灌木。**和***分别表示 p 值小于 0.10、0.05 和 0.01。DCDSMT, DCDSTP, DSRTHC, DSRTTP, EVGNMT, EVGNST and CONTRY represent subalpine deciduous, temperate deciduous, high cold desert, temperate desert, subalpine evergreen, subtropical evergreen, and countrywide shrubland respectively. *, ** and *** represent p -value less than 0.1, 0.05 and 0.01, respectively.

表 7 不同灌木生态系统年净初级生产力对季节降水和季节平均气温进行回归的系数
Table 7 Regression coefficients of annual net primary production on seasonal mean temperature and precipitation

灌木类型 Shrubland type	截距 Intercept	气温系数 Air temperature coefficients (g·m ⁻² ·a ⁻¹ ·°C ⁻¹)				降水量系数 Precipitation coefficients (g·m ⁻² ·a ⁻¹ ·mm ⁻¹)			
		春 Spring	夏 Summer	秋 Autumn	冬 Winter	春 Spring	夏 Summer	秋 Autumn	冬 Winter
DCDSMT	199.60***		7.68***		-19.31***	-1.19***	0.08**	-0.51***	
DCDSTP	91.12***	3.76***			7.83***		0.51***		-0.40***
DSRTHC	7.45	1.62**				0.17*	0.26***		
DSRTTP	46.70***					0.20**	0.26***	-0.14*	
EVGNMT	554.26***			-8.15**	-9.97***	-0.24**	-0.29***	-0.21**	-1.45***
EVGNST	-86.92	43.47***		-10.19***	2.57*	-0.21***	-0.10***	0.23***	-0.35***

DCDSMT、DCDSTP、DSRTHC、DSRTTP、EVGNMT、EVGNST 和 CONTRY 分别代表亚高山落叶灌木、温带落叶灌木、高寒荒漠灌木半灌木、温带荒漠灌木半灌木、亚高山常绿灌木、亚热带常绿灌木和全国灌木。**和***分别表示 p 值小于 0.10、0.05 和 0.01。DCDSMT, DCDSTP, DSRTHC, DSRTTP, EVGNMT, EVGNST and CONTRY represent subalpine deciduous, temperate deciduous, high cold desert, temperate desert, subalpine evergreen, subtropical evergreen, and countrywide shrubland, respectively. *, ** and *** represent p -value less than 0.1, 0.05 and 0.01, respectively.

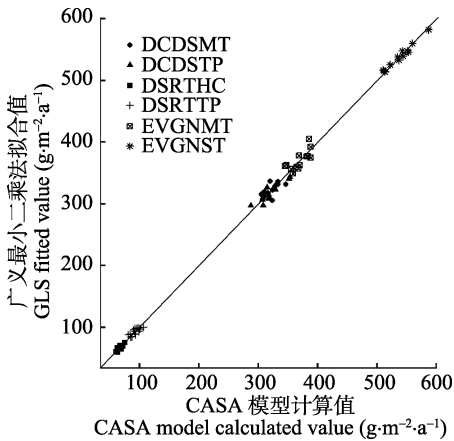


图4 净初级生产力与气候因子回归模型预测值与CASA模型估算值的对比图。DCDSMT、DCDSTP、DSRTHC、DSRTTP、EVGNMT和EVGNST分别代表亚高山落叶灌木、温带落叶灌木、高寒荒漠灌木半灌木、温带荒漠灌木半灌木、亚高山常绿灌木和亚热带常绿灌木。

Fig. 4 Regression of annual net primary production of the six shrubland types on pertinent climate variables: Regression predicted vs. simulated values. DCDSMT, DCDSTP, DSRTHC, DSRTTP, EVGNMT and EVGNST represent subalpine deciduous, temperate deciduous, high cold desert, temperate desert, subalpine evergreen and subtropical evergreen shrubland, respectively.

原等类型植被的生长季开始时间提前,推迟高山草甸和冻原的生长季开始时间,而对森林无显著影响,这主要是与其生长环境相关,荒漠和温带草原等植被通常分布在干旱半干旱地区,春季降水量的增加可以为其在春早期提供更多的水分,而其他生长在降水量较充足地区的植被在春季主要受到气温的影响(Jeong *et al.*, 2011)。这在我们的结果中也得到了证实,两种荒漠类型灌木的NPP与春季降水呈显著正相关关系,而两种亚高山及亚热带常绿灌木的NPP与春季降水量呈显著负相关关系(表7)。

在夏季,中国灌木生态系统的NPP主要受到降水的影响(表7),这与已有的研究(Piao *et al.*, 2005; Liang *et al.*, 2015)结果相似。干旱炎热的夏季会使植被的生长减弱(Angert *et al.*, 2005; Lotsch *et al.*, 2005; Park & Sohn, 2010),夏季较高的气温会导致较高的大气需水量,即较大的潜在蒸散,从而造成更多的水分通过土壤蒸发的途径散失掉,因此需要更多的降水供植被生长,并最终导致夏季植被的NPP受降

水量的影响(Liang *et al.*, 2015)。

秋季气温的升高会使生长季延长(Piao, 2003; Jeong *et al.*, 2011), 而秋季降水量增加对植被生长季结束时间的影响与春季降水有相似的作用(Piao *et al.*, 2006b)。秋季植被的生长进入其生长季的衰退时期, 其需水量减小, 同时降水量的增加会伴随着云的增加, 从而导致太阳辐射的减小以及气温的降低(Piao *et al.*, 2006b), 最终导致生长季提前结束。在我们的结果中也发现温带荒漠灌木半灌木和两种亚高山类型灌木与秋季降水量负相关。但亚热带常绿灌木的NPP与秋季气温成反比, 与秋季降水成正比, 是由于亚热带常绿灌木分布于亚热带地区, 气温通常较高, 植被的生长期更长, 气温的升高会导致更严重的干旱, 因而降水的增加可以促进其NPP的增加。

冬季气温升高与春季气温升高的作用相同, 可以提早生长季开始的时间(Robeson, 2004), 从而使植被有更多时间进行光合作用, 并最终使春季NPP增加。温带落叶灌木和亚热带常绿灌木的每年的NPP都与冬季的气温成正比, 而温带落叶、亚高山常绿以及亚热带常绿灌木冬季降水量与每年的NPP呈负相关关系, 可能与亚热带地区降水增多常伴随着云量增加, 从而导致太阳辐射减小以及温度降低有关(Piao *et al.*, 2006b), 此外, 冬季降水在中国北方较寒冷地区都将以雪的形式保留在地表, 冬季降水的增加将导致地表积雪的增加, 来年将消耗更多的能量和时间融化积雪, 最终使生长季开始的时间推迟。

此外, 亚高山常绿灌木的气候因子的变化不能很好地解释其NPP的变化, 说明还存在着其他因素对NPP的变化产生影响, 这与中国灌木生态系统EVI的变化趋势相一致(Wang *et al.*, 2016)。

气温和降水是影响植被NPP变化的主要因素, 但同时也不可忽略其他因素对植被NPP变化的影响, 如太阳辐射的增加会显著地增加植被的NPP (Piao *et al.*, 2006a)。研究表明中国在1990年以后的太阳辐射呈增加趋势(齐月等, 2014)。此外, 地形也可以通过改变局部的水热条件来改变区域的气候, 最终影响植被的生长(Peng *et al.*, 2012)。青藏高原地区的生态环境十分脆弱, 对土壤侵蚀、气候变化等因子的影响十分敏感, 本研究中的两种亚高山类型灌木均分布在青藏高原上, 其NPP的变化对环境因子的响

应就显得更加复杂。

灌木在中国有着相当广泛的分布, 其在中国陆地生态系统碳循环中起着举足轻重的作用(Piao *et al.*, 2009), 在20世纪90年代以来包括中国在内的全球植被生长停滞甚至反转的大背景下, 中国灌木生态系统NPP在2001–2013年间仍保持了较快的增长趋势, 这将使之在未来区域生态系统碳循环中发挥越来越重要的作用。

4 小结

我们基于MODIS平台的遥感数据, 利用CASA模型对中国灌木生态系统2001–2013年间的NPP进行了估算, 并分析了不同灌木生态系统NPP的变化趋势以及对气候变化的响应。在2001–2013年间中国灌木生态系统年平均NPP为 $281.82 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 年总量为302.94 Tg。其中, 两种荒漠类型灌木(高寒荒漠灌木半灌木和温带荒漠灌木半灌木)的年平均NPP最小, 分别为 52.65 和 $72.33 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 亚热带常绿灌木的年平均NPP最大, 达到 $420.47 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 其余3种类型灌木(温带落叶灌木、亚高山常绿灌木和亚高山落叶灌木)的年平均NPP则在 247.24 和 $288.07 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 之间。NPP年总量最大的为亚热带常绿灌木, 达到188.98 Tg, 而高寒荒漠灌木半灌木的年平均NPP总量最小, 仅有0.65 Tg, 其余类型的年平均NPP总量则介于14.69和51.40 Tg之间。

2001–2013年间, 中国灌木生态系统的NPP以 $1.23 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 的速率显著增加, 其相对于2001年的变化率为5.99%。对于不同的灌木生态系统类型来说, 除亚高山常绿灌木以 $-0.73 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 的速率显著下降外, 其余5种灌木生态系统的NPP在2001–2013年间均呈增加趋势(仅亚高山落叶灌木增加不显著)。高寒荒漠灌木半灌木、温带荒漠灌木半灌木和温带落叶灌木的NPP相对于2001年分别增长了15.58%、19.95%和17.68%, 说明这3种植被的增长速率非常快。但仍需注意, 两种荒漠灌木因大部地区植被覆盖过于稀疏而无法获取其FPAR数据, 因此我们得到的增长速率仅代表其部分植被生长较好的地区。温带荒漠灌木半灌木NPP的快速增长将提高其与温带草原竞争的能力。

气候因子的变化将对中国灌木生态系统的NPP产生显著影响, 且不同的灌木类型对不同季节的温度和降水的响应并不完全相同。其中亚高山常绿灌

木气候因子的变化不能很好地解释其NPP的变化,说明还有其他因子(如人类活动等)在发挥作用。中国的植被在经历了20世纪八九十年代的快速增长后,在90年代中末期增长停滞,甚至反转,但中国灌木生态系统NPP在2001–2013年间保持了较高的增长速率。在全球变暖、干旱加剧的大背景下,具有更强抗旱能力的灌木在应对全球变化、维持区域陆地生态系统稳定中有巨大的潜力,将发挥重要的作用。

基金项目 国家自然科学基金(41171445)。

参考文献

- Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H, Bachelet D, McDowell N, Vennetier M, Kitzberger T, Rigling A, Breshears DD, Hogg EH, Gonzalez P, Fensham R, Zhang Z, Castro J, Demidova N, Lim JH, Allard G, Running SW, Semerci A, Cobb N (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259, 660–684.
- Angert A, Biraud S, Bonfils C, Henning CC, Buermann W, Pinzon J, Tucker CJ, Fung I (2005). Drier summers cancel out the CO₂ uptake enhancement induced by warmer springs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102, 10823–10827.
- Breshears DD, Cobb NS, Rich PM, Price KP, Allen CD, Balice RG, Romme WH, Kastens JH, Floyd ML, Belnap J, Anderson JJ, Myers OB, Meyer CW (2005). Regional vegetation die-off in response to global-change-type drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102, 15144–15148.
- Canadell J, Jackson R, Ehleringer J, Mooney HA, Sala OE, Schulze E-D (1996). Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia*, 108, 583–595.
- Chapin FS, Matson PA, Mooney HA (2002). *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer, New York.
- Dai A (2011). Drought under global warming: A review. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 2, 45–65.
- Ding Y, Ren G, Zhao Z, Xu Y, Luo Y, Li Q, Zhang J (2007). Detection, causes and projection of climate change over China: An overview of recent progress. *Advances in Atmospheric Sciences*, 24, 954–971.
- Dubovik O, Landmann T, Erasmus BFN, Tewes A, Schellberg J (2015). Monitoring vegetation dynamics with medium resolution MODIS-EVI time series at sub-regional scale in southern Africa. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 38, 175–183.
- Fang JY, Piao SL, Field CB, Pan YD, Guo QH, Zhou LM, Peng CH, Tao S (2003). Increasing net primary production in China from 1982 to 1999. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1, 293–297.
- Fensholt R, Proud SR (2012). Evaluation of earth observation based global long term vegetation trends—Comparing GIMMS and MODIS global NDVI time series. *Remote Sensing of Environment*, 119, 131–147.
- Field CB (1998). Primary production of the biosphere: Integrating terrestrial and oceanic components. *Science*, 281, 237–240.
- Field CB, Randerson JT, Malmstrom CM (1995). Global Net Primary Production: Combining Ecology and Remote Sensing. *Remote Sensing of Environment*, 51, 74–88.
- Gao Q, Yu M, Zhang X, Xu H, Huang Y (2005). Modelling seasonal and diurnal dynamics of stomatal conductance of plants in a semiarid environment. *Functional Plant Biology*, 32, 583–598.
- Gao Q, Yu M, Zhou C (2013). Detecting the differences in responses of stomatal conductance to moisture stresses between deciduous shrubs and *Artemisia* subshrubs. *PLOS ONE*, 8, e84200. doi:10.1371/journal.pone.0084200.
- Gao Q, Zhao P, Zeng X, Cai X, Shen W (2002). A model of stomatal conductance to quantify the relationship between leaf transpiration, microclimate and soil water stress. *Plant, Cell & Environment*, 25, 1373–1381.
- Gao QZ, Wan YF, Li YE, Lin ED, Yang K, Jinagcun WZ, Wang BS, Li WF (2007). Grassland net primary productivity and its spatiotemporal distribution in Northern Tibet: A study with CASA model. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 18, 2526–2532. (in Chinese with English abstract) [高清竹, 万运帆, 李玉娥, 林而达, 杨凯, 江村旺扎, 王宝山, 李文福 (2007). 基于CASA模型的藏北地区草地植被净第一性生产力及其时空格局. 应用生态学报, 18, 2526–2532.]
- Hansen J, Ruedy R, Sato M, Lo K (2010). Global surface temperature change. *Reviews of Geophysics*, 48, RG4004. doi: 10.1029/2010RG000345.
- Hicke JA, Asner GP, Randerson JT, Los S, Birdsey R, Jenkins JC, Tucker C, Field C (2002). Trends in North American net primary productivity derived from satellite observations, 1982–1998. *Global Biogeochemical Cycles*, 16, 2-1–2-14. doi: 10.1029/2001GB001550.
- Hipel KW, McLeod AI (1994). *Time Series Modelling of Water Resources and Environmental Systems*. Elsevier Science, New York.
- Hunt ER (1994). Relationship between woody biomass and PAR conversion efficiency for estimating net primary production from NDVI. *International Journal of Remote Sensing*, 15, 1725–1729.
- Jackson RB, Canadell J, Ehleringer JR, Mooney HA, Sala OE, Schulze ED (1996). A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia*, 108, 389–411.
- Jeong SJ, Ho CH, Gim HJ, Brown ME (2011). Phenology shifts at start vs. end of growing season in temperate vegetation over the Northern Hemisphere for the period 1982–2008. doi: 10.17521/cjpe.2016.0177

- Global Change Biology*, 17, 2385–2399.
- Jiang W, Yuan L, Wang W, Cao R, Zhang Y, Shen W (2015). Spatio-temporal analysis of vegetation variation in the Yellow River Basin. *Ecological Indicators*, 51, 117–126.
- Kurz WA, Dymond CC, Stinson G, Rampley GJ, Neilson ET, Carroll AL, Ebata T, Safranyik L (2008). Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature*, 452, 987–990.
- Li GC (2004). *Estimation of Chinese Terrestrial Net Primary Production Using LUE Model and MODIS Data*. PhD dissertation, Institute of Remote Sensing Applications, The Chinese Academy of Sciences, Beijing. 60–72. (in Chinese with English abstract) [李贵才 (2004). 基于MODIS数据和光能利用率模型的中国陆地净初级生产力估算研究. 博士学位论文, 中国科学院遥感应用研究所, 北京. 60–72.]
- Liang W, Yang Y, Fan D, Guan HD, Zhang T, Long D, Zhou Y, Bai D (2015). Analysis of spatial and temporal patterns of net primary production and their climate controls in China from 1982 to 2010. *Agricultural and Forest Meteorology*, 204, 22–36.
- Lotsch A, Friedl MA, Anderson BT, Tucker CJ (2005). Response of terrestrial ecosystems to recent Northern Hemispheric drought. *Geophysical Research Letters*, 32, 1–5.
- Melillo JM, McGuire AD, Kicklighter DW, Moore III B, Voron-smarty CJ, Schloss AL (1993). Global climate change and terrestrial net primary production. *Nature*, 363, 234–240.
- Monserud RA, Marshall JD (1999). Allometric crown relations in three northern Idaho conifer species. *Canadian Journal of Forest Research*, 29, 521–535.
- Park H-S, Sohn BJ (2010). Recent trends in changes of vegetation over East Asia coupled with temperature and rainfall variations. *Journal of Geophysical Research*, 115, D14101. doi: 10.1029/2009JD012752.
- Peng J, Liu Z, Liu Y, Wu J, Han Y (2012). Trend analysis of vegetation dynamics in Qinghai-Tibet Plateau using Hurst Exponent. *Ecological Indicators*, 14, 28–39.
- Peng SL, Guo ZH, Wang BS (2000). Use of GIS and RS to estimate the light utilization efficiency of the vegetation in Guangdong, China. *Acta Ecologica Sinica*, 20, 903–909. (in Chinese with English abstract) [彭少麟, 郭志华, 王伯荪 (2000). 利用GIS和RS估算广东植被光利用率. 生态学报, 20, 903–909.]
- Peng SS, Chen AP, Xu L, Cao CX, Fang JY, Myneni RB, Pinzon JE, Tucker CJ, Piao SL (2011). Recent change of vegetation growth trend in China. *Environmental Research Letters*, 6, 044027.
- Piao S (2003). Interannual variations of monthly and seasonal normalized difference vegetation index (NDVI) in China from 1982 to 1999. *Journal of Geophysical Research*, 108, 4401.
- Piao S, Fang J, Ciais P, Peylin P, Huang Y, Sitch S, Wang T (2009). The carbon balance of terrestrial ecosystems in China. *Nature*, 458, 1009–1013.
- Piao S, Fang J, Jinsheng HE (2006a). Variations in vegetation net primary production in the Qinghai-Xizang Plateau, China, from 1982 to 1999. *Climatic Change*, 74, 253–267.
- Piao S, Fang J, Zhou L, Ciais P, Zhu B (2006b). Variations in satellite-derived phenology in China's temperate vegetation. *Global Change Biology*, 12, 672–685.
- Piao S, Fang J, Zhou L, Zhu B, Tan K, Tao S (2005). Changes in vegetation net primary productivity from 1982 to 1999 in China. *Global Biogeochemical Cycles*, 19, GB2027. doi: 10.1029/2004GB002274.
- Piao S, Wang X, Ciais P, Zhu B, Wang T, Liu J (2011). Changes in satellite-derived vegetation growth trend in temperate and boreal Eurasia from 1982 to 2006. *Global Change Biology*, 17, 3228–3239.
- Potter C, Klooster S, Genovese V (2012). Net primary production of terrestrial ecosystems from 2000 to 2009. *Climatic Change*, 115, 365–378.
- Potter C, Klooster S, Myneni R, Genovese V, Tan PN, Kumar V (2003). Continental-scale comparisons of terrestrial carbon sinks estimated from satellite data and ecosystem modeling 1982–1998. *Global and Planetary Change*, 39, 201–213.
- Potter CS, Randerson JT, Field CB, Matson PA, Vitousek PM, Mooney HA, Klooster SA (1993). Terrestrial ecosystem production—A Process Model-based on global satellite and surface data. *Global Biogeochemical Cycles*, 7, 811–841.
- Qi Y, Fang SB, Zhou WZ (2014). Variation and spatial distribution of surface solar radiation in China over recent 50 years. *Acta Ecologica Sinica*, 34, 7444–7453. (in Chinese with English abstract) [齐月, 房世波, 周文佐 (2014). 近50年来中国地面太阳辐射变化及其空间分布. 生态学报, 34, 7444–7453.]
- Robeson SM (2004). Trends in time-varying percentiles of daily minimum and maximum temperature over North America. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 31, 4379–4384.
- Shi XZ, Yu DS (2004). Soil database of 1:1,000,000 digital soil survey and reference system of the Chinese Genetic Soil Classification System. *Soil Survey Horizons*, 45, 111–148.
- The Editorial Committee of Vegetation Map of China, Chinese Academy of Sciences (2007). *Vegetation Map of the People's Republic of China 1:1 000 000*. Geological Publishing House, Beijing. (in Chinese) [中国科学院中国植被图编辑委员会 (2007). 中华人民共和国植被图1:1 000 000. 地质出版社, 北京.]
- Wang X, Piao S, Ciais P, Li J, Friedlingstein P, Koven C, Chen A (2011). Spring temperature change and its implication in the change of vegetation growth in North America from 1982 to 2006. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108, 12211–12216.

- Sciences of the United State of America*, 108, 1240–1245.
- Wang YL, Gao Q, Liu T, Tian YQ, Yu M (2016). The greenness of major shrublands in China increased from 2001 to 2013. *Remote Sensing*, 8, 121.
- Wilson BF (1995). Shrub stems: Form and function. In: Gartner BL ed. *Plant Stems*. Academic Press, San Diego, USA. 91–102.
- Xiao JF, Zhuang QL (2007). Drought effects on large fire activity in Canadian and Alaskan forests. *Environmental Research Letters*, 2, 44003. doi: 10.1088/1748-9326/2/4/044003.
- Xu X, Piao S, Wang X, Chen A, Ciais P, Myneni RB (2012). Spatio-temporal patterns of the area experiencing negative vegetation growth anomalies in China over the last three decades. *Environmental Research Letters*, 7, 035701. doi: 10.1088/1748-9326/7/3/035701.
- Zhang F, Zhou GS, Wang YH (2008). Dynamics simulation of net primary productivity by a satellite data-driven CASA model in inner Mongolian typical steppe, China. *Journal of Plant Ecology (Chinese Version)*, 32, 786–797. (in Chinese with English abstract) [张峰, 周广胜, 王玉辉 (2008). 基于CASA模型的内蒙古典型草原植被净初级生产力动态模拟. 植物生态学报, 32, 786–797.]
- Zhang Y, Gao Q, Xu L, Yu M, Tian Y (2014). Shrubs proliferated within a six-year exclosure in a temperate grassland — Spatiotemporal relationships between vegetation and soil variables. *Sciences in Cold and Arid Regions*, 6, 139–149.
- Zhao M, Heinsch FA, Nemani RR, Running SW (2005). Improvements of the MODIS terrestrial gross and net primary production global data set. *Remote Sensing of Environment*, 95, 164–176.
- Zhao M, Running SW (2010). Drought-induced reduction in global terrestrial net primary production from 2000 through 2009. *Science*, 329, 940–943.
- Zhou L, Tucker CJ, Kaufmann RK, Slayback D, Shabanov N V, Myneni RB (2001). Variations in northern vegetation activity inferred from satellite data of vegetation index during 1981 to 1999. *Journal of Geophysical Research*, 106, 20069–20083.
- Zhu W, Pan Y, He H, Yu D, Hu H (2006). Simulation of maximum light use efficiency for some typical vegetation types in China. *Chinese Science Bulletin*, 51, 457–463.
- Zhu WQ, Pan YZ, Zhang JS (2007). Estimation of net primary productivity of Chinese terrestrial vegetation based on remote sensing. *Journal of Plant Ecology (Chinese Version)*, 31, 413–424. (in Chinese with English abstract) [朱文泉, 潘耀忠, 张锦水 (2007). 中国陆地植被净级生产力遥感估算. 植物生态学报, 31, 413–424.]

责任编辑: 唐志尧 责任编辑: 王 葳



扫码向作者提问