

王姣月,秦树高,张宇清.毛乌素沙地植被水分利用效率的时空格局[J].中国沙漠,2020,40(5):120-129.

# 毛乌素沙地植被水分利用效率的时空格局

王姣月<sup>a</sup>, 秦树高<sup>ab</sup>, 张宇清<sup>ab</sup>

(北京林业大学 a.水土保持学院/宁夏盐池毛乌素沙地生态系统国家定位观测研究站, b.林业生态工程教育部工程中心,北京 100083)

**摘要:** 水分利用效率(*WUE*)是衡量生态系统碳水循环耦合程度的重要指标,明晰其动态变化规律有助于判断区域植被生态建设是否与当地的自然条件相适应。利用基于CASA(Carnegie-Ames-Stanford Approach)模型得到的植被净初级生产力(*NPP*)数据和MODIS系列产品中的蒸散发(*ET*)数据,估算了2001—2016年毛乌素沙地植被的*WUE*,并探讨了其时空演变特征及与气象因子的关系。结果显示:(1)*WUE*的多年平均值为 $0.62\text{ gC}\cdot\text{mm}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ ,空间上自东向西递减,在不同植被类型间表现为栽培植物>灌丛>草甸>草原>荒漠;(2)*WUE*以 $0.009\text{ gC}\cdot\text{mm}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 的速率上升,东部地区变化尤为显著,*NPP*的快速增长是*WUE*呈增加趋势的主要原因;(3)*WUE*与各气象因子的相关程度由大至小依次为太阳辐射、降水量、风速和气温,分布在西部地区的荒漠植被*WUE*受气象因子影响最小。经过一系列生态建设工程的治理,毛乌素沙地大部分地区自2001年以来*NPP*和*WUE*均呈增加趋势,即生态系统在变“绿”的同时还实现了水分的高效利用,有利于当地生态环境的健康发展;但在水热条件较差的中西部地区,新建设的植被生长缓慢且导致蒸散发产生强烈变化,使*WUE*呈减少趋势,暴露出植被建设规模与水资源承载能力不匹配的问题,需引起格外重视。

**关键词:** 水分利用效率; CASA模型; 气象因子; 毛乌素沙地

**文章编号:** 1000-694X(2020)05-120-10

**DOI:** 10.7522/j.issn.1000-694X.2020.00005

**中图分类号:** Q945.79

**文献标志码:** A

## 0 引言

植被作为陆地生态系统的重要组成部分,参与碳水循环的调控<sup>[1]</sup>。在自然条件下,植被的生产力水平受区域水分条件的限制,随气候变化在一定阈值内达到动态平衡<sup>[2]</sup>。但是,植被生态建设等人类活动的干扰,可能打破自然生态系统相对稳定的状态,甚至引发水资源短缺地区的用水矛盾<sup>[3]</sup>。在生态建设中,如何平衡生态系统的碳水关系,以实现资源尤其是水资源的可持续利用,是亟待解决的关键问题<sup>[4]</sup>。

水分利用效率(water use efficiency, *WUE*)表现植被光合生产和耗水特性之间的关系,成为连接碳循环和水循环的纽带,因能反映环境变化对植被用水策略的影响而受到广泛关注<sup>[5]</sup>。该指标最早由Fischer等<sup>[6]</sup>提出,其具体内涵随着研究尺度与观测

方法的变化几经发展。早期的研究多局限于植物个体水平,通过比较不同植物种间*WUE*的差异,剖析其生理特性,从而解决农业高效生产等方面的问题<sup>[7]</sup>。后来,生态学家通过研究群落水平上的*WUE*,分析植被对气候变化的适应策略<sup>[8]</sup>。近十几年来,涡度相关技术、遥感技术和过程模型的广泛应用推动了*WUE*在区域乃至全球水平上的研究,并在计算精度的提升、研究尺度的扩增以及不同尺度间研究结果的跨越等方面取得了突破性进展<sup>[9-11]</sup>。

在生态系统尺度上,*WUE*通常定义为净初级生产力(net primary production, *NPP*)与蒸散发(evapotranspiration, *ET*)的比值,表示生态系统消耗单位质量水分所固定的 $\text{CO}_2$ <sup>[12]</sup>。*WUE*不仅表现出较强的空间异质性,还具有明显的年际变化。空间上,全球*WUE*的低值区主要分布在中亚、非洲的萨赫勒、北美和南美的西部海岸以及大洋洲等蒸发强烈且

收稿日期:2020-01-08; 改回日期:2020-02-17

资助项目:国家重点研发计划课题(2016YFC0500905)

作者简介:王姣月(1994—),女,吉林长春人,硕士研究生,主要从事荒漠化防治研究。E-mail: 1980904137@qq.com

通信作者:张宇清(E-mail: zhangyqbifu@gmail.com)

植被稀少的地区<sup>[13]</sup>;时间上,在过去的近30年间(1982—2008年)全球 *WUE* 总体上呈增加趋势,但不同地区间的差异显著,具体由 *NPP* 和 *ET* 的变化方向及幅度共同决定<sup>[5]</sup>。其中,降水量、气温和太阳辐射等气象因子是驱动 *WUE* 变化的重要因素<sup>[11]</sup>。但由于尺度效应,不同研究得到的结果往往存在较大差异<sup>[14]</sup>。譬如,在水资源匮乏的黑河流域,降水对 *WUE* 起主导作用<sup>[15]</sup>;而在较为湿润的高山草甸,气温更加重要<sup>[16]</sup>。综上,现有研究重在阐明植被 *WUE* 的动态变化与气象因子之间的关系,以期准确预测生态系统碳水循环耦合过程在未来气候条件下的发展。然而,鲜少有研究关注植被因生态建设工程而发生剧烈改变后, *WUE* 的时空演变特征及其所反映出的植被对当地环境的适应状况。

毛乌素沙地位于中国北方的农牧交错带,人地关系复杂,生态系统敏感且脆弱<sup>[17]</sup>。历史上曾因过牧和滥垦等不合理的人类活动导致植被面积大幅度下降,风沙危害极其严重<sup>[18]</sup>,是黄河中游粗沙的重要策源地<sup>[19]</sup>。为了改善毛乌素沙地的生态环境,从20世纪70年代后期开始实施飞播治沙,2000年前后又开始实施退耕还林还草工程。经过一系列生态建设工程的治理,当地的生态状况得到了明显逆转,过去30年间区域整体 *NDVI* 呈上升趋势<sup>[20]</sup>,植被覆盖度增幅约为17.65%<sup>[21]</sup>。然而,尽管毛乌素沙地的生态建设取得了巨大成效,但其生态系统的稳定性如何<sup>[22]</sup>,当地的水资源是否能够承载大范围的植被建设等问题已引起广泛关注<sup>[3,23]</sup>。本文利用MODIS系列产品和地面气象观测数据,基于CASA

模型对2001—2016年毛乌素沙地植被的 *WUE* 进行了估算,分析了 *WUE* 的空间分布特征及年际变化规律,探讨了 *WUE* 与降水量、气温、太阳辐射和风速等气象因子之间的关系,旨在通过深入了解碳水关系的时空变化模式,判断区域植被建设规模是否与当地水资源的承载能力相协调。

## 1 研究区概况

毛乌素沙地(36°48′—40°12′N、106°10′—111°53′E,图1)位于鄂尔多斯高原向陕北黄土高原的过渡带。地势自西北向东南倾斜,至东缘趋于平坦,海拔1100~1600 m。地貌类型以梁地和滩地为主,二者相间分布、平行排列。全区受典型的大陆性季风气候控制,年降水量137~578 mm,集中于夏季。年平均气温6.8~10.9℃,一般在1月达到最低值,在7月达到最高值。年辐射总量5140~6281 MJ·m<sup>-2</sup>,日照充足。年平均风速1.9~2.7 m·s<sup>-1</sup>,盛行西北风,冬、春两季风力强劲且大风频繁。区内蒸发强烈,干燥度1.5~5.0,即以半干旱区为主,兼有少面积的半湿润区和干旱区<sup>[20,24]</sup>。毛乌素沙地东南缘地下水埋藏浅且丰富,水资源条件相对较好。植被分布地带性明显,主要表现为自东部的典型草原向西部的荒漠草原过渡。其中,以油蒿(*Artemisia ordosica*)为代表的沙生植物群落是毛乌素沙地植被的主体,对沙丘的固定起着至关重要的作用。土壤与植被的分布密切相关,以风沙土的分布最为广泛,其余土壤类型包括草甸土、盐碱土、栗钙土和棕钙土。除在地貌、气候、植被和土壤等方面表现出明显的

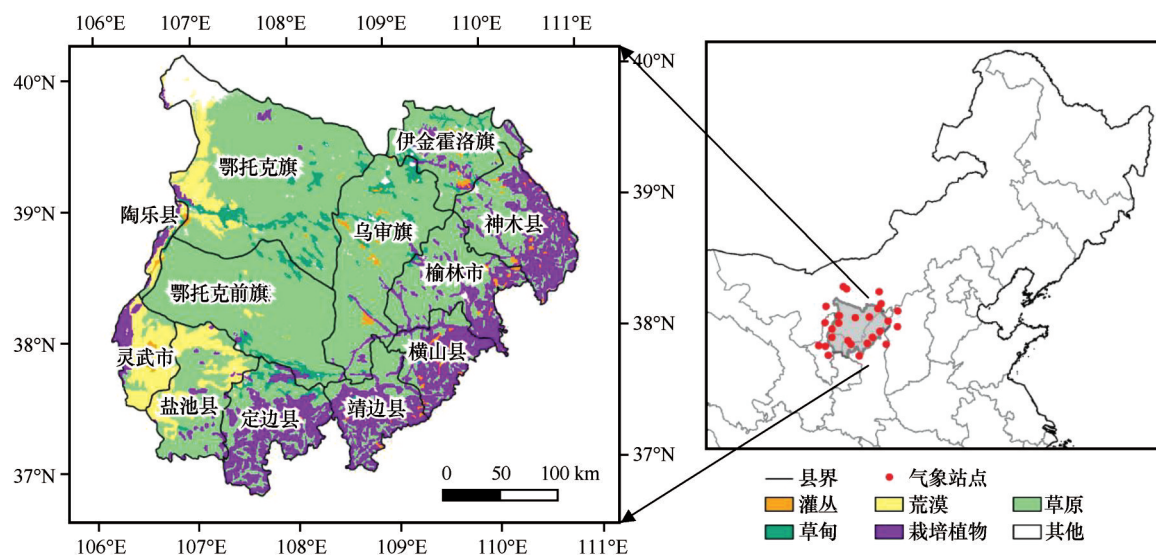


图1 毛乌素沙地的地理位置及主要植被类型分布

Fig.1 Location of the Mu Us Desert and the distribution of major vegetation types

过渡特点外,毛乌素沙地长期以来还受到人类活动的剧烈影响。特殊的自然背景和高强度的人为干扰,共同决定了该地区生态环境的敏感性和脆弱性<sup>[25-26]</sup>。

## 2 研究方法

### 2.1 数据来源与预处理

#### 2.1.1 遥感数据

遥感数据来源于美国国家航空航天局(NASA)发布的MODIS第6版系列产品(<https://modis.gsfc.nasa.gov/>),具体包括NDVI(MOD13A1)、ET(MOD16A2)、PET(MOD16A2)和NPP(MOD17A3H)产品数据,空间分辨率均为500 m。首先利用MRT4.1(MODIS Reprojection Tool)软件对原始影像进行波段提取、轨道拼接、投影变换和格式转换,得到研究区在WGS84/Albers Equal Area Conic投影下Tiff格式的数据;然后利用TIMESAT3.3软件中改进的Savitzky-Golay法进行滤波,获取高质量的时间序列数据集;最后借助ArcGIS10.3分别完成各指标在月尺度上的计算。

#### 2.1.2 气象数据

气象数据来源于中国气象数据网(<http://data.cma.cn/>)提供的《中国地面气候资料月值数据集》和《中国气象辐射基本要素月值数据集》。选取研究时段内毛乌素沙地及其周边地区26个常规气象站和19个太阳辐射监测站的观测数据,具体包括月降水量、月平均气温、月平均风速和月太阳总辐射4项指标。利用ANUSPLIN4.36软件,采用局部薄盘光滑样条法进行插值;再借助MATLAB批量处理,得到空间分辨率、投影信息和数据格式均与遥感数据一致的多年逐月栅格数据集。

#### 2.1.3 植被类型数据

植被类型数据来源于资源环境数据云平台(<http://www.resdc.cn/Default.aspx>)提供的《1:100万中国植被图集》。以“植被型组”为标准,对研究区内的原始数据进行归类合并,共得到8种植被类型(图1):阔叶林、灌丛、荒漠、草原、草丛、草甸、沼泽和栽培植物。由于阔叶林、草丛和沼泽所占的面积比例均低于1%,故在本研究中不做分析。

#### 2.1.4 其他数据

数字高程模型(Digital elevation model, DEM)数据来源于地理空间数据云提供的(<http://www.gs->

cloud.cn/)SRTMDEMUTM 90M产品,将其重采样至500 m,作为气象数据插值时的协变量。

### 2.2 NPP估算模型及其验证

利用基于光能利用率理论的CASA(Carnegie-Ames-Stanford Approach)模型,逐像元计算毛乌素沙地植被NPP的月值。该模型最初由Potter等<sup>[27]</sup>建立,后经过了Field等<sup>[28]</sup>和朱文泉等<sup>[29]</sup>的改进,适用于区域尺度的遥感研究,是目前国际上最为通用的NPP计算模型,核心公式见表1。上述计算过程借助Python2.7和ArcGIS10.3完成。

为验证CASA模型的模拟精度,累加计算得到的月尺度NPP数据至年尺度,并与基于BIOME-BGC模型的MOD17A3H NPP产品数据进行比较。结果显示,两组数据在数值范围、年际变化及空间分布等方面均具有较高的一致性( $y=0.6621x+76.58$ ;  $P<0.01$ ,  $R^2=0.86$ ),表明CASA模型在毛乌素沙地的拟合结果基本可靠。

### 2.3 WUE的计算

选用生态系统尺度上WUE的常用表达式,即NPP与ET之比:

$$WUE = \frac{NPP}{ET} \quad (9)$$

式中:WUE为水分利用效率( $\text{gC} \cdot \text{mm}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ );NPP为净初级生产力( $\text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$ );ET为蒸散发(mm)。

本文利用基于CASA模型得到的NPP数据和MOD16A2产品的ET数据,逐像元计算2001—2016年毛乌素沙地WUE在年尺度上的数值。

### 2.4 数据分析

#### 2.4.1 趋势分析

为定量研究WUE在2001—2016年间的变化趋势,采用非参数化的Sen趋势分析法,逐像元计算WUE的趋势坡度,即年际变化率。该方法的优点在于数据不需要服从正态分布,可以排除少量异常值的干扰,对测量误差或离群数据具有较强的规避能力。计算公式如下:

$$\beta = \text{Median} \left[ \frac{x_j - x_i}{j - i} \right], 1 \leq i < j \leq n \quad (10)$$

式中: $\beta$ 为趋势坡度;Median取中值函数; $n$ 为时间序列长度,取值16; $i, j$ 为时间序数; $x_i, x_j$ 分别为第*i*年、第*j*年变量*x*对应的数值。若 $\beta>0$ ,表示该变量在研



表1 基于CASA模型的NPP计算  
Table 1 Calculations of NPP based on the CASA model

计算公式	参数说明	编号
$NPP(x,t) = APAR(x,t) \times \varepsilon(x,t)$	$NPP$ 为净初级生产力( $\text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$ ); $APAR$ 为光合有效辐射( $\text{MJ} \cdot \text{m}^{-2}$ ); $\varepsilon$ 为实际光能利用率( $\text{gC} \cdot \text{MJ}^{-1}$ )	(1)
$APAR(x,t) = SOL(x,t) \times FPAR(x,t) \times \alpha$	$SOL$ 为太阳总辐射量( $\text{MJ} \cdot \text{m}^{-2}$ ); $FPAR$ 为植被层对入射的光合有效辐射的吸收比例,本文选用Potter等 <sup>[27]</sup> 提出的计算方法; $\alpha$ 为调整系数,取值0.5,表示植被所能利用的太阳有效辐射(波长为0.38~0.71 $\mu\text{m}$ )占太阳总辐射的比例	(2)
$FPAR(x,t) = \min\left[\frac{(SR - SR_{\min})}{(SR_{\max} - SR_{\min})}, 0.95\right]$	$SR$ 为简单比值植被指数; $SR_{\min}$ 和 $SR_{\max}$ 分别对应某种植被类型 $NDVI$ 在5%和95%处的下侧百分位数,本文根据朱文泉等 <sup>[29]</sup> 的研究结果,取经验常数1.05和4.49	(3)
$SR(x,t) = \left[1 + NDVI_{(x,t)}\right] / \left[1 - NDVI_{(x,t)}\right]$	$NDVI$ 为归一化植被指数	(4)
$\varepsilon(x,t) = T_{\varepsilon 1}(x,t) \times T_{\varepsilon 2}(x,t) \times W_{\varepsilon}(x,t) \times \varepsilon_{\max}$	$T_{\varepsilon 1}$ 和 $T_{\varepsilon 2}$ 为低温和高温对光能利用率的胁迫影响系数; $W_{\varepsilon}$ 表示水分对光能利用率的胁迫影响系数; $\varepsilon_{\max}$ 为理想条件下植被的最大光能利用率( $\text{gC} \cdot \text{MJ}^{-1}$ ),本文应用朱文泉等 <sup>[29]</sup> 提出的 $\varepsilon_{\max}$ 参数集,设置各植被类型具体取值如下:灌丛为0.429 $\text{gC} \cdot \text{MJ}^{-1}$ ,草地、耕作植被和其他均为0.542 $\text{gC} \cdot \text{MJ}^{-1}$	(5)
$T_{\varepsilon 1}(x,t) = 0.8 + 0.02 \times T_{\text{opt}}(x) - 0.0005 \times [T_{\text{opt}}(x)]^2$	$T_{\text{opt}}$ 为植被生长的最适温度( $^{\circ}\text{C}$ ),表示为某一区域一年内 $NDVI$ 达到最高时的当月平均气温,当月平均气温小于等于0 $^{\circ}\text{C}$ 时则该指标取值为0	(6)
$T_{\varepsilon 2}(x,t) = 1.184 / \left\{1 + \exp\left[0.2 \times (T_{\text{opt}}(x) - 10 - T(x,t))\right]\right\} \times 1 / \left\{1 + \exp\left[0.3 \times (-T_{\text{opt}}(x) - 10 + T(x,t))\right]\right\}$	$T$ 为当月平均气温( $^{\circ}\text{C}$ ),当某月平均气温 $T$ 比最适温度 $T_{\text{opt}}$ 高10 $^{\circ}\text{C}$ 或低13 $^{\circ}\text{C}$ 时,该月的 $T_{\varepsilon 2}$ 取值最适温度月份 $T_{\varepsilon 2}$ 值的1/2	(7)
$W_{\varepsilon}(x,t) = 0.5 + 0.5 \times ET(x,t) / PET(x,t)$	$ET$ 和 $PET$ 分别为区域实际蒸散发( $\text{mm}$ )和区域潜在蒸散发( $\text{mm}$ )	(8)

$x$ 代表空间位置, $t$ 代表时间。

究时段内呈增加趋势;反之,呈减小趋势。另外,通过Mann-Kendall统计检验法对变化趋势的显著性进行检验,给定显著性水平 $\alpha=0.05$ ,叠加分析后共得到4种变化趋势:显著增加、不显著增加、不显著减少和显著减少。

## 2.4.2 相关分析

采用Pearson相关分析法,以年为时间单位,逐像元分别计算 $WUE$ 与年降水量、年平均气温、年太阳总辐射和年平均风速的相关系数。计算公式如下:

$$\gamma_{xy} = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (11)$$

式中: $\gamma_{xy}$ 为变量 $x$ 与变量 $y$ 的相关系数; $n$ 为时间序列长度,取值16; $i$ 为时间序数; $x_i$ 为第 $i$ 年变量 $x$ ,即 $WUE$ 的数值; $y_i$ 为第 $i$ 年变量 $y$ ,即某一气象因子对应的数值; $\bar{x}$ 、 $\bar{y}$ 分别为变量 $x$ 和变量 $y$ 的多年平均值。若 $\gamma_{xy} > 0$ ,表示二者呈正相关;反之,呈负相关。另外,通过 $t$ 检验的方法对相关系数的显著性进行检

验。给定显著性水平 $\alpha=0.05$ ,叠加分析后共得到4种相关关系:显著正相关、不显著正相关、不显著负相关和显著负相关。

## 3 研究结果

### 3.1 WUE的空间分布特征

2001—2016年毛乌素沙地 $WUE$ 的多年平均值为0.62  $\text{gC} \cdot \text{mm}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ (图2)。不同植被类型间存在较大差异,由大至小依次为栽培植物(0.77  $\text{gC} \cdot \text{mm}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ )、灌丛(0.69  $\text{gC} \cdot \text{mm}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ )、草甸(0.61  $\text{gC} \cdot \text{mm}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ )、草原(0.59  $\text{gC} \cdot \text{mm}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ )和荒漠(0.46  $\text{gC} \cdot \text{mm}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ )。

$WUE$ 在研究区内表现出较强的空间异质性,总体上呈自东向西递减的分布格局,主要值域0.23~1.15  $\text{gC} \cdot \text{mm}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ 。其中,高值区集中在水热条件相对较好的东北部温带丛生禾草典型草原,以及神木县、榆林市、横山县和灵武市等以栽培植物为主的地下水排泄区,年均 $WUE$ 大于0.92  $\text{gC} \cdot \text{mm}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ ;低值区主要分布在温度低、风速大的沙地中部核心

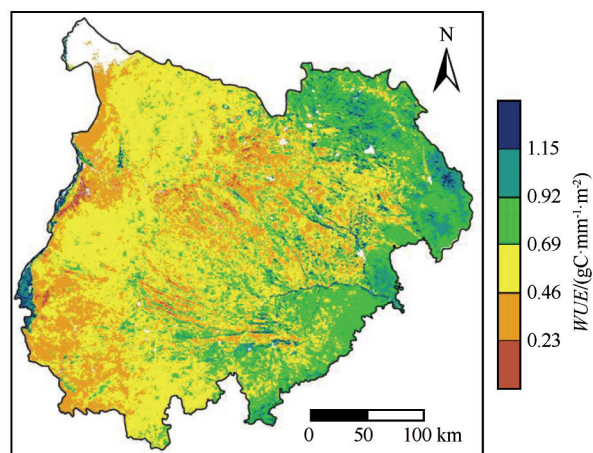


图2 2001—2016年毛乌素沙地  $WUE$  多年平均值的空间分布  
Fig. 2 Spatial distribution of mean annual  $WUE$  in the Mu Us Desert during 2001–2016

区,以及年降水量小于 300 mm 的西部地区,年均  $WUE$  小于  $0.46 \text{ gC} \cdot \text{mm}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ 。

### 3.2 $WUE$ 的年际变化趋势

近 16 年来,毛乌素沙地的  $WUE$  总体呈增加趋势(图 3),平均增幅达 31%。除 2011—2012 年间有一次较大波动外,其余年份变化相对平稳。对于研究区整体而言, $WUE$  以  $0.009 \text{ gC} \cdot \text{mm}^{-1} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  的速率增加。对于不同的植被类型, $WUE$  的变化趋势略有差异:栽培植物和灌丛的增速较快,其值均大于  $0.016 \text{ gC} \cdot \text{mm}^{-1} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ;草甸、草原和荒漠的增速较慢,为  $0.005 \sim 0.007 \text{ gC} \cdot \text{mm}^{-1} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

就年际变化的空间格局而言(图 4),研究区植被  $WUE$  以增加趋势为主(占总面积的 74.49%),以

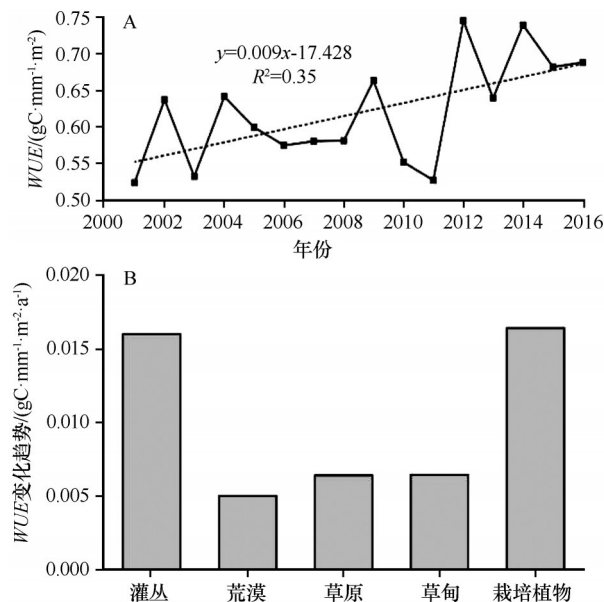


图3 2001—2016年毛乌素沙地  $WUE$  的年际变化(A)及不同植被类型间  $WUE$  的变化趋势(B)

Fig.3 Interannual variation in  $WUE$  at the spatial-average level (A) and  $WUE$  trends among different vegetation types (B) in the Mu Us Desert during 2001–2016

减少趋势为辅(占总面积的 25.51%),且共有 29.82% 的区域通过了显著性检验( $P < 0.05$ )。具体而言,呈增加趋势的区域主要分布在年降水量大于 400 mm 的沙地东部,特别是具有窟野河、秃尾河和无定河等黄河一级支流的地区附近,具体包括伊金霍洛旗、神木县、榆林市、横山县和靖边县;呈减少趋势的区域主要在海拔较高、水热条件相对较差的中西部地区,包括鄂托克旗、鄂托克前旗和定边县一带。进一步统计不同植被类型  $WUE$  变化趋势显著性的

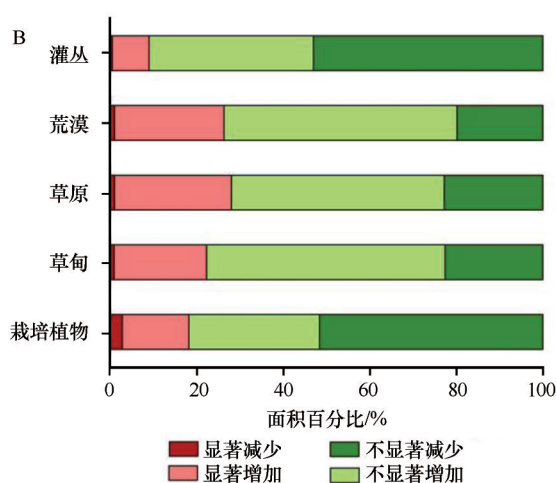
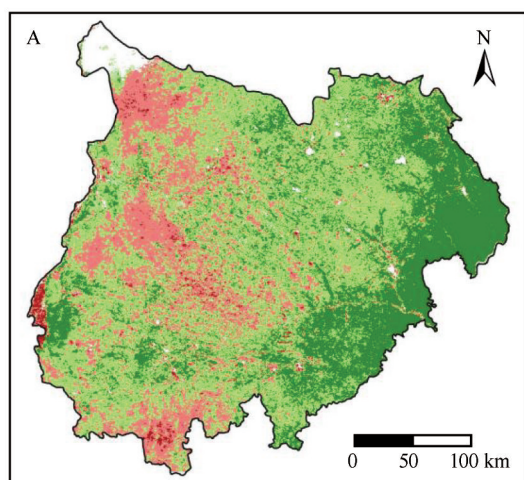


图4 2001—2016年毛乌素沙地  $WUE$  变化趋势显著性的空间分布(A)及在不同植被类型中的面积比例(B)

Fig.4 Spatial distribution (A) and area proportion among different vegetation types (B) of the  $WUE$  change types in the Mu Us Desert during 2001–2016. The change types were determined with the Mann-Kendall test method

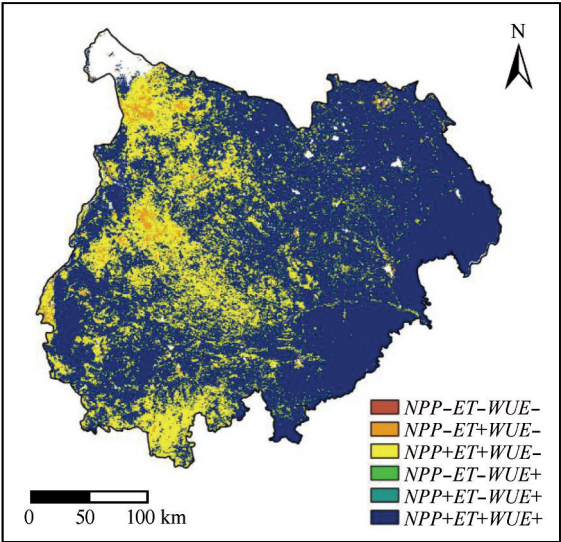
面积百分比发现,研究区 5 种主要植被类型的  $WUE$  均以增加趋势为主,但仍存在一定差异,栽培植物和灌丛呈显著增加趋势( $P<0.05$ )的面积比例均超过 50%,而草甸、草原和荒漠均未达到 25%,故前者对应的  $WUE$  增加速率更快(图 3)。

为了进一步描述  $WUE$  的变化模式,将  $NPP$ 、 $ET$  和  $WUE$  的趋势分析结果进行叠加,共得到 6 种类型(图 5)。研究区内主要包含以下 3 种: $NPP$  增加、 $ET$  增加且  $WUE$  增加(占总面积的 74.47%),这种类型广泛分布于海拔相对较低的地区; $NPP$  增加、 $ET$  增加且  $WUE$  减少(占总面积的 23.52%),这种类型主要在中西部地区; $NPP$  减少、 $ET$  增加且  $WUE$  减少(占总面积的 1.95%),这种类型零星分布于西部的城镇及其周边地区;其他类型所占比例过小,故不做进一步分析。

3.3  $WUE$  与气象因子的关系

图 6 显示,毛乌素沙地水热条件分配不均,降水量自东南向西北递减,气温在纬度和海拔较低的区域更高,太阳辐射呈现东南低、西北高的分布特征,风速在靠近北方的内蒙古境内较大。此外,由趋势分析结果可知,在研究时段内毛乌素沙地的年降水量、年平均气温和年太阳辐射总量总体均呈上升趋势,增加速率分别为  $2.652\text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ 、 $0.013\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{a}^{-1}$  和  $21.163\text{ MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ,但大部分区域并未通过显著性检验( $P>0.05$ );仅年平均风速呈下降趋势,且西南地区的变化尤其显著( $P<0.05$ )。

$WUE$  的年际变化与气象因子关系密切。总体来看, $WUE$  与年降水量、年平均气温、年太阳总辐射和年平均风速的相关系数分别为 0.17、0.07、0.43 和



“+”表示在研究时段内呈增加趋势,“-”表示呈减少趋势

图 5 毛乌素沙地  $NPP$ 、 $ET$  和  $WUE$  变化趋势叠加类型的空间分布

Fig.5 Composite map of the  $NPP$ ,  $ET$  and  $WUE$  trends in the Mu Us Desert.

0.13。在像元尺度上, $WUE$  与各气象因子之间的关系表现出强烈的空间差异(图 7)。其中, $WUE$  在 73.97% 的区域内随着降水量的增加而增加,其中通过显著性检验( $P<0.05$ )的有 13.63%;而在沙地中部核心区以及南部的定边县和靖边县,降水增量不足以弥补蒸散失水, $ET$  的增加幅度大于  $NPP$ ,导致了  $WUE$  的下降。 $WUE$  与气温呈正相关和负相关的区域分别占比 63.54% 和 36.46%,但二者的关系并不密切,仅有 1.05% 的区域呈显著相关。太阳辐射的增加会使  $NPP$  和  $ET$  同时变大,但只与前者的关系显著( $P<0.01$ ),故  $WUE$  在高达 94.43% 的区域与太阳辐射呈正相关,且除西部海拔较高的地区外,大

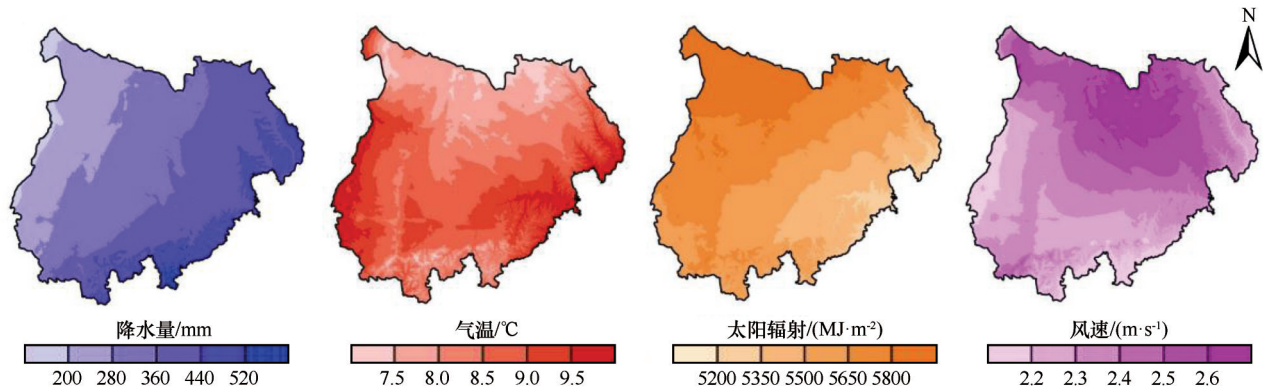


图 6 2001—2016 年毛乌素沙地降水量、气温、太阳辐射和风速多年平均值的空间分布

Fig.6 Spatial distribution of mean annual precipitation, air temperature, solar radiation and wind speed in the Mu Us Desert during 2001-2016



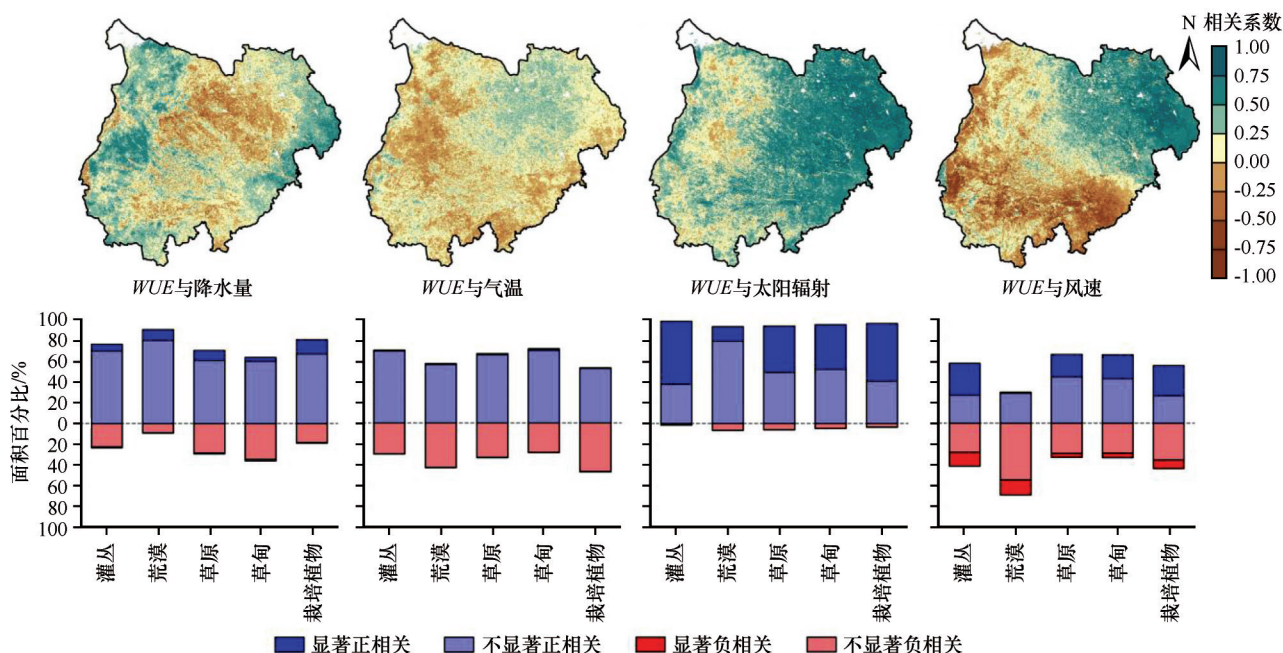


图7 2001—2016年毛乌素沙地  $WUE$  与各气象因子相关系数的空间分布及其显著性检验结果在不同植被类型中的面积比例

Fig. 7 Spatial distributions of the correlation coefficients between  $WUE$  and metrological factors and area proportion of the significance tests among different vegetation types in the Mu Us Desert during 2001-2016

部分地区均通过了显著性检验( $P < 0.05$ )。风速对植被覆盖度较低地区的  $ET$  影响剧烈,  $WUE$  与风速呈正相关与负相关的区域分别占总面积的 61.59% 和 38.41%, 相关系数自西南向东北递增, 共有 27.54% 的区域通过了显著性检验( $P < 0.05$ )。综上, 各气象因子对  $WUE$  的影响程度由大至小依次为太阳辐射、降水量、风速和气温。此外, 不同植被类型间的反馈差异不大, 只有分布在毛乌素沙地中西部地区的荒漠与部分气象因子的关系不及其他植被类型显著, 即每单位太阳辐射或风速的改变, 引起荒漠植被  $WUE$  的变化程度较小。

## 4 讨论

### 4.1 $WUE$ 的空间格局成因

毛乌素沙地植被的  $WUE$  多年平均值空间上自东向西递减, 在不同植被类型间由高至低依次为栽培植物 > 灌丛 > 草甸 > 草原 > 荒漠。在生态系统尺度上,  $WUE$  的空间分布格局除受植物种自身生理特性的影响外, 更受气候条件等外在因素的控制<sup>[30]</sup>。由于  $ET$  可以拆分为土壤蒸发(soil evaporation,  $E$ ) 和植被蒸腾(vegetation transpiration,  $T$ ), 故  $WUE$  也可表示为  $NPP/T$  与  $T/ET$  两部分的乘积<sup>[31]</sup>。对于  $NPP/T$ ,

其表达式与植物个体水平的固有水分利用效率(intrinsic water use efficiency,  $iWUE$ ) 相似, 即数值范围主要取决于植物自身的生理特性, 并随着外界条件的变化小幅度波动<sup>[7, 32]</sup>。与  $C_3$  植物相比,  $C_4$  植物和 CAM 植物因其特殊的生理结构, 具有更加高效的水分利用策略, 通常表现为更大的  $iWUE$ , 能较好地适应水资源条件受限的生境<sup>[13, 33]</sup>。相比于  $NPP/T$ ,  $T/ET$  受气候条件等外界因素的影响更大, 变化也更为剧烈<sup>[34]</sup>。一般情况下, 水热条件状况较好的地区植被覆盖度更高, 减少了无效的土壤蒸发用水, 倾向于拥有更大的  $WUE$ <sup>[31]</sup>。全球范围内  $T/ET$  的低值区与干旱、半干旱地区的空间分布基本一致<sup>[35]</sup>, 大大拉低了对应区域的  $WUE$ 。

在  $NPP/T$  和  $T/ET$  两部分的共同作用下,  $WUE$  在植被覆盖度较高的毛乌素沙地东部地区表现出更高的数值。 $WUE$  的空间分布格局可视为植被长久以来对环境适应后的一种表现<sup>[31]</sup>, 水热条件及其配合状况的不均匀分配是造成  $WUE$  地带性差异的主要原因, 而不单单由植物本身的生理特性决定。因此, 虽然栽培植物在毛乌素沙地拥有最高的  $WUE$ , 但是这并不意味着可以在西部地区大面积开垦种植, 因为这种现象很大程度上还是由东部地区较为丰沛的水资源条件决定的。另外, 尽管毛乌素

沙地的荒漠及草原中拥有许多藜科、菊科、蓼科和禾本科的 $C_4$ 植物,在植物个体水平的*iWUE*相对较高,但由于其分布在水热条件相对较差、植被覆盖度低且蒸发强烈的中西部地区,故*WUE*仍然最低。

#### 4.2 *WUE*的时空变化模式

与植被的生产力水平类似,*WUE*在一般情况下受水资源等环境条件的限制,会随气候变化在一定阈值内达到动态平衡,可用于反映区域整体的固碳及耗水能力<sup>[3]</sup>。但是,生态建设工程使毛乌素沙地的植被发生了剧烈改变,从而使*WUE*也产生了巨大变化。近16年,毛乌素沙地约98%的区域*NPP*和*ET*同时增长。但是,增长幅度的不均匀造成了*WUE*变化的空间异质性(图5),分别呈现增加和减少两种趋势。此外,还有少部分地区因*NPP*减少且*ET*增加,*WUE*也呈减少趋势。*WUE*的年际变化由*NPP*和*ET*的波动状况共同决定,不同变化模式可以反映植被对当前环境条件的适应状况<sup>[5]</sup>。

第一种类型(*NPP+*、*ET+*、*WUE+*)是*WUE*在毛乌素沙地的主要变化方式,分布在水热条件较好的地区,*NPP*起主要控制作用。在该类型对应的区域中,生态建设工程的效果很好,以*NDVI*、*LAI*、*NPP*和植被覆盖度等指标开展的研究均表明,退耕还林(草)等工程显著改善了当地的植被状况,起到了防风固沙、减少水土流失的重要作用<sup>[24,36-38]</sup>。另一方面,植被蒸腾虽有所增加,但土壤蒸发的耗水量因遮阴作用而大大减少,故*ET*的增加趋势总体上不及*NPP*。值得注意的是,在这种变化模式中,*WUE*对气候变化的响应比较敏感。*WUE*在2011年出现了一个最低值(图3),这主要是因为2000年的极端干旱事件导致毛乌素沙地东部地区的*NPP*水平大幅度下降,故*WUE*随之减少,这也从侧面说明了*WUE*对气象因子的响应具有时滞效应。总而言之,*NPP*和*WUE*的共同增长,说明生态系统不仅变“绿”了,而且还拥有了更为高效的水分利用策略,有利于长期的可持续发展,是较为理想的变化模式。

第二种类型(*NPP+*、*ET+*、*WUE-*)主要在年降水量小于400 mm且海拔相对较高的毛乌素沙地中西部地区,*ET*起主要控制作用。该类型对应区域的水热条件相对较差,以温带丛生矮禾草、矮半灌木荒漠草原为主,植被生长缓慢且新建设植被的成活率相对较低,故多年来*NPP*的增加趋势并不显著;而新近建设的植被一方面加大了蒸腾耗水,另一方面

又破坏了先前沙地中的干沙层,使得*ET*持续显著增加。*WUE*的减少暴露出日趋严峻的水分供应问题,现有植被的生长难以得到保障,甚至可能引发当地的用水矛盾<sup>[39]</sup>。因此,该类型对应区域的生态建设不宜盲目扩大规模,否则可能会适得其反。此外,针对中国北方植被动态预测的研究结果表明,在截至2100年的未来,*NPP*的年际波动趋于平缓,而*ET*持续增加,故*WUE*将呈现减少的趋势<sup>[40]</sup>。籍此可以推断,未来在毛乌素沙地的中西部地区,*WUE*呈减少趋势的面积或有扩增,需引起格外重视。

第三种类型(*NPP-*、*ET+*、*WUE-*)所占面积小于2%,主要在毛乌素沙地西部的城镇及其周边地区,在很大程度上受城市化的影响。

近年来,中国实施的大规模生态建设工程产生了巨大的效益和广泛的影响。毛乌素沙地植被*WUE*多年来总体呈增加趋势,这与中国北方干旱、半干旱地区的整体变化一致<sup>[40-41]</sup>。但是,部分地区因建设规模与当地水资源承载能力不匹配而引发的水分过度消耗问题也日益凸显<sup>[3,23]</sup>。需要指出的是,近年来呈增加趋势的降水量、气温和太阳辐射,虽对上述地区的植被生长起到了一定的促进作用,但其变化并不显著<sup>[42]</sup>,故当地的植被建设仍需综合考虑各方面条件的限制,不可盲目追求建设规模。植被*WUE*可以作为评价指标,用来把握*NPP*和*ET*变化之间的平衡,这对生态系统较为脆弱的干旱、半干旱地区尤为关键。*NPP*和*WUE*的共同增长,应是未来植被生态建设的目标。

## 5 结论

毛乌素沙地的植被*WUE*,在水热条件和植物自身生理特性等因素的综合作用下,形成了自东向西递减的空间分布格局。经过一系列生态建设工程的治理,植被*WUE*在2001—2016年发生了显著变化,*WUE*的不同变化模式反映出植被在发生剧烈改变后对当地环境条件的适应状况。其中,大部分地区的*NPP*和*WUE*均呈增加趋势,即生态系统在变“绿”的同时还实现了水分的高效利用,有利于生态环境的健康发展。然而,在水热条件较差、生态环境更为敏感脆弱的毛乌素沙地中西部地区,新建设的植被生长缓慢且使蒸散发产生强烈变化,*WUE*因*NPP*的增加幅度不及*ET*而呈减少趋势,暴露出植被建设规模与水资源承载能力不匹配的问题。今后在评价干旱、半干旱地区的生态建设质量时,可在以往



常用 *NDVI*、*NPP* 等反映植被生产力指标的基础上, 加入对 *WUE* 变化的考量, 综合判断植被建设对生态系统碳水关系带来的影响。

#### 参考文献:

- [1] 朴世龙, 方精云. 1982–1999 年我国陆地植被活动对气候变化响应的季节差异[J]. 地理学报, 2003, 58(1): 119–125.
- [2] Gerten D, Schaphoff S, Haberlandt U, et al. Terrestrial vegetation and water balance-hydrological evaluation of a dynamic global vegetation model[J]. Journal of Hydrology, 2004, 286(1): 249–270.
- [3] Feng X M, Fu B J, Piao S L, et al. Revegetation in China's Loess Plateau is approaching sustainable water resource limits[J]. Nature Climate Change, 2016, 6(11): 1019–1022.
- [4] Griggs D, Stafford-Smith M, Gaffney O, et al. Sustainable development goals for people and planet[J]. Nature, 2013, 495(7441): 305–307.
- [5] Huang M T, Piao S L, Sun Y, et al. Change in terrestrial ecosystem water-use efficiency over the last three decades[J]. Global Change Biology, 2015, 21(6): 2366–2378.
- [6] Fischer R A, Turner N C. Plant productivity in the arid and semi-arid zones[J]. Annual Review of Plant Physiology, 1978, 29(1): 277–317.
- [7] Niu S L, Xing X, Zhang Z, et al. Water-use efficiency in response to climate change: from leaf to ecosystem in a temperate steppe[J]. Global Change Biology, 2011, 17(2): 1073–1082.
- [8] Abraha M, Gelfand I, Hamilton S K, et al. Ecosystem water-use efficiency of annual corn and perennial grasslands: contributions from land-use history and species composition[J]. Ecosystems, 2016, 19(6): 1001–1012.
- [9] Keenan T F, Hollinger D Y, Bohrer G, et al. Increase in forest water-use efficiency as atmospheric carbon dioxide concentrations rise[J]. Nature, 2013, 499(7458): 324–327.
- [10] Huang L, He B, Han L, et al. A global examination of the response of ecosystem water-use efficiency to drought based on MODIS data[J]. Science of the Total Environment, 2017, 601–602: 1097–1107.
- [11] Huang M T, Piao S L, Zeng Z Z, et al. Seasonal responses of terrestrial ecosystem water-use efficiency to climate change[J]. Global Change Biology, 2016, 22(6): 2165–2177.
- [12] Ponce-Campos G E, Moran M S, Huete A, et al. Ecosystem resilience despite large-scale altered hydroclimatic conditions[J]. Nature, 2013, 494(7437): 349–352.
- [13] Sun Y, Piao S L, Huang M T, et al. Global patterns and climate drivers of water-use efficiency in terrestrial ecosystems deduced from satellite-based datasets and carbon cycle models[J]. Global Ecology and Biogeography, 2016, 25(3): 311–323.
- [14] 李双成, 蔡运龙. 地理尺度转换若干问题的初步探讨[J]. 地理研究, 2005, 24(1): 11–18.
- [15] 李肖娟, 张福平, 王虎威, 等. 黑河流域植被水分利用效率时空变化特征及其与气候因子的关系[J]. 中国沙漠, 2017, 37(4): 733–741.
- [16] Hu Z M, Yu G R, Fu Y L, et al. Effects of vegetation control on ecosystem water use efficiency within and among four grassland ecosystems in China[J]. Global Change Biology, 2008, 14(7): 1609–1619.
- [17] Runnström M C. Rangeland development of the Mu Us Sandy Land in semiarid China: an analysis using Landsat and NOAA remote sensing data[J]. Land Degradation & Development, 2003, 14(2): 189–202.
- [18] Wu B, Ci L J. Landscape change and desertification development in the Mu Us Sandland, northern China[J]. Journal of Arid Environments, 2002, 50(3): 429–444.
- [19] 杨根生, 刘连友, 陈渭南. 黄河中游风沙区风沙活动对黄河若干支流泥沙的影响[J]. 干旱区资源与环境, 1988(2): 38–47.
- [20] Liang P, Yang X P. Landscape spatial patterns in the Maowusu (Mu Us) Sandy Land, northern China and their impact factors[J]. Catena, 2016, 145: 321–333.
- [21] 郭紫晨, 刘树林, 康文平, 等. 2000—2015 年毛乌素沙区植被覆盖度变化趋势[J]. 中国沙漠, 2018, 38(5): 203–211.
- [22] Li Y R, Cao Z, Long H L, et al. Dynamic analysis of ecological environment combined with land cover and NDVI changes and implications for sustainable urban-rural development: the case of Mu Us Sandy Land, China[J]. Journal of Cleaner Production, 2017, 142: 697–715.
- [23] Chen Y P, Wang K B, Lin Y S, et al. Balancing green and grain trade[J]. Nature Geoscience, 2015, 8(10): 739–741.
- [24] Zhang J T, Zhang Y Q, Qin S G, et al. Effects of seasonal variability of climatic factors on vegetation coverage across drylands in northern China[J]. Land Degradation & Development, 2018, 29(6): 1782–1791.
- [25] 赵媛媛, 丁国栋, 高广磊, 等. 毛乌素沙区沙漠化土地防治区划[J]. 中国沙漠, 2017, 37(4): 635–643.
- [26] 白壮壮, 崔建新. 近 2000a 毛乌素沙地沙漠化及成因[J]. 中国沙漠, 2019, 39(2): 180–188.
- [27] Potter C S, Randerson J T, Field C B, et al. Terrestrial ecosystem production: a process model based on global satellite and surface data[J]. Global Biogeochemical Cycles, 1993, 7(4): 811–841.
- [28] Field C B, Randerson J T, Malmström C M. Global net primary production: combining ecology and remote sensing[J]. Remote Sensing of Environment, 1995, 51(1): 74–88.
- [29] 朱文泉, 潘耀忠, 张锦水. 中国陆地植被净初级生产力遥感估算[J]. 植物生态学报, 2007, 31(3): 413–424.
- [30] 杜晓铮, 赵祥, 王昊宇, 等. 陆地生态系统水分利用效率对气候变化的响应研究进展[J]. 生态学报, 2018, 38(23): 33–42.
- [31] Zheng H, Lin H, Zhu X J, et al. Divergent spatial responses of plant and ecosystem water-use efficiency to climate and vegetation gradients in the Chinese Loess Plateau[J]. Global and Planetary Change, 2019, 181: 102995.
- [32] Maxwell T M, Silva L C R, Horwath W R. Integrating effects of species composition and soil properties to predict shifts in mon-

- tane forest carbon-water relations [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2018, 115(18): E4219–E4226.
- [33] Zhang J M, Jiang H, Song X Z, et al. The responses of plant leaf  $\text{CO}_2/\text{H}_2\text{O}$  exchange and water use efficiency to drought: a meta-analysis [J]. Sustainability, 2018, 10(2): 551.
- [34] Scott R L, Biederman J A. Partitioning evapotranspiration using long-term carbon dioxide and water vapor fluxes [J]. Geophysical Research Letters, 2017, 44(13): 6833–6840.
- [35] Wei Z W, Yoshimura K, Wang L X, et al. Revisiting the contribution of transpiration to global terrestrial evapotranspiration [J]. Geophysical Research Letters, 2017, 44(6): 2792–2801.
- [36] Zhang Y, Peng C H, Li W Z, et al. Multiple afforestation programs accelerate the greenness in the ‘Three North’ region of China from 1982 to 2013 [J]. Ecological Indicators, 2016, 61: 404–412.
- [37] Wang H, Liu G H, Li Z S, et al. Impacts of climate change on net primary productivity in arid and semiarid regions of China [J]. Chinese Geographical Science, 2016, 26(1): 35–47.
- [38] Wang F, Pan X B, Gerlein-Safdi C, et al. Vegetation restoration in Northern China: a contrasted picture [J]. Land Degradation & Development, 2019, 31(6): 3314.
- [39] Gao Y, Zhu X J, Yu G R, et al. Water use efficiency threshold for terrestrial ecosystem carbon sequestration in China under afforestation [J]. Agricultural and Forest Meteorology, 2014, 195: 32–37.
- [40] Ma X F, Zhao C Y, Yan W, et al. Influences of 1.5 °C and 2.0 °C global warming scenarios on water use efficiency dynamics in the sandy areas of northern China [J]. Science of the Total Environment, 2019, 664: 161–174.
- [41] Gang C C, Zhang Y, Guo L, et al. Drought-induced carbon and water use efficiency responses in dryland vegetation of northern China [J]. Frontiers in Plant Science, 2019, 10: 224.
- [42] Shao Y Y, Zhang Y Q, Wu X Q, et al. Relating historical vegetation cover to aridity patterns in the greater desert region of northern China: implications to planned and existing restoration projects [J]. Ecological indicators, 2018, 89: 528–537.

## Spatial-temporal patterns of vegetation water use efficiency in the Mu Us Desert

Wang Jiaoyue<sup>a</sup>, Qin Shugao<sup>ab</sup>, Zhang Yuqing<sup>ab</sup>

(a. School of Soil and Water Conservation/Yanchi Research Station // b. MOE Engineering Research Center of Forestry Ecological Engineering, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China)

**Abstract:** Water use efficiency (*WUE*) is a key proxy for linking carbon and water exchange processes in terrestrial ecosystems. Understanding the spatial-temporal variations in *WUE* helps to evaluate the adaptability of vegetation to local environmental conditions. This study estimated the vegetation *WUE* in the Mu Us Desert during 2001–2016 using remote-sensing data and meteorological observations. Carbon sequestration (i. e. , net primary productivity, *NPP*) was estimated based on the Carnegie-Ames-Stanford Approach (CASA) model, while water consumption (i. e. , evapotranspiration, *ET*) was obtained from the MODIS product. The spatial-temporal patterns of *WUE* and their responses to meteorological factors were investigated by trend analysis and correlation analysis, respectively. The results showed that: (1) the mean annual *WUE* across the Mu Us Desert was  $0.62 \text{ gC}\cdot\text{mm}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$  with a trend of decrease from the east to the west, and among different vegetation types, the values of *WUE* ranked in the order of cultivated vegetation > shrub > meadow > steppe > desert; (2) *WUE* increased at the rate of  $0.009 \text{ gC}\cdot\text{mm}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{yr}^{-1}$  during the study period, especially significantly in eastern, and the increase in *WUE* mainly attributed to the rapid rise in *NPP*; and (3) the relationships between *WUE* and meteorological factors followed a sequence of solar radiation, precipitation, wind speed, and air temperature from strong to weak, and there were relatively insignificant relationships between *WUE* and meteorological factors in the western part of the Mu Us Desert. The study highlight that the revegetation programs implemented in the Mu Us Desert have achieved good outputs that both *NPP* and *WUE* have increased since 2001, which contributed to the improvement of local ecological environment; however, in the central and western part of the Mu Us Desert with poor condition of water and heat, the mismatch between revegetation magnitude and water should be paid more attention.

**Key words:** water use efficiency (*WUE*); CASA model; meteorological factors; Mu Us Desert