DOI: 10.20103/j.stxb.202312092682
尼格娜热·阿曼太,孟媛媛,唐志尧.人工林种植和生长对黄土高原生态系统固碳和水文调节功能的影响——基于遥感时序分析证据.生态学报,2024,44(16):7322-7333.
Amantai Nigenare, Meng Y Y, Tang Z Y.Impacts of plantation and its growth on carbon sequestration and hydrological regulation functions on the Loess Plateau based on remote sensing time series analysis.Acta Ecologica Sinica,2024,44(16):7322-7333.

人工林种植和生长对黄土高原生态系统固碳和水文调节功能的影响
——基于遥感时序分析证据

尼格娜热·阿曼太[1],孟媛媛[1,2,*],唐志尧[1]
1 北京大学城市与环境学院生态学系, 北京 100871
2 湖南农业大学资源学院,长沙 410128

摘要:随着生态恢复工程的进展,黄土高原人工林种植面积不断增加,黄土高原人工林生态系统服务功能的响应变化仍存在争议。基于黄土高原人工林的时空分布和种植年份信息,从生态系统净初级生产力(NPP)、蒸散发(ET)以及土壤含水率(SMC)三个维度评估黄土高原地区人工林生态系统固碳和水文调节服务功能的动态变化及其对天然林和整个区域生态系统功能的影响,并进一步研究 2000—2020 年间人工林林龄对生态系统服务功能的影响。天然林的 NPP 相对于整个区域的百分比基本保持不变,维持在 21%左右;而人工林的 NPP 相对于整个区域的百分比显著增加,并在 2009 年超过了天然林,成为黄土高原 NPP 增加的主要来源。人工林占整个区域的 ET 百分比和 SMC 百分比均显著增加,分别由不到 2%增长至 13.9%、1.5%上升至 11.8%。至 2015 年,黄土高原人工林的 ET 和 SMC 已经逐步趋于稳定。随着林龄增大,SMC 变化速率和变化量不断下降。ET 与林龄成正相关,而 SMC 与林龄负相关,表明具有不同年龄结构的人工林将有效减弱树木生长所引起的土壤干旱的影响。尽管黄土高原人工林林龄与 NPP、ET 和 SMC 变化速率和变化量之间存在显著相关性($P<0.01$),但由于现阶段此地区人工林多为幼龄林和中龄林,未来这种显著相关关系是否持续有待进一步研究。

关键词:人工林林龄;净初级生产力(NPP);蒸散发(ET);土壤含水率(SMC);黄土高原

Impacts of plantation and its growth on carbon sequestration and hydrological regulation functions on the Loess Plateau based on remote sensing time series analysis

AMANTAI Nigenare[1], MENG Yuanyuan[1,2,*], TANG Zhiyao[1]
1 *Institute of Ecology, College of Urban and Environmental Sciences, Peking University, Beijing* 100871, *China*
2 *College of Resources, Hunan Agricultural University, Changsha* 410128, *China*

Abstract: With the progress of ecological restoration projects, the area of planted forests on the Loess Plateau is continuously increasing, but the response of planted forest ecosystem service function is still controversial. Based on the spatio-temporal distribution and planting year of planted forests on the Loess Plateau, this study assessed the dynamic changes in carbon sequestration and hydrological regulation service functions of planted forest ecosystems from three dimensions: net primary productivity (NPP), evapotranspiration (ET), and soil moisture content (SMC), examined the impacts of planted forests on natural forests and the overall regional ecosystem functions, and furthermore, investigated the

基金项目:国家重点研发计划项目(2019YFA0606602); 国家自然科学基金资助项目(U1910207)
收稿日期:2023-12-09; **网络出版日期**:2024-06-18
* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: mengyy@pku.edu.cn

influence of planted forest age on ecosystem service functions from 2000 to 2020. The proportion of NPP from natural forests relative to the entire region remained relatively constant, at around 21%. In contrast, the contribution of NPP from planted forests had shown a significant increase, surpassing that of natural forests in 2009 to become the primary driver of NPP growth on the Loess Plateau. The share of planted forests in the region's ET and SMC had also seen a notable rise, increasing from under 2% to 13.9% and from 1.5% to 11.8%, respectively. By 2015, the ET and SMC of planted forests on the Loess Plateau had gradually stabilized. As the age of the forest increased, the rates and quantities of SMC changes decreased. The positive correlation between ET and forest age and the negative correlation between SMC and forest age indicated that establishing planted forests of different age classes would effectively mitigate the impact of tree growth on the reduced soil moisture. While a significant correlation existed between the age of planted forests and the rate and magnitude of NPP, ET, and SMC changes ($P < 0.01$), the persistence of this relationship in the future, given the current predominance of young and middle-aged planted forests in the region, requires further investigation.

Key Words: stand age of planted forest; net primary productivity; evapotranspiration; soil moisture content; the Loess Plateau

生态系统服务功能指的是由生态系统及其内在生态过程形成和维持的环境条件和效益,是通过直接或间接利用生态系统功能而得到的人类生存所需的产品和服务[1]。植被是土壤、陆地水域和大气之间物质和能量交换的关键环节,提供了多种生态系统服务功能,如气候调节、水资源保护和防风固沙等,在全球生态系统中发挥着至关重要的作用,对于维持健康的地球至关重要[2]。联合国环境规划署和粮农组织在“世界环境日”共同启动“联合国生态系统恢复十年(2021—2030)”倡议,突显了植被恢复在应对气候变化和改善生态系统服务方面的重要性[2]。植树造林是退化土地治理和生态修复的重要举措[3]。作为全球土地退化研究的热点地区,黄土高原近几十年持续实施了一系列生态工程,如 1978 年开始的三北防护林建设和 1999 年开始的退耕还林还草工程,植被覆盖度持续增加,近年来,生态系统结构和功能发生了显著变化[4]。这些生态工程实施和监管的初始目标着重于提高植被覆盖度[5],然而黄土高原森林覆盖度的增加并不能等同于生态系统结构和功能的恢复。随着全球气候的显著变化和人类活动的日益活跃,该地区的植被生产力和水文循环发生了实质性变化。因此,研究黄土高原植被恢复对生态系统固碳和水文调节功能的影响具有科学意义,有助于提升区域植被生态系统服务水平,为可持续植被管理决策提供指导。

作为关键的生态水文过程,水、碳和养分循环紧密耦合,相互联系,形成最基本的生态系统服务功能[6]。蒸散发是生态系统水平衡中的主要水量损失,特别是在干旱和半干旱地区[6—7]。水循环的变化直接影响生态系统生产力,并通过植物蒸腾作用影响地上和地下碳循环以及土壤热量和水分动态[6]。土壤湿度通过矿化、淋滤、植物吸收和反硝化过程影响土壤碳和氮循环[8]。因此,植被的净初级生产力(NPP)、蒸散发(ET)以及土壤含水率(SMC)被广泛视为评价生态系统固碳和水文调节功能的重要指标,常被用于评估和确定植被恢复对促进了生态系统服务的有效性,特别是在缺水的干旱区。

目前,关于黄土高原 NPP、ET 以及 SMC 的变化已有许多研究,但植被恢复对此区域生态系统服务功能的影响尚未准确确定。大量研究指出黄土高原地区的植被呈现绿化趋势,大规模的植被恢复也增强了陆地生态系统的固碳能力[9]。2000—2014 年间,黄土高原的固碳总量增加 45.4%[10]。植被恢复进一步增加了蒸散量,例如,有研究表明,过去 20 年(2001—2020 年)来,黄土高原的蒸散平均每年增加 2.87 mm[11]。然而,黄土高原植被恢复对土壤含水率的影响还存在较大的不确定性。有研究指出,植被增加会降低区域土壤含水率[12];但也有研究认为,大规模植被建设显著增加了区域蒸散发,使得近地表大气更加湿润,增强了土壤水-植被-降水间的正反馈作用,最终增加了土壤含水率[13]。

与此同时,黄土高原 NPP、ET 和 SMC 与人工林林龄的相关关系尚不清楚。随着森林的生长,林龄可能通过树种密度和物种丰富度的变化来影响生产力[5, 14]。尽管林龄在森林碳循环估算中对生态系统碳储量的空

间分布和年际变化具有一定的控制作用,但关于林龄在森林碳循环估算中的定量作用仍存在争议[15]。森林的 NPP 在成熟期达到峰值,之后随林龄增加而下降[16]。然而,也有研究发现 NPP 随着年龄的增加并不普遍和明显地下降[17]。在干旱和半干旱地区,植被动态水文响应研究取得了较为一致的结果,随着林龄增加,树木胸径增大,植被的 ET 也增加[12],从而减少径流和土壤含水率[18]。然而,由于大区域水文控制因素的多样性,在大流域中可能出现积极(径流量增加)或消极(径流量减少)的效应[19]。针对现有研究的争议,有必要对研究区域内人工林建设过程中的生态系统固碳和水文调节功能效应进行全面、详细的分析和评价。

综上所述,生态恢复工程关注于森林面积的增加,但忽视了生态系统服务功能的变化,特别是与生态水文过程相关的关键生态服务功能的变化。随着人工林林龄结构的变化,黄土高原人工林生态系统服务功能如何变化,探究净初级生产力、蒸散发以及土壤含水率的时空变化及其对林龄的响应机制,对于规划森林的有效管理和预测森林变化的影响具有重要意义。本文从生态系统 NPP、ET、以及 SMC 三个维度评价黄土高原地区人工林种植前后生态系统固碳和水文调节功能的动态变化,以及对天然林和整个区域生态系统功能的影响。

1 方法

1.1 研究区和数据介绍

黄土高原地区位于北纬 33°43′—41°16′,东经 100°54′—114°33′,总面积约 $6.4\times10^5 km^2$,是世界上规模最大、土层堆积最厚、发育最典型和开发历史最悠久的区域(图 1)。黄土高原气候上属于旱半干旱区,蒸发量远大于降水量,降水和温度时空分布差异极大;东南-西北 400 mm 等雨量线将黄土高原划分为两个不同的带[20];旱作农田较多,天然植被匮乏,生态环境脆弱不稳定,水土流失严重,是我国土壤侵蚀程度最高的地区。黄土高原人工林面积达 11.27% (7.13 Mhm^2),其中大部分集中分布在东南陡坡地带[21]。

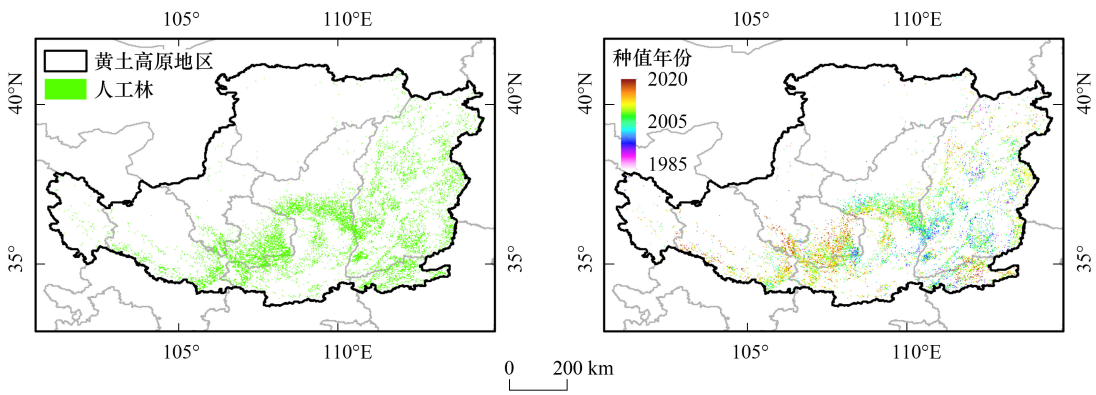

图 1 黄土高原区域人工林分布图及林龄分布图

Fig.1 The spatial distribution and planting year of planted forests in the Loess Plateau Region

本研究中使用了四种数据集:黄土高原人工林数据、Modis NPP 产品数据、MODIS PML_V2 ET 产品、以及土壤含水率数据集 SMCI1.0,如表 1 所示。

在之前的研究中绘制了黄土高原人工林分布和种植年份数据(可在 https://code.earthengine.google.com/?asset=users/mengyy225/landcovermapofLoessPlateau 下载)[21],为评估黄土高原生态系统服务功能变化奠定了基础。为了使人工林数据集与生态系统固碳和水文调节功能指标数据集具有一致的空间分辨率,在 ArcGIS 10.5 软件中使用 majority 算法将人工林分布和种植年份重采样为 500 m 或 1000 m。

本文使用的 NPP 数据来源于中分辨率成像光谱仪 (MODIS) NPP 数据集产品(MOD17 A3HGF V6 产品)[22](https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/MODIS_006_MOD17A3HGF)。基于 GEE 平台,通过对给定年份所有 8 d 分辨率的净光合产物值(MOD17A2H)进行年总和计算得出 2000 年至 2020 年的年净初级生产力(NPP)时间序列数据,单位由 kg C/m^2换算为 g C/m^2。

MODIS Penman-Monteith-Leuning 蒸散发 V2(PML_V2)产品提供了 500 m 8 d 分辨率的蒸散发(ET)与其 3 个组成部分以及总初级生产力(GPP)的数据,空间范围涵盖了 60°S 至 90°N。PML_V2 产品在全球 95 个通量站点的观测结果上表现良好,并且与水文和生态科学领域广泛使用的最先进蒸散发(ET)和总初级生产力(GPP)产品相似甚至更优[23]。利用 GEE 平台获得了 2000 年至 2020 年的蒸散发(ET)时间序列数据,单位是 mm。

中国范围内的高质量土壤含水率数据集 SMCI1.0 (Soil Moisture of China by in situ data, version 1.0)提供了 1 km 分辨率 2000—2020 年、日尺度土壤含水率数据,覆盖了 10 个深度层次(10—100 cm,间隔为 10 cm)[24]。通过两组实验进行了 SMCI1.0 数据的精度验证。在时间尺度上,ubRMSE(无偏均方根误差)为 0.041—0.052,R(相关系数)为 0.883—0.919;在空间尺度上,ubRMSE 为 0.045—0.051,R 为 0.866—0.893。由于 SMCI1.0 是基于实地观测的土壤含水率数据,它可以作为现有基于模型和卫星数据集的有效补充数据。该数据产品可用于各种水文、气象、生态分析与建模,尤其在需要高质量、高分辨率土壤含水率数据的应用中至关重要(数据由国家青藏高原科学数据中心获取,链接:https://doi.org/10.11888/Terre.tpdc.272415)。通过 Python 3.7 处理生成了 2000 年至 2020 年的土壤含水率(SMC)时间序列数据,单位是 m^3/m^3。

表 1　本研究中使用的四种数据集

Table 1　The datasets used in this study

数据集 Dataset	数据来源 Source	时间分辨率 Time resolution	空间分辨率 Spatial resolution	获取时段 Acquisition period	单位 Unit
人工林分布及林龄 Distribution and planting year of planted forests	[21]	—	30 m	1985—2020	/a
净初级生产力 Net primary productivity	MOD17A3	年	500 m	2000—2020	/(g C/m^2)
蒸散发 Evapotranspiration	MODIS PML_V2 ET	年	300 m	2000—2020	/mm
土壤含水率 Soil moisture content	SMCI1.0	年	1 km	2000—2020	/(m^3/m^3)

1.2　黄土高原人工林主要生态功能演变分析

趋势分析可以评估人工林种植前后生态系统各功能服务指标的变化趋势、速率以及变化量。以人工林林龄数据为基础,将人工林的变化划分为种植之前和之后两个阶段,分别对 NPP、ET、及 SMC 时间序列进行 MK 突变检验和最小二乘法 (OLS) 趋势拟合,以求得它们的时间序列变化速率和变化量。

线性回归往往是最简单和最直接的时间序列的趋势分析方法。但是,时间序列中的各个点具有自相关性,导致这样的序列不符合线性回归的统计前提[25]。因此本文选取 MK 突变检验作为时间序列进行线性趋势拟合的基础,再分段进行线性拟合以求得时间序列变化速率和变化量的方法。MK 检验具有不受少数异常值干扰的优势,可以确定是否含有突变干扰,并判断在给定时间序列置信水平下变化趋势的显著性[26]。该方法用统计方法评估变量是否随时间存在单调增加或减少趋势,常用于分析水文和气候数据的趋势。与准趋势分析不同,MK 检验不要求趋势是线性的,也不要求观察数据的正态性。本章将 MK 检验用于分析 NPP、ET、及 SMC 时间序列的突变变化。对于具有 n 个样本量的时间序列 x,构造一秩序列:

$$S_k = \sum_{i=1}^{k} r_i \qquad (k = 2,3,\cdots,n) \tag{1}$$

其中:

$$r_i = \begin{cases} +1, & \text{if } x_i > x_j \\ 0, & \text{otherwise} \end{cases} \qquad (j = 1,2,3,\cdots,i) \tag{2}$$

可见,秩序列 S_k是第 i 时刻数值大于 j 时刻数值个数的累计数。在时间序列随机独立的假定下,定义统

计量：

$$UF_k = \frac{[S_k - E(S_k)]}{\sqrt{\mathrm{var}(S_k)}} \qquad (k = 1,2,3,\cdots,n) \tag{3}$$

其中，$UF_1 = 0$，$E(S_k)$ 和 $\mathrm{Var}(S_k)$ 是累计数 S_k 的均值和方差，在 x_1，x_2，…，x_n 相互独立，且有相同连续的分布时，它们可由下式计算：

$$E(S_k) = \frac{n(n+1)}{4} \tag{4}$$

$$\mathrm{Var}(S_k) = \frac{n(n-1)(2n+5)}{72} \tag{5}$$

UF_k 为标准正态分布，它是按时间序列 x 顺序 x_1，x_2，…，x_n 计算出的统计量序列，给定显著性水平 α，若 $|UF_k| > U_{\frac{\alpha}{2}}$，则表明序列存在明显的趋势变化。将时间序列 x 按逆序 x_n，x_{n-1}，…，x_1 排列，再重复上述过程，同时使：

$$\begin{cases} UB_k = -UF_k \\ k = n + 1 - k \end{cases} \qquad (k = 1,2,3,\cdots,n) \tag{6}$$

通过分析统计序列 UF_k 可以进一步分析时间序列 x 的趋势变化，而且可以明确突变时间。若 $UF_k > 0$，表明时间序列呈上升趋势，反之，呈下降趋势。当它们超过临界直线时，表明上升或下降的趋势显著。如果 UF 和 UB 两条曲线出现交点，并且交点在临界线之间，则交点对应的时刻便是突变开始的时刻。

通过 MK 检验来确定突变点之后，使用 OLS 方法拟合人工林种植前后的 NPP、ET、及 SMC 时间序列各突变点之间的线性趋势方程获取各个阶段的平均变化速率（斜率）和增加（减少）量总和。变化速率（斜率 K）和增加（减少）量的计算公式如下：

$$K = \frac{1}{n-1}\sum_{i=1}^{n}\frac{x_{t_i} - x_{t_{i-1}}}{t_i - t_{i-1}} \tag{7}$$

$$\text{增加（减少）量} = \sum_{i=1}^{n}(x_{t_i} - x_{t_{i-1}}) \tag{8}$$

式中，其中 t_i 是第 i 年的年份（即初始年份、突变点年份、及结束年份），x_{t_i} 是第 t_i 年的时间序列值，n 是年份总数（即突变点数量+2）；正值表示增长趋势；负值表示下降趋势。研究中应用 F-检验验证拟合出来的线性趋势的显著性（$F>F_\alpha$，$P<\alpha$，$\alpha=0.05$）。假设检验只能确定置信区间内的变化程度，显著性水平 0.05 用来拒绝原假设，表明该时间序列中没有显著趋势；接受原假设是指该时间序列中存在显著的上升或下降趋势。对给定显著性水平 α，当 $|Z| \geqslant Z_{1-\frac{\alpha}{2}}$ 时，认为在此显著性水平下，时间序列具有显著趋势，其中 $F>0$ 表示上升趋势，$F<0$ 表示下降趋势。

2 结果

2.1 黄土高原人工林净初级生产力动态特征

2001 年人工林 NPP 值最小，为 261.41 g C/m^2；2018 年人工林 NPP 值最大，为 494.61 g C/m^2，平均每年增加 9.29 g C/m^2。从 2009 年开始，人工林对整个黄土高原地区的 NPP 贡献量超过了天然林，成为黄土高原 NPP 增加的主要来源（图 2）。天然林的 NPP 相对于整个区域的百分比基本保持不变，维持在 21%左右，但单位面积变化量显著增加，每年增加 7.80 g C/m^2。天然林年均 NPP 值为 467.40 g C/m^2，而人工林年均 NPP 值为 392.73 g C/m^2（图 2）。人工林种植前后的 NPP 变化速率和增加量变化不大，人工林种植前的平均变化速率和增加量分别为 9.53 g Cm^{-2}a^{-1} 和 90.56 g C/m^2，人工林种植后的平均变化速率和增加量分别为 9.50 g Cm^{-2}a^{-1} 和 158.26 g C/m^2。但对于黄土高原地区来说，人工林和天然林的 NPP 变化速率和增加量是整个地区 NPP 增加的主要来源（图 2）。人工林种植在天然林周边的地区，天然林的平均变化速率和增加量分别为

7.98 g $Cm^{-2}a^{-1}$和 167.50 g C/m^2,而黄土高原整体的平均变化速率和增加量分别为 6.83 g $Cm^{-2}a^{-1}$和 143.42 g C/m^2,天然林的增加速率和增加量都显著高于黄土高原其他区域(图 3),可能是由于种植的人工林促进了天然林的生长。

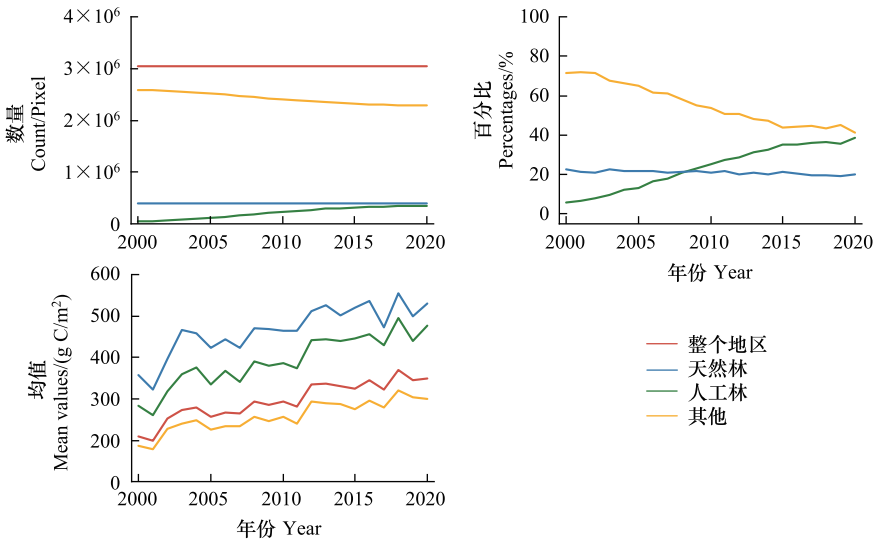

图 2　人工林、天然林和整个黄土高原地区的 NPP 的像元数量,NPP 变化量相对于整个区域的百分比以及 NPP 单位面积变化量

Fig.2　The count of NPP pixels, the percentages of NPP relative to the entire area, and the mean values of NPP in planted forests, natural forests, and the entire Loess Plateau region

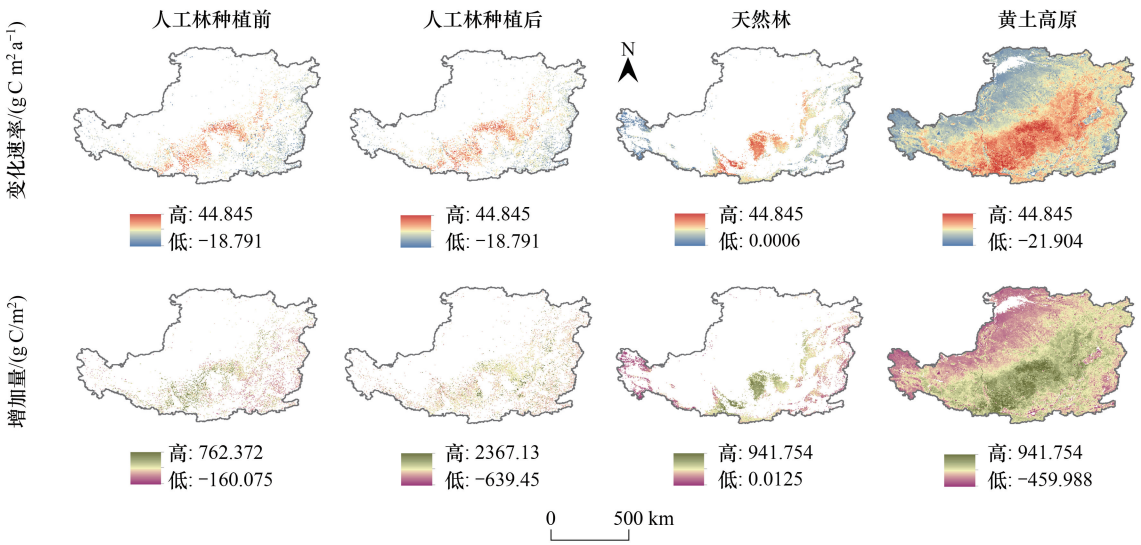

图 3　人工林种植前、种植后、天然林以及整个黄土高原地区的 NPP 变化速率和增加量的空间分布

Fig.3　Spatial distributions of NPP change rate and increment before planting, after planting, in natural forests, and in the whole Loess Plateau region

2.2　黄土高原人工林蒸散发动态特征

人工林占整个区域的 ET 百分比显著增加,由不到 2%增长至 13.9%。至 2015 年,人工林对于整个黄土高原地区的 ET 贡献量基本持平。人工林 ET 所占百分比的近五年平均值为 12.83%,仍然小于天然林的近五年平均百分比(16.32%)(图 4)。黄土高原地区人工林 ET 的单位面积增加量没有显著变化,人工林单位面积年

均变化量为 65.13 mm/8d。人工林 ET 的增加主要是由于人工林面积的增加,新种植的人工林并没有对整个区域的 ET 变化量产生影响。天然林相对于整个区域的 ET 百分比以及单位面积变化量都没有显著变化,天然林 ET 百分比和单位面积年均变化量分别为 16.27%和 68.77 mm/8d。而天然林的单位面积变化量高于人工林。人工林种植前后整个地区的 ET 变化速率和增加量变化不大,人工林种植前整个地区的 ET 平均变化速率和平均增加量分别为 0.51 mm/a 和 4.74 mm;人工林种植后整个地区的 ET 平均变化速率和平均增加量分别为0.52 mm/a和 6.74 mm。人工林和天然林并不是黄土高原地区 ET 变化速率和增加量的主要贡献因素;需要注意的是,位于山西省和陕西省交界且靠近毛乌素沙地的地区,人工林和天然林的 ET 变化速率和增加量显著(图 5)。

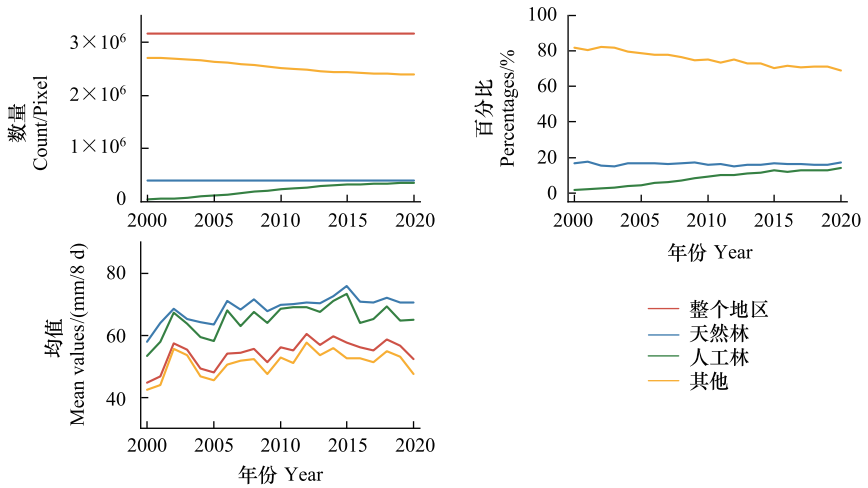

图 4 人工林、天然林和整个黄土高原地区的 ET 的像元数量,ET 变化量相对于整个区域的百分比以及 ET 单位面积变化量

Fig.4 The count of ET pixels, the percentages of ET relative to the entire area, and the mean values of ET in planted forests, natural forests, and the entire Loess Plateau region

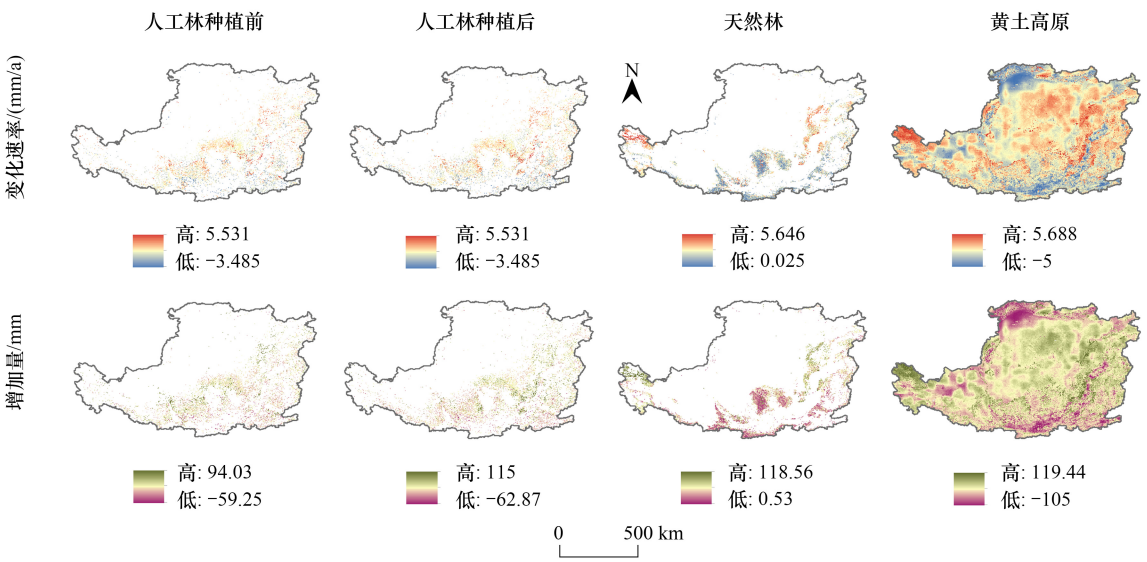

图 5 人工林种植前、种植后、天然林以及整个黄土高原地区的 ET 变化速率和增加量的空间分布

Fig.5 Spatial distributions of ET change rate and increment before planting, after planting, in natural forests, and in the whole Loess Plateau region

2.3　黄土高原人工林土壤含水率动态特征

人工林的土壤含水率(SMC)变化特征与蒸散发(ET)基本相同。人工林相对于整个区域的 SMC 百分比均显著增加,由 1.5%上升至 11.8%。到 2015 年,人工林对整个黄土高原地区的 SMC 贡献量基本保持稳定。人工林 SMC 所占百分比的近五年平均值为 11.03%,仍然小于天然林的近五年平均百分比(15.44%)(图 6)。人工林单位面积的 SMC 没有显著变化,年均值为 226.57 (10^{-3} m^3/m^3)。人工林区域和黄土高原非林地区的 SMC 单位面积变化量基本一致,但都显著低于天然林区。人工林种植前后的 SMC 变化速率差异不大,分别为 −0.88(10^{-3} $m^3m^{-3}a^{-1}$)和−0.90(10^{-3} $m^3m^{-3}a^{-1}$)。但在黄土高原东南部,人工林种植后的 SMC 变化量显著减少。总体而言,人工林并不是导致黄土高原地区 SMC 减少的主要因素。SMC 变化速率和变化量显著减少的地区主要分布在黄土高原东南部的农田(图 7)。

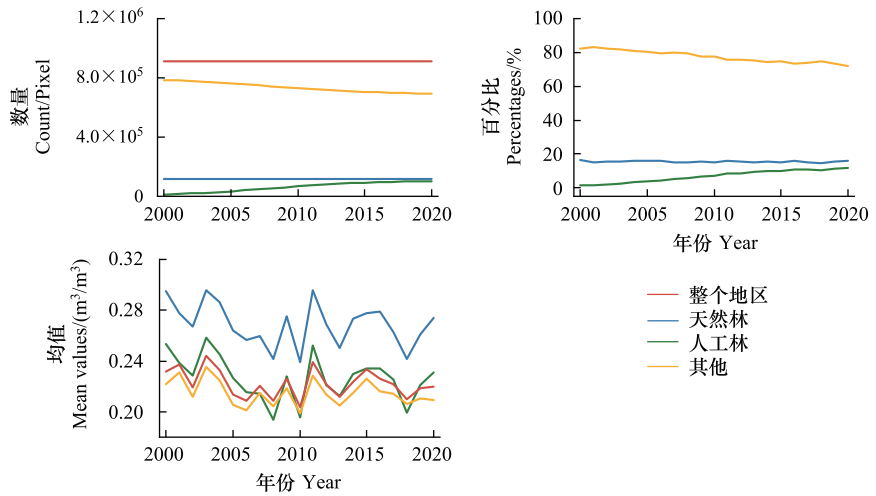

图 6　人工林、天然林和整个黄土高原地区的 SMC 的像元数量,SMC 变化量相对于整个区域的百分比以及 SMC 单位面积变化量

Fig.6　The count of SMC pixels, the percentages of SMC relative to the entire area, and the mean values of SMC in planted forests, natural forests, and the entire Loess Plateau region

2.4　林龄对人工林生态系统固碳和水文调节功能变化的影响

人工林的 NPP 的变化速率和变化量与林龄呈相反的相关关系。人工林 NPP 的变化速率与林龄成负相关,相关系数较小,R 仅为−0.03;而人工林 NPP 的变化量与林龄呈显著的正相关($R=0.28$)。人工林 ET 的变化速率和变化量与人工林林龄均呈显著正相关关系,但林龄和 ET 变化速率的相关系数($R=0.07$)明显小于变化量($R=0.29$)。人工林 SMC 的变化速率与变化量同时与林龄呈现显著的负相关关系,且 SMC 的变化量与林龄的负相关系数 R 接近−0.5。这意味着,随着林龄的增加,虽然人工林 NPP 的增加速率下降,但总体产量仍在增加;人工林 ET 的变化速率相对较缓,而 ET 的变化量明显增加;SMC 具有较明显的降低趋势。与此同时,随着林龄的增加,土壤含水率变化量的变化幅度(即纵坐标变化范围)有所增加。而 NPP 和 ET 的变化幅度不那么明显。

3　讨论

3.1　黄土高原人工林的 NPP、ET、SMC 动态变化的潜在机理

过去 30 年来,黄土高原植被恢复区年总 NPP 和平均 NPP 显著增加,植被恢复的 NPP 总增量达到 51.14 Tg C[27]。这些生态恢复项目使中国年固碳量增加了 132 Tg C/a,相当于中国陆地生态系统年固碳总量的 50%—70%,可抵消中国碳排放量的 9.4%[9]。但植树造林对碳汇的影响并不是立竿见影的。在人工林初期的种植阶段,由于土壤扰动,土壤有机碳储量可能会大幅下降,从而抵消植树的碳汇效应[27]。本研究发现,从

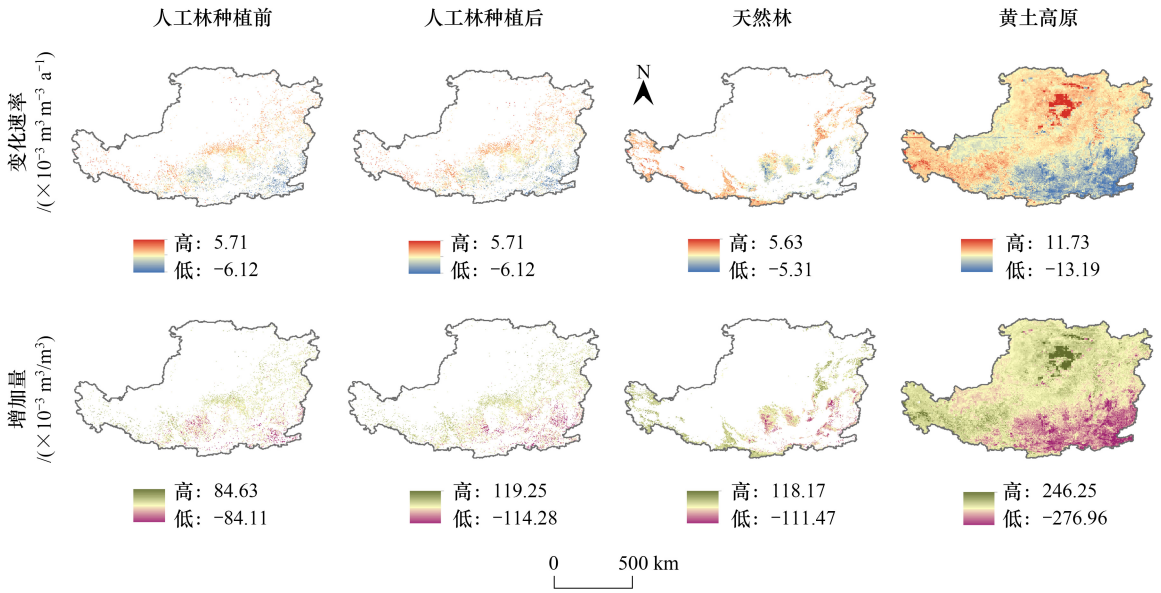

图 7 人工林种植前、种植后、天然林以及整个黄土高原地区的 SMC 变化速率和增加量的空间分布

Fig.7 Spatial distributions of SMC change rate and increment before planting, after planting, in natural forests, and in the whole Loess Plateau region

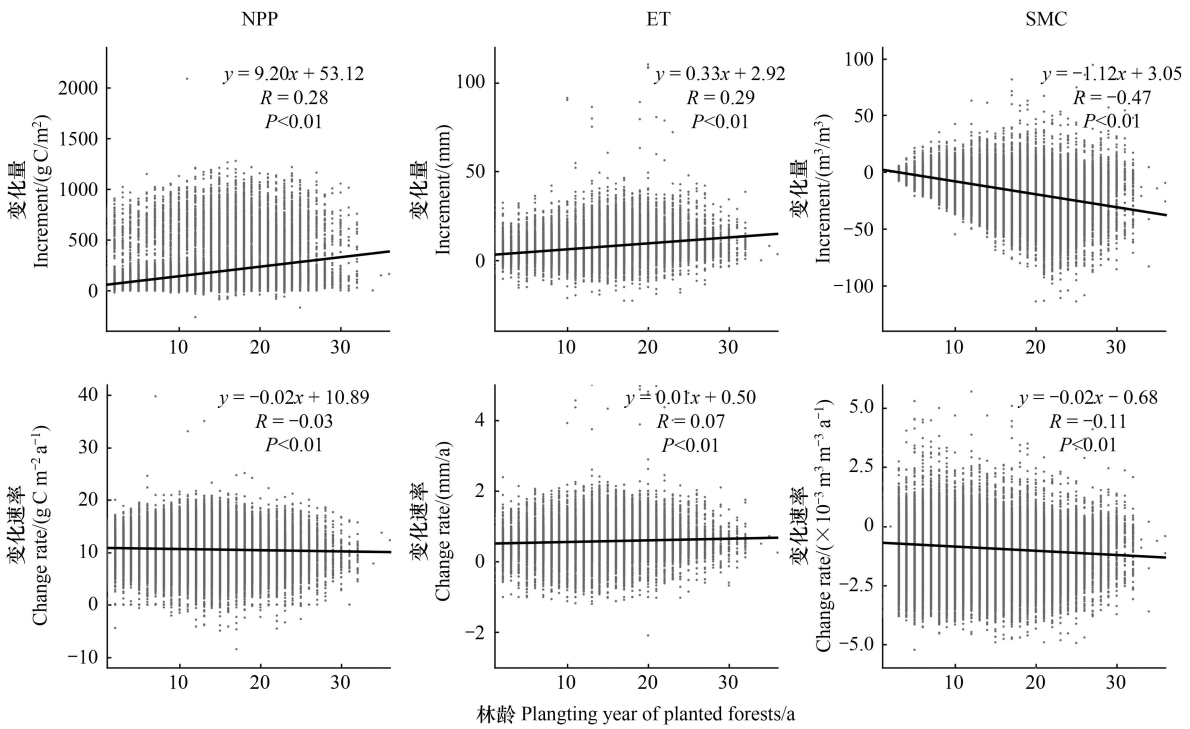

图 8 人工林 NPP, ET, SMC 的变化速率和变化量与人工林林龄的相关关系图

Fig.8 The relationship between the change rate, increment of NPP, ET and SMC and the planting year of planted forests

NPP:净初级生产力 Net primary productivity; ET: 蒸散发 Evapotranspiration; SMC: 土壤含水率 Soil moisture content

2009 年开始,人工林对整个黄土高原地区的 NPP 贡献量超过天然林,成为黄土高原 NPP 增加量的主要来源,也符合这一客观规律。自 20 世纪 70 年代以来,中国政府实施了生态修复计划,但大部分重大计划都是在

2000 年之后实施的[28]。由此可见,黄土高原区域的人工林大部分为林龄小于 20 年的幼龄林(图 1)。随着时间的推移,森林碳汇和林龄呈对数增长率增长[29]。幼龄林和中龄林表现出贡献碳汇和提高生产力的巨大潜力[30],即 NPP 随着林龄的增加而显著增加 。但在未来,随着中国人工林中成熟林和老龄林比例不断上升,碳汇能力不断减弱[30],人工林 NPP 是否还能维持持续不断增长还有待进一步研究。

本研究发现 ET 与林龄之间为正相关,这一结果也与其他研究较为一致[31—32]。至 2015 年,人工林对于整个黄土高原地区的 ET 贡献量基本持平(图 4)。这是因为在人工林的初期阶段,树木处于适应新环境的生长过程中,树冠逐渐形成,叶面积(LAI)较小,根系不发达,因此具有较低的 ET[32]。而随着林龄增加,ET 逐渐增加,并在随后 20—30 a 的轮替期内趋于稳定[32]。这可能与 LAI 对林龄上升的响应遵循不对称曲线有关[33]。这种 LAI 随年龄的衰退主要是由于总初级生产力的衰退和随着年龄的增长自养呼吸的增加造成的[34]。

人工林的 SMC 变化特征与 ET 基本相同,相对于整个区域的百分比均显著增加。到 2015 年,人工林对整个黄土高原地区的 SMC 贡献量基本保持稳定,但仍小于天然林。SMC 变化速率在人工林种植前后变化不大,且均为负值,因此,并不能将人工林视为影响黄土高原地区 SMC 变化速率和变化量的直接影响因素。在干旱和半干旱地区,土壤含水量是限制植被恢复的主要资源,而林龄增加与土壤含水率的负相关关系表明,随着人工林的生长,土壤水分供应受到了一定的制约。随着林龄增加,尽管林分密度逐渐降低,但单树蒸腾量和林下蒸散量的增加仍然造成土壤水分供应和植物利用土壤水分的不平衡[35]。值得注意的是,在黄土高原区域,土壤干旱对植被的影响显著,林分密度和/或冠层密度降至新低,从而减少了树木蒸腾作用[35]。再加上 20 年后生长的人工林冠层低截留和高土壤持水能力和保水性,导致了土壤水分有效性和植物利用土壤水分的不平衡性明显减弱[35]。

3.2　研究不足

本研究运用时空分析方法,提取人工林种植前后净初级生产力、蒸散发和土壤含水率的变化速率和变化量,并探索固碳和水文功能效应指标对林龄的响应机制,对于有效管理和预测黄土高原森林变化具有重要意义。然而,论文工作还存在一些不足之处,因此需要在以下几个方面展开进一步的研究:本研究主要在遥感尺度上评估生态系统固碳和水文调节功能的关键指标及其特征,关注遥感指数在空间或时间上的连续变化。然而,本研究并未对生态系统的组成、结构、功能以及森林生长的实际情况等生态学基础内容进行重点研究。因此,接下来的研究将致力于探索基于遥感影像数据的空间结构指标与生态系统组成、结构等基本属性之间的相关关系,通过构建基于斑块动态和时间序列分析的多维指标来描述生态系统的属性特征。此外,黄土高原地区的人工林在过去 36 年中经历了巨大的时间、空间和属性的变化。本研究侧重于探究生态系统固碳和水文调节功能指标变化的时空格局,但对于这些格局演变的原因尚不清楚。因此,需要进一步整合气候和人类活动变量(如气候、土地利用和二氧化碳施肥)进行研究,以充分了解人工林生态系统服务功能演变的机制。

4　结论

本研究提取了人工林种植前后植被固碳和水文效应指标的空间和时间变化模式,探索了 NPP、ET 和 SMC 对林龄的响应机制。结果表明,人工林的种植与生长对黄土高原的 NPP、ET 和 SMC 均有较为显著的影响:从 2009 年开始,人工林对整个黄土高原地区的 NPP 贡献量超过天然林,成为黄土高原 NPP 增加量的主要来源;到 2015 年,人工林对整个黄土高原地区的 ET、SMC 贡献基本保持稳定,但仍小于天然林。人工林种植前后,SMC 的变化速率变化不大,且均为负值。因此,不能简单地将人工林视为影响黄土高原地区 SMC 变化速率和变化量的直接因素。人工林林龄与 NPP、ET 变化量呈现显著正相关,而与 SMC 变化量呈现显著负相关。通过建立不同年龄等级的人工林将有效减弱树木生长对土壤含水率减少的影响,从而帮助生态系统抵御水循环异常的影响。目前黄土高原人工林多为幼龄林和中龄林,且 ET 和 SMC 的变化趋势逐渐趋于稳定,这种显著相关关系在未来是否会有所持续有待进一步研究。

参考文献(References):

[1] 张碧天, 闵庆文, 焦雯珺, 何思源, 刘某承, 杨伦. 生态系统服务权衡研究进展. 生态学报, 2021, 41(14): 5517-5532.

[2] Qiu H, Zhang J Y, Han H R, Cheng X Q, Kang F F. Study on the impact of vegetation change on ecosystem services in the Loess Plateau, China. Ecological Indicators, 2023, 154: 110812.

[3] Jiang C, Nath R, Labzovskii L, Wang D W. Integrating ecosystem services into effectiveness assessment of ecological restoration program in Northern China's arid areas: insights from the Beijing-Tianjin Sandstorm Source Region. Land Use Policy, 2018, 75: 201-214.

[4] Wu X T, Wei Y P, Fu B J, Wang S, Zhao Y, Moran E F. Evolution and effects of the social-ecological system over a millennium in China's Loess Plateau. Science Advances, 2020, 6(41): eabc0276.

[5] Li T, Wang Q, Liu Y, Lai C H, Lu H, Qiu Y M, Peng L, Tang H. An exploration of sustainability versus productivity and ecological stability in planted and natural forests in Sichuan, China. Land Degradation and Development, 2022, 33(17): 3641-3651.

[6] Sun G, Hallema D, Asbjornsen H. Ecohydrological processes and ecosystem services in the Anthropocene: a review. Ecological Processes, 2017, 6(1): 35.

[7] Bonan G B. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. Science, 2008, 320(5882): 1444-1449.

[8] Glazebrook H S, Robertson A I. The effect of flooding and flood timing on leaf litter breakdown rates and nutrient dynamics in a river red gum (Eucalyptus camaldulensis) forest. Australian Journal of Ecology, 1999, 24(6): 625-635.

[9] Lu F, Hu H F, Sun W J, Zhu J J, Liu G B, Zhou W M, Zhang Q F, Shi P L, Liu X P, Wu X, Zhang L, Wei X H, Dai L M, Zhang K R, Sun Y R, Xue S, Zhang W J, Xiong D P, Deng L, Liu B J, Zhou L, Zhang C, Zheng X, Cao J S, Huang Y, He N P, Zhou G Y, Bai Y F, Xie Z Q, Tang Z Y, Wu B F, Fang J Y, Liu G H, Yu G R. Effects of national ecological restoration projects on carbon sequestration in China from 2001 to 2010. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2018, 115(16): 4039-4044.

[10] 张琨, 吕一河, 傅伯杰. 黄土高原典型区植被恢复及其对生态系统服务的影响. 生态与农村环境学报, 2017, 33(1): 23-31.

[11] 宋进喜, 高隽清, 李晓鑫, 毛瑞晨, 史阿莹. 近20年来黄土高原蒸散发变化规律及其驱动因素. 西北大学学报: 自然科学版, 2023, 53(6): 974-990.

[12] Feng X M, Fu B J, Piao S L, Wang S, Ciais P, Zeng Z Z, Lü Y H, Zeng Y, Li Y, Jiang X H, Wu B F. Revegetation in China's Loess Plateau is approaching sustainable water resource limits. Nature Climate Change, 2016, 6: 1019-1022.

[13] Tian L, Zhang B Q, Chen S Y, Wang X J, Ma X G, Pan B T. Large-scale afforestation enhances precipitation by intensifying the atmospheric water cycle over the Chinese Loess Plateau. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2022, 127(16): e2022jd036738.

[14] Ouyang S, Xiang W H, Wang X P, Xiao W F, Chen L, Li S G, Sun H, Deng X W, Forrester D I, Zeng L X, Lei P F, Lei X D, Gou M M, Peng C H. Effects of stand age, richness and density on productivity in subtropical forests in China. Journal of Ecology, 2019, 107(5): 2266-2277.

[15] Besnard S, Carvalhais N, Arain M A, Black A, de Bruin S, Buchmann N, Cescatti A, Chen J Q, Clevers J G P W, Desai A R, Gough C M, Havrankova K, Herold M, Hörtnagl L, Jung M, Knohl A, Kruijt B, Krupkova L, Law B E, Lindroth A, Noormets A, Roupsard O, Steinbrecher R, Varlagin A, Vincke C, Reichstein M. Quantifying the effect of forest age in annual net forest carbon balance. Environmental Research Letters, 2018, 13(12): 124018.

[16] Gower S T, McMurtrie R E, Murty D. Aboveground net primary production decline with stand age: potential causes. Trends in Ecology & Evolution, 1996, 11(9): 378-382.

[17] Tang J W, Luyssaert S, Richardson A D, Kutsch W, Janssens I A. Steeper declines in forest photosynthesis than respiration explain age-driven decreases in forest growth. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2014, 111(24): 8856-8860.

[18] Liu J B, Gao G Y, Wang S, Jiao L, Wu X, Fu B J. The effects of vegetation on runoff and soil loss: Multidimensional structure analysis and scale characteristics. Journal of Geographical Sciences, 2018, 28(1): 59-78.

[19] Li Y, Piao S L, Li L Z X, Chen A P, Wang X H, Ciais P, Huang L, Lian X, Peng S S, Zeng Z Z, Wang K, Zhou L M. Divergent hydrological response to large-scale afforestation and vegetation greening in China. Science Advances, 2018, 4(5): eaar4182.

[20] Wang C, Wang S, Fu B J, Yang L, Li Z S. Soil moisture variations with land use along the precipitation gradient in the north-south transect of the Loess Plateau. Land Degradation & Development, 2017, 28(3): 926-935.

[21] Meng Y Y, Hou B W, Ding C, Huang L, Guo Y P, Tang Z Y. Spatiotemporal patterns of planted forests on the Loess Plateau between 1986 and 2021 based on Landsat NDVI time-series analysis. GIScience & Remote Sensing, 2023, 60(1): 2185980.

[22] Zhang Y, Hu Q W, Zou F L. Spatio-temporal changes of vegetation net primary productivity and its driving factors on the qinghai-tibetan plateau from 2001 to 2017. Remote Sensing, 2021, 13(8): 1566.

[23] Zhang Y Q, Kong D D, Gan R, Chiew F H S, McVicar T R, Zhang Q, Yang Y T. Coupled estimation of 500 m and 8-day resolution global evapotranspiration and gross primary production in 2002—2017. Remote Sensing of Environment, 2019, 222: 165-182.

[24] Li Q L, Shi G S, Shangguan W, Nourani V, Li J D, Li L, Huang F N, Zhang Y, Wang C Y, Wang D G, Qiu J X, Lu X J, Dai Y J. A 1 km daily soil moisture dataset over China using in situ measurement and machine learning. Earth System Science Data, 2022, 14(12): 5267-5286.

[25] de Beurs K M, Henebry G M. A statistical framework for the analysis of long image time series. International Journal of Remote Sensing, 2005, 26(8): 1551-1573.

[26] Hamed K H, Ramachandra Rao A. A modified Mann-Kendall trend test for autocorrelated data. Journal of Hydrology, 1998, 204(1/2/3/4): 182-196.

[27] Jiang X D, Shen W, Bai X Y. Response of net primary productivity to vegetation restoration in Chinese Loess Plateau during 1986—2015. PLoS One, 2019, 14(7): e0219270.

[28] Liu D, Chen Y, Cai W W, Dong W J, Xiao J F, Chen J Q, Zhang H C, Xia J Z, Yuan W P. The contribution of China's Grain to Green Program to carbon sequestration. Landscape Ecology, 2014, 29(10): 1675-1688.

[29] Zhou W M, Lewis B J, Wu S N, Yu D P, Zhou L, Wei Y W, Dai L M. Biomass carbon storage and its sequestration potential of afforestation under natural forest protection program in China. Chinese Geographical Science, 2014, 24(4): 406-413.

[30] 朴世龙, 何悦, 王旭辉, 陈发虎. 中国陆地生态系统碳汇估算: 方法、进展、展望. 中国科学: 地球科学, 2022, 52(6): 1010-1020.

[31] Yang Y, Anderson M, Gao F, Hain C, Noormets A, Sun G, Wynne R, Thomas V, Sun L. Investigating impacts of drought and disturbance on evapotranspiration over a forested landscape in North Carolina, USA using high spatiotemporal resolution remotely sensed data. Remote Sensing of Environment, 2020, 238: 111018.

[32] Aguilos M, Sun G, Noormets A, Domec J C, McNulty S, Gavazzi M, Minick K, Mitra B, Prajapati P, Yang Y, King J. Effects of land-use change and drought on decadal evapotranspiration and water balance of natural and managed forested wetlands along the southeastern US lower coastal plain. Agricultural and Forest Meteorology, 2021, 303: 108381.

[33] Tian A, Wang Y H, Webb A A, Liu Z B, Ma J, Yu P T, Wang X. Water yield variation with elevation, tree age and density of larch plantation in the Liupan Mountains of the Loess Plateau and its forest management implications. The Science of the Total Environment, 2021, 752: 141752.

[34] He L M, Chen J M, Pan Y D, Birdsey R, Kattge J. Relationships between net primary productivity and forest stand age in U.S. forests. Global Biogeochemical Cycles, 2012, 26(3): B42B-1.

[35] Jia X X, Shao M A, Zhu Y J, Luo Y. Soil moisture decline due to afforestation across the Loess Plateau, China. Journal of Hydrology, 2017, 546: 113-122.