

DOI:10.13671/j.hjkxxb.2019.0122

窦攀峰,左舒翟,任引,等.2019.气候和土地利用/覆被变化对宁波地区生态系统产水服务的影响[J].环境科学学报,39(7):2398-2409

Dou P F, Zuo S D, Ren Y, et al. 2019. The impacts of climate and land use/land cover changes on water yield service in Ningbo region [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 39(7): 2398-2409

## 气候和土地利用/覆被变化对宁波地区生态系统产水服务的影响

窦攀峰<sup>1,2</sup>,左舒翟<sup>1,\*</sup>,任引<sup>1</sup>,戴劭勍<sup>1,2</sup>,云国梁<sup>1</sup>

1. 中国科学院城市环境研究所城市环境与健康重点实验室, 厦门 361021

2. 中国科学院大学, 北京 100049

**摘要:**提供水资源是重要的生态系统服务功能之一,对区域经济和生态系统的可持续发展具有重要作用。近年来,人类活动对水资源的需求量增加,加之水环境污染和水资源浪费现象严重,造成了部分地区的缺水问题。在此背景下,本文以宁波地区为例,研究气候变化和土地利用/覆被变化对生态系统产水服务的影响。首先,利用InVEST模型中的产水量模块,估算了区域的产水量。然后,利用情景分析的方法设计6种情景,分析了气候变化和土地利用/覆被变化对区域产水量的影响。最后,量化了气候和土地利用/覆被变化这2种因素对生态系统产水服务的贡献程度,并讨论了形成机制。研究表明:①2000—2015年,宁波地区的降水量增加了6.44%,潜在蒸散量减少了8.35%。城镇化导致建设用地面积增加了120%,耕地面积减少了22.37%。在气候变化和土地利用/覆被变化的共同作用下,平均产水量增加了10.91%。②气候变化对生态系统产水服务的影响更为显著,而土地利用/覆被变化的影响较小。其中,2000—2015年气候变化对宁波地区产水量的贡献率高达97.56%,而土地利用/覆被变化的贡献率仅为2.44%。③城镇生态系统的产水量高于其他生态系统类型,农田生态系统的产水量高于森林和草地生态系统。因此,城镇化会增加产水量,退耕还林还草会导致产水量的减少。

**关键词:**生态系统服务;产水量;土地利用/覆被变化;InVEST模型;情景分析

文章编号:0253-2468(2019)07-2398-12 中图分类号:X171 文献标识码:A

## The impacts of climate and land use/land cover changes on water yield service in Ningbo region

DOU Panfeng<sup>1,2</sup>, ZUO Shudi<sup>1,\*</sup>, REN Yin<sup>1</sup>, DAI Shaoqing<sup>1,2</sup>, YUN Guoliang<sup>1</sup>

1. Key Laboratory of Urban Environment and Health, Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences, Xiamen 361021

2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049

**Abstract:** Providing water resources is one of the most important ecosystem services functions and plays an important role in the sustainable development of regional economy and ecosystem. In recent years, the increased demand for water resources, water pollution and serious waste of water resources due to the human activities result in the water shortage problems in some areas. Under this background, we used Ningbo region as an example to study the impacts of climate and land use/land cover (LULC) changes on water yield service. Firstly, the water yield module of the InVEST model was used to estimate the water yield in the study area. Secondly, six scenarios were designed to analyze the impacts of climate and LULC changes on regional water yield. Finally, the contribution of two factors on water yield ecosystem services was quantified, including climate and LULC changes, and the formation mechanism was discussed. The results show that: ① From 2000 to 2015, the precipitation increased by 6.44% and the potential evapotranspiration decreased by 8.35% in Ningbo region. Urbanization caused an increase of 120% in construction land area, and 22.37% in the cultivated land area. Under the combined effects of climate and LULC changes, the average water yield increased by 10.91%. ② The impact of climate change on water yield service is more significant than that of LULC change. Specifically, the contribution of climate change to the water yield is as high as 97.56%, while the contribution of LULC change is only 2.44% in Ningbo region from 2000 to 2015. ③ The water yield of urban ecosystem is the highest of any other types of ecosystem. The water yield of farmland ecosystem is higher than that of forest and grassland ecosystem. Therefore, the urbanization would increase the amount of water yield, however the returning farmland to forest or grassland would result in a decrease in water yield.

收稿日期:2018-10-15 修回日期:2019-03-25 录用日期:2019-03-25

**基金项目:**国家重点研发计划(No. 2016YFC0502704);国家自然科学基金(No. 31670645, 31470578, 31200363);国家社会科学基金(No. 17ZDA058);福建省科技厅项目(No. 2016T3032, 2016T3037, 2016Y0083, 2018T3018, 2015Y0083);中国科学院城市环境与健康重点实验室项目(No. KLUEH-C-201701)

**作者简介:** 窦攀峰(1993—),男,E-mail: pfdou@iue.ac.cn; \* 责任作者,E-mail: sdzu@iue.ac.cn

**Keywords:** ecosystem services; water yield; LULC; InVEST model; scenario analysis

## 1 引言( Introduction)

生态系统服务是指生态系统为促进人类的生存和发展而形成的环境条件和效用(Daily, 1997). 生态系统服务是人类生存和发展的基础,与人类福祉密切相关(Costanza *et al.*, 1997). 近年来, 生态系统服务受到广泛关注, 生态系统服务评估研究越来越多(Fisher *et al.*, 2009; Fang *et al.*, 2015). 有研究表明, 在过去的50年中, 2/3的生态系统服务功能出现衰退, 而这种衰退很可能对人类福祉产生巨大的负面影响(Reid *et al.*, 2005). 提供水资源是重要的生态系统服务功能之一, 对区域经济和生态系统的可持续发展具有重要作用(Lang *et al.*, 2017). 随着经济的快速发展和城市化进程的加快, 人类活动对水资源的需求量迅速增加. 与此同时, 水环境污染和水资源浪费现象严重, 这就导致部分地区出现缺水问题(Shomar *et al.*, 2014; Deng *et al.*, 2015; 何伟等, 2018). 水资源短缺将直接影响区域经济和生态系统的可持续发展(Hess *et al.*, 2015; Smith *et al.*, 2015), 在此背景下研究生态系统产水服务的影响因素显得尤为重要.

目前, 学术界对生态系统产水服务还未形成一个公认的定义, 很多研究在产水量、水源供给量和水源涵养量三者之间存在概念混淆(徐洁等, 2016), 不同的概念却都使用相同的计算方法, 导致很多研究失去了可比性. 产水量无明确的定义, 一般认为降雨量减去实际蒸散量即为产水量(孙小银等, 2017; 吴健, 2017). 水源供给量是水源供给服务的量化, 可分为广义上的水源供给量和狭义上的水源供给量. 广义上的水源供给量即为产水量(潘韬等, 2013; 郭洪伟等, 2016; 谢余初等, 2017), 狹义上是指满足特定需求的有效水源供给量, 通过产水量减去特定需求以外的其他用水量得到(Xiao *et al.*, 2015). 水源涵养量是水源涵养功能的量化, 是指森林生态系统通过林冠层截留降水、枯落物层吸收水分和土壤层蓄渗降水, 实现对降水的再分配, 从而达到调节径流、净化水质等功能(侯贵荣等, 2018; 侯晓臣等, 2018). 有研究直接用产水量表征水源涵养量, 有研究利用产水量通过公式计算得到水源涵养量(王玉纯, 2018). 水源供给和水源涵养是综合的概念, 而产水量是两者的基础, 本文主要研究的是广义上的水源供给服务, 即产水量.

有研究表明, 产水量受气候变化和土地利用/覆被变化的综合影响(潘韬等, 2013; Sun *et al.*, 2015; 徐洁等, 2016). 气候变化可以通过改变流域的降水和蒸散发(太阳辐射、温度和降水)来影响产水量(Legesse *et al.*, 2003). 土地利用/覆被变化会改变流域水循环, 影响蒸散作用、下渗过程和持水模型, 进而影响到产水量(Sharp *et al.*, 2015). Gao等(2017)研究了土地利用变化如何影响水相关的生态系统服务, 发现建设用地的增加会提高产水量. Pessacg等(2015)通过评估流域的产水量, 发现降水量变化会导致产水量的显著差异. Nie等(2011)研究了土地利用变化对水资源的影响, 发现城市化增加了产水量.Zhan等(2011)估算了密云水库上游的水资源量, 认为土地利用变化是该地区产水量变化的主要驱动力. 总之, 这些研究表明气候和土地利用变化都对生态系统产水服务有着深远影响. 但大多数研究只关注气候或土地利用/覆被变化单个因素对产水量的影响, 很少有研究综合评估两者对产水量的影响, 另外对两者贡献程度量化的研究也较少.

有多种模型可以评估水相关的生态系统服务, 包括InVEST模型(Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs)、SWAT模型(Soil and Water Assessment Tool)和ARIES模型(Artificial Intelligence for Ecosystem Services). 与SWAT和ARIES模型相比, InVEST模型更适合评估土地利用/覆被变化对生态系统服务的影响(Vigerstol *et al.*, 2011), 在世界范围内应用广泛.Gao等(2017)利用InVEST模型评估了中国北京桂水河流域土地利用变化对水相关生态系统服务(产水、水质净化和水土保持)的影响.Lang等(2017)利用InVEST模型评估了中国三岔河流域生态系统产水服务对气候和土地利用变化的响应.Xiao等(2015)利用InVEST模型评估了中国重庆地区水流量调节的变化.Polasky等(2011)使用InVEST模型评估了明尼苏达州不同土地利用情景下的生态系统服务.InVEST模型已被证明能够可靠地评估多种生态系统服务, 包括与水相关的生态系统服务(Logsdon *et al.*, 2013).

情景分析可以模拟不同情景下气候变化和土地利用/覆被变化对生态系统服务的影响, 为最优的生态系统服务方案提供决策信息(Bennett *et al.*,

2009; Geneletti, 2013). Gao 等(2017)设计了 4 种土地利用方案,评估未来土地利用变化对水相关生态系统服务的影响,研究发现土壤保持会增加产水量。Lang 等(2017)设计 3 种情景对产水量变化进行模拟,发现降水变化对产水量影响显著。Polasky 等(2011)评估了多种土地利用变化情景对美国明尼苏达州水质的影响,发现农业扩张会导致水质的显著下降。

本文以宁波地区为例,研究气候变化和土地利用/覆被变化对生态系统产水服务的影响。首先,利用 InVEST 模型中的产水量模块估算区域的产水量。然后,利用情景分析的方法设计 6 种情景,分析气候变化和土地利用/覆被变化对区域产水量的影响。最后,量化 2 种因素对生态系统产水服务的贡献程度。

## 2 方法与数据 (Methods and data)

### 2.1 研究区域概况

宁波市位于中国海岸线中段,长三角南翼,浙江省东北部 ( $120^{\circ} 55' \sim 122^{\circ} 16' E$ ,  $28^{\circ} 51' \sim 30^{\circ} 33' N$ ),北濒杭州湾,东邻舟山群岛,流域面积 6981  $km^2$ 。地势西南高、东北低,地貌主要分为平原 (40.3%)、丘陵 (25.2%)、山地 (24.9%) 和盆地 (8.1%)。宁波地区属亚热带季风气候,温和湿润,四季分明,年平均气温  $16.4^{\circ} C$ ,年平均降水量 1502.86 mm,年平均蒸散量 661.88 mm,主要河流有余姚江、奉化江和甬江。宁波市下辖海曙区、江北区、北仑区、镇海区、鄞州区、奉化区、余姚市、慈溪市、象山县和宁海县 10 个县级行政区,2017 年人口为 800.5 万,人均 GDP 达到 124017 元,是长三角城市群的重要城市之一。

### 2.2 研究方法

**2.2.1 产水量模型** 本文利用 InVEST 模型中的产水量模块计算区域产水量。InVEST 模型是美国自然资本项目组开发的,用于评估生态系统服务,为生态系统管理提供决策方案的一套模型系统,主要包括产水量、碳储量、生境风险评估和侵蚀防护模型等。产水量模型主要基于 Budyko 水热耦合平衡假设,模型假设除了蒸散发以外的其他水都到达流域出水口。模型以年为时间单位,以栅格单元为单位进行计算。模型假设是建立在小流域尺度水文过程上,最后以小流域为单位输出结果(Sharp *et al.*, 2015)。流域内每个栅格单元  $x$  的年产水量  $Y(x)$  的计算公式如下:

$$Y(x) = \left\{ 1 - \frac{AET(x)}{P(x)} \right\} \times P(x) \quad (1)$$

式中,AET( $x$ )为栅格单元  $x$  的年实际蒸散量, $P(x)$  为栅格单元  $x$  的年降水量。不同土地利用/覆被类型的植被蒸散发,采用 Zhang 等(2004)提出的计算公式:

$$\frac{AET(x)}{P(x)} = 1 + \frac{PET(x)}{P(x)} - \left\{ 1 + \left\{ \frac{PET(x)}{P(x)} \right\}^w \right\}^{1/w} \quad (2)$$

式中,PET( $x$ )为潜在蒸散量, $w(x)$  为自然气候-土壤性质的非物理参数。

$$PET(x) = K_c(l_x) \times ET_0(x) \quad (3)$$

式中, $K_c(l_x)$  为栅格单元  $x$  中土地利用/覆被类型的蒸散系数,取值范围在 0 到 1.5 之间,ET<sub>0</sub>( $x$ )为栅格单元  $x$  的参考作物潜在蒸散发,采用改进的 Hargreaves 公式(Droogers *et al.*, 2002)计算:

$$ET_0 = 0.0013 \times 0.408 \times RA \times (T_{av} + 17) \times (TD - 0.0123P)^{0.76} \quad (4)$$

式中,RA 为太阳辐射量, $T_{av}$  为日最高气温和最低气温的平均值,TD 为日最高气温和最低气温的差值, $P$  为月降水量。

$w(x)$  是经验参数,基于全球数据的  $w(x)$  公式亟待进一步探讨,InVEST 模型采用 Donohue 等(2012)提出的计算公式:

$$w(x) = Z \frac{AWC(x)}{P(x)} + 1.25 \quad (5)$$

$$AWC(x) = \text{Min}(\text{Rest.layer.depth}, \text{root.depth}) \times PAWC \quad (6)$$

式中,PAWC 为植物可利用含水量,即田间持水量和萎蔫点之间的差值,采用 Zhou 等(2005)提出的经验公式计算:

$$PAWC = 54.509 - 0.132SAND - 0.003(SAND)^2 - 0.055SILT - 0.006(SILT)^2 - 0.738CLAY + 0.007(CLAY)^2 - 2.699OM + 0.501(OM)^2 \quad (7)$$

式中,SAND 为土壤沙粒含量,SILT 为土壤粉粒含量,CLAY 为土壤粘粒含量,OM 为土壤有机质含量。

**2.2.2 气候变化和土地利用/覆被变化情景** 利用 InVEST 模型中的产水量模块,计算得到 2000、2010 和 2015 年宁波地区的产水量。为了更好地研究气候变化和土地利用/覆被变化对产水量的影响,利用

情景分析的方法,设计6种情景(表1).真实情景为2000、2010和2015年宁波地区气候和土地利用/覆被的实际情况.气候变化情景设定土地利用/覆被不发生变化,用来研究气候变化对生态系统产水服务的影响.为了深入研究不同时间段气候变化对生态系统产水服务的影响,把2000—2015年细分为2000—2015年、2000—2010年和2010—2015年3个时间段,分别对应气候变化情景下的情景1、情景2和情景3.以情景1为例,情景1的气候要素为2015年数据,土地利用/覆被为2000年数据,与

2000年真实情景相比,土地利用/覆被数据不变,气候要素发生变化,可研究2000—2015年气候变化对产水量的影响.土地利用/覆被变化情景下的气候要素不变,可研究土地利用/覆被变化对生态系统产水服务的影响.2000—2015年、2000—2010年和2010—2015年3个时间段,分别对应土地利用/覆被变化情景下的情景4、情景5和情景6.通过将6种情景与真实情景进行比较,揭示不同时间段气候变化和土地利用/覆被变化对生态系统产水服务的影响.

表1 气候变化和土地利用/覆被变化情景

Table 1 Scenarios of climate change and land use/land cover change

因素	真实情景			气候变化情景			土地利用/覆被变化情景		
	2000	2010	2015	情景1	情景2	情景3	情景4	情景5	情景6
气候要素	2000	2010	2015	2015	2010	2015	2000	2000	2010
土地利用/覆被	2000	2010	2015	2000	2000	2010	2015	2010	2015

根据不同情景下的产水量变化,气候变化和土地利用/覆被变化对生态系统产水服务的贡献程度可以用以下公式进行量化:

$$R_c = \frac{C}{C + L} \times 100\% \quad (8)$$

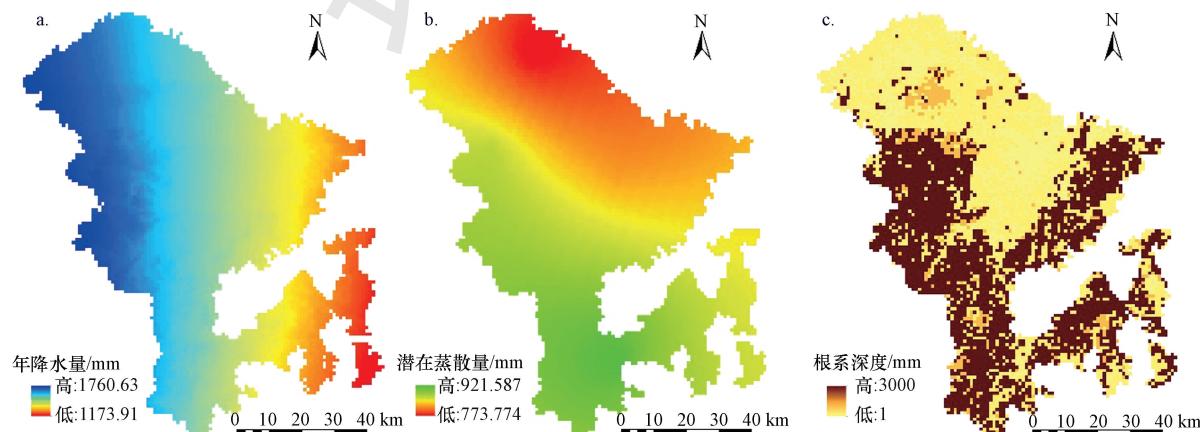
$$R_L = \frac{L}{C + L} \times 100\% \quad (9)$$

式中, $R_c$ 为气候变化对生态系统产水服务的贡献率, $R_L$ 为土地利用/覆被变化对生态系统产水服务的贡献率, $C$ 是气候变化情景下产水量的变化量, $L$ 是土地利用/覆被变化情景下产水量的变化量.

### 2.3 数据来源与处理

本研究所需要的数据主要包括气象数据、土地利用/覆被数据、土壤数据、数字高程数据(DEM)

等.其中,年降水量( $P$ )来源于中国科学院资源环境科学数据中心(<http://www.resdc.cn>),基于研究区域内多个气象站点的日观测数据,利用ANUSPLIN软件进行空间插值得到(图1a).气温和太阳辐射数据来源于中国气象数据网(<http://data.cma.cn>),利用改进的Hargreaves公式(Droogers *et al.*, 2002)进行计算,并通过克里金插值得到整个研究区的潜在蒸散量( $ET_0$ )栅格数据(图1b).土壤深度和土壤质地数据来源于寒区旱区科学数据中心(<http://westdc.westgis.ac.cn>),土壤的根系最大埋藏深度用土壤深度数据代替(Sharp *et al.*, 2015)(图1c).植物可利用水量(PAWC)根据土壤质地数据,结合经验公式(Zhou 等, 2005)计算得到(图1d).土地利用/覆被(LULC)数据来源于中国科学院资源环境数据



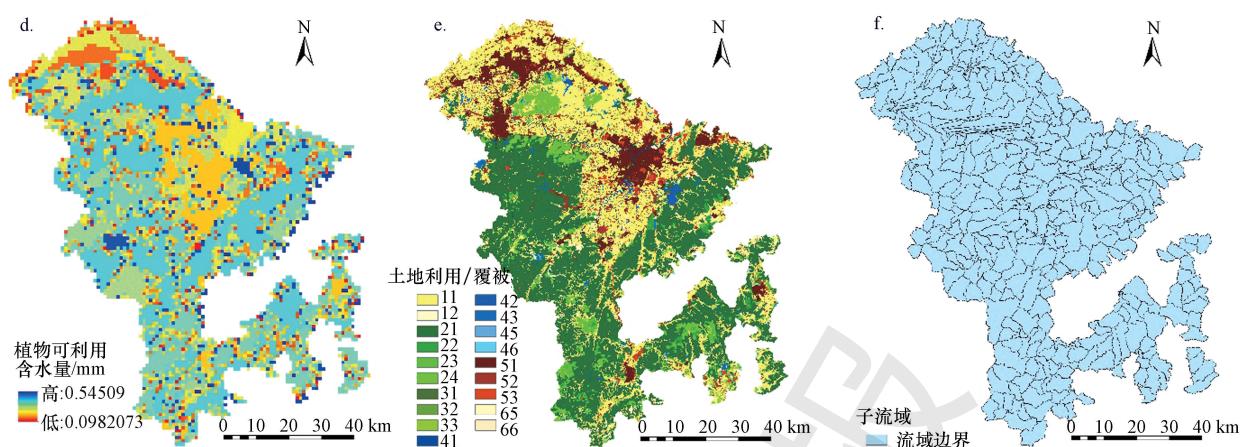


图 1 2015 年产水量模型输入数据  
Fig.1 Input data of water yield model in 2015

中心 (<http://www.resdc.cn>)，包括 2000、2010 和 2015 年(图 1e)3 期，数据生产制作是以 Landsat TM/ETM 遥感影像为主要数据源，通过人工目视解译生成。DEM 数据来源于地理空间数据云 (<http://www.gscloud.cn>)，利用 SWAT 模型进行子流域划分，得到宁波地区 393 个小流域(图 1f)。生物物理系数(表 2)包括生态系统类型、蒸散系数( $K_e$ )和根系深度等。其中，蒸散系数采用联合国粮农组织的参考值 (<http://www.fao.org/docrep/X0490E/x0490e0b.htm>)，根系深度采用标准作物系数 (Allen *et al.*, 1998)。

表 2 生物物理系数表

Table 2 Biophysical coefficient table

一级分类	二级分类	蒸散系数	根系深度/mm
农田生态系统	水田	0.7	2000
	旱地	0.5	300
森林生态系统	有林地	1	3000
	疏林地	0.85	1000
	其他林地	0.85	1000
灌丛生态系统	灌木林地	1	3000
草地生态系统	高覆盖草地	0.65	1700
	中覆盖草地	0.5	1300
	低覆盖草地	0.3	1000
湿地生态系统	河渠	1	1
	湖泊	1	1
	水库坑塘	1	1
	滩涂	0.5	1000
	滩地	0.5	1000
城镇生态系统	城镇用地	0.3	1
	乡镇居民点	0.5	100
	其他建设用地	0.3	1
裸地生态系统	裸土地	0.5	10
	裸岩石砾地	0.2	10

## 2.4 模型校验

本研究通过使用高质量输入数据和利用实测数据调整输入参数的方法保证模型输出结果的准确性。气象数据包括年降水量和年潜在蒸散量两部分。其中，年降水量使用的是中国科学院资源环境科学数据中心的数据产品，有较高的精度保障。年潜在蒸散发的原始气象站点数据来源于中国气象数据网，通过对克里金法、反距离权重法、径向基函数、全局多项式和含障碍的插值法 5 种插值方法的均方根误差(表 3)，选择误差最小的克里金插值方法，获得整个研究区的栅格数据。土地利用/覆被数据是中国科学院资源环境科学数据中心的数据产品，来源于中国土地利用现状遥感监测数据库，该数据库是目前我国精度最高的土地利用遥感监测数据产品，已经在国家土地资源调查、水文、生态研究中发挥着重要作用。

表 3 潜在蒸散量不同空间插值方法的均方根误差

Table 3 Root mean square error of different spatial interpolation methods for  $ET_0$  mm

年份	克里金	反距离权重	径向基函数	全局多项式	含障碍的插值法
2000	90.34	98.33	97.09	93.11	99.48
2010	87.22	94.94	93.74	89.90	96.05
2015	82.79	90.12	88.98	85.34	91.18

产水量模型中的输入参数  $Z$  为季节常数，代表区域降水分布和其他水文地质特征，取值范围为 1 到 10 之间 (Zhang *et al.*, 2001)。Budyko 干燥度指数理论表明， $Z$  值越高，模型结果受季节常数  $Z$  影响越

小(Zhang et al., 2004).根据宁波市水资源公报,宁波地区多年平均地表水资源量为 $73.36 \times 10^8 \text{ m}^3$ .经过多次调整,当Z值为3时,产水量达到了实际地表水资源量的97.04%,整体误差最小,模型模拟效果最优.

### 3 结果与分析(Results and analysis)

#### 3.1 宁波地区气候要素变化

产水量模型的气候要素主要包括降水量和潜在蒸散量.2000、2010和2015年宁波地区降水量分别为1391.94、1635.00和1481.64 mm.其中,2010年的降水量最大,2000年的降水量最小.与2000年相

比,2015年的降水量增加了89.70 mm(6.44%),2010年的降水量增加了243.06 mm(17.46%).与2010年相比,2015年的降水量减少了135.36 mm(9.38%).2000、2010和2015年宁波地区潜在蒸散量分别为688.97、665.19和631.47 mm.其中,2000年的潜在蒸散量最大,2015年的最小.与2000年相比,2015年的潜在蒸散量减少了57.5 mm(8.35%),2010年的潜在蒸散量减少了23.78 mm(3.45%).

#### 3.2 宁波地区土地利用/覆被变化

2000—2015年期间,快速城镇化导致宁波地区土地利用/覆被发生了巨大变化(图2,表4).2015年,林地面积占宁波地区总面积的48.10%,是最主

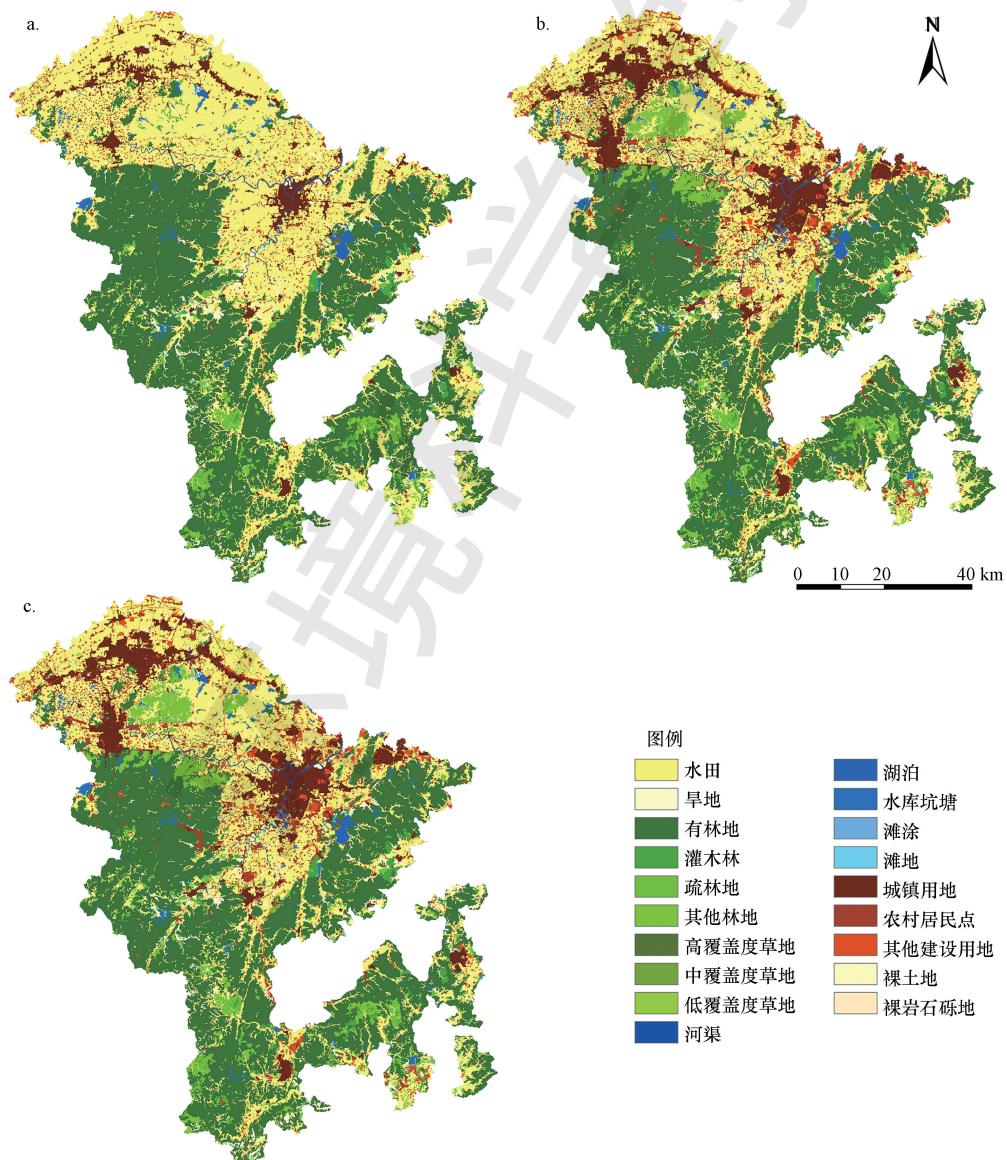


图2 2000(a)、2010(b)和2015(c)年宁波地区土地利用/覆被变化  
Fig.2 Land use/land cover change in Ningbo region in 2000(a), 2010(b) and 2015(c)

表 4 2000—2015 年宁波地区土地利用/覆被转移矩阵

Table 4 Land use/land cover transition matrix in Ningbo region from 2000 to 2015

km<sup>2</sup>

		耕地	林地	草地	水域	建设用地	未利用地	总计
2015								
2000	耕地	2254	130 <sup>1</sup>	1	23	579	0	2986
	林地	39 <sup>2</sup>	3216	5	3	41	0	3305
	草地	1	5	63	0	1	0	70
	水域	3	3	0	112	2	0	120
	建设用地	20	5	0	1	472	0	498
	未利用地	0	0	0	0	0	1	2
	总计	2318	3358	70	139	1094	2	6981
2010								
2000	耕地	2473	20	1	19	473	0	2986
	林地	25	3237	4	2	36	0	3305
	草地	1	2	67	0	0	0	70
	水域	2	1	0	117	1	0	120
	建设用地	10	1	0	0	487	0	498
	未利用地	0	0	0	0	0	2	2
	总计	2511	3261	72	139	997	2	6981
2015								
2010	耕地	2241	128	1	7	133	0	2511
	林地	35	3210	3	2	10	0	3261
	草地	1	5	66	0	0	0	72
	水域	5	3	0	129	2	0	139
	建设用地	37	12	0	1	947	0	997
	未利用地	0	0	0	0	0	1	2
	总计	2318	3358	70	139	1094	2	6981

注: 1. 2000 年,有 130 km<sup>2</sup> 的耕地转出为林地,有 23 km<sup>2</sup> 的耕地转出为水域,其余类同. 2. 2000 年有 39 km<sup>2</sup> 的林地转入为 2015 年的耕地,其余类同.

要的土地利用/覆被类型,主要分布在西南、东南和南部地区.耕地占总面积的 33.20%,建设用地占总面积的 15.67%,主要分布在中部和北部地区.此外,水域、草地和未利用地的面积相对较小,各占 5%以下.2000—2015 年期间,伴随着城镇化进程,建设用地面积从 2000 年的 498 km<sup>2</sup> 扩大到 2010 年的 997 km<sup>2</sup>,再到 2015 年的 1094 km<sup>2</sup>,15 年增加了 596 km<sup>2</sup>(120%),主要是由耕地(579 km<sup>2</sup>)和林地(41 km<sup>2</sup>)转变而来.林地面积由 2000 年的 3305 km<sup>2</sup>,到 2010 年的 3261 km<sup>2</sup>,再到 2015 年的 3358 km<sup>2</sup>,15 年增加了 53 km<sup>2</sup>(1.60%),主要由耕地(130 km<sup>2</sup>)转变而来.这一时期的耕地面积大幅减少,从 2000 年的 2896 km<sup>2</sup>,到 2010 年的 2511 km<sup>2</sup>,再到 2015 年的 2318 km<sup>2</sup>,15 年减少了 668 km<sup>2</sup>(22.37%),主要转变为建设用地(579 km<sup>2</sup>)和林地(130 km<sup>2</sup>).耕地向建设用地的转变,主要是由于城镇化和工业化对土地的需求增加.耕地向林地的转变,可能是受到生态环境保护政策和退耕还林政策的影响.2000—2015 年期间,水域、草地和未利用地的变化相对较小,用地

类型之间的转变不强烈.另外,建设用地、耕地和水域在 2000—2010 年的平均年际变化大于 2010—2015 年,而林地、草地和未利用地与之相反,在 2000—2010 年的平均年际变化小于 2010—2015 年.

### 3.3 宁波地区产水量变化

利用经典的生态系统分类并结合研究区域的实际情况,将宁波地区生态系统划分为农田、森林、灌丛、草地、湿地、城镇、裸地共 7 个一级类型,利用 InVEST 模型计算得到宁波地区生态系统产水量.在气候变化和土地利用/覆被变化的共同作用下,2000、2010 和 2015 年宁波地区的平均产水量分别为 917.61、1146.47 和 1017.72 mm(图 3).其中,2010 年的平均产水量最大,2000 年的最小.与 2000 年相比,2015 年的平均产水量增加了 100.11 mm(10.91%),2010 年增加了 228.86 mm(24.94%).与 2010 年相比,2015 年的平均产水量减少了 128.75 mm(11.23%).2000—2010 年期间,平均产水量的年际变化量为 22.89 mm,低于 2010—2015 年期间的 25.75 mm.

从生态系统类型来看(表5),2000年不同生态系统类型的产水量从大到小依次排序为城镇、农田、湿地、灌丛、裸地、草地、森林。2010年,依次为城镇、裸地、草地、农田、灌丛、湿地、森林。2015年,依次为城镇、农田、湿地、裸地、草地、灌丛、森林。整体

来看,城镇和农田生态系统的产水量较高,而森林、灌丛和草地生态系统的产水量较低。从空间分布来看,宁波地区平均产水量的高值区域主要分布在中部和北部地区,且有从中部往北部地区转移的趋势,低值区域主要分布在西南和东南地区。

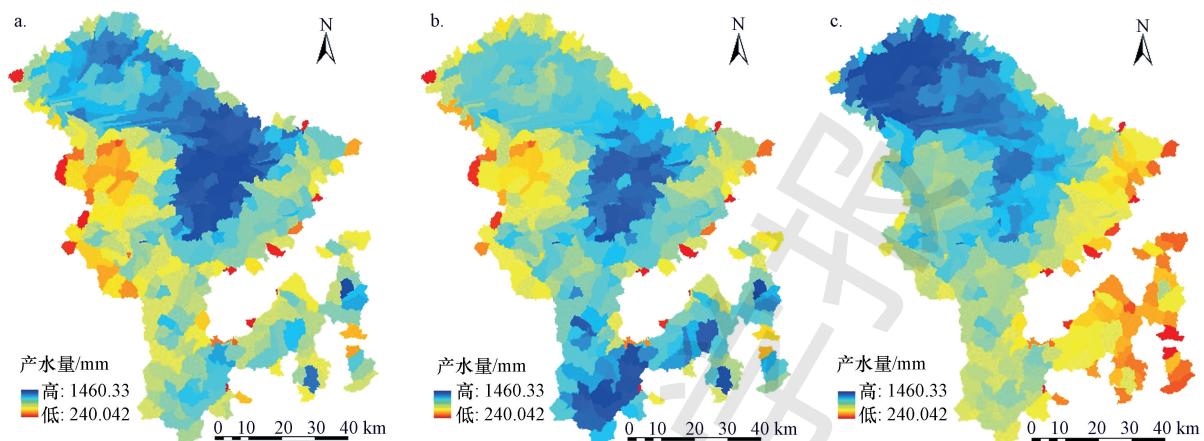


图3 2000(a)、2010(b)和2015(c)年宁波地区产水量

Fig.3 Water yield in Ningbo region in 2000(a), 2010(b) and 2015(c)

表5 不同情景下宁波地区各生态系统类型产水量

Table 5 Water yield of ecosystem types in Ningbo region under different scenarios

生态系统类型	产水量(真实情景)			产水量(气候变化情景)			产水量(土地利用/覆被变化情景)		
	2000	2010	2015	情景1	情景2	情景3	情景4	情景5	情景6
农田	947.25	1164.01	1012.15	1035.84	1171.51	1017.80	933.35	934.82	1164.75
森林	869.87	1105.73	858.13	893.29	1109.61	899.95	877.16	868.40	1108.93
灌丛	891.77	1146.32	890.49	861.72	1146.47	863.87	884.57	886.70	1146.90
草地	885.27	1167.89	892.58	892.07	1181.76	898.70	882.72	882.10	1170.76
湿地	932.51	1111.84	958.84	991.60	1131.47	974.31	906.02	912.39	1113.91
城镇	987.26	1190.65	1133.46	1113.78	1178.13	1127.12	999.09	995.21	1192.45
裸地	886.40	1188.13	953.74	954.80	1187.34	955.63	885.58	887.56	1188.88
宁波地区	917.61	1146.47	1017.72	1019.45	1149.50	1016.53	915.06	913.91	1147.75

#### 3.4 气候变化对产水量的影响

气候要素变化主要通过影响降水和潜在蒸散发(太阳辐射、温度和降水),进而影响产水量。在气候变化情景下,土地利用/覆被不发生变化,情景1(图4a)的平均产水量为1019.45 mm,比2000年真实情景增加了101.84 mm(11.10%),其中,农田、森林、草地、湿地、城镇和裸地生态系统增加了产水量,灌丛生态系统减少了产水量。高值区域从中部转移到西北地区,东南地区的低值区域也更加显著。情景2(图4b)的平均产水量为1149.50 mm,比2000

年真实情景增加了231.89 mm(25.27%),所有类型的生态系统产水量都有所增加,其中裸地生态系统产水量增加的最多。情景3(图4c)的平均产水量为1016.53 mm,比2010年真实情景减少了129.94 mm(11.33%),所有类型的生态系统产水量都有所减少,其中灌丛生态系统产水量减少的最多。产水量随着气候要素变化而增加或减少,降水量增加,产水量也会随之增加,降水量减少,产水量也会随之减少。一般情况下,产水量会随着潜在蒸散量的减少而增加。

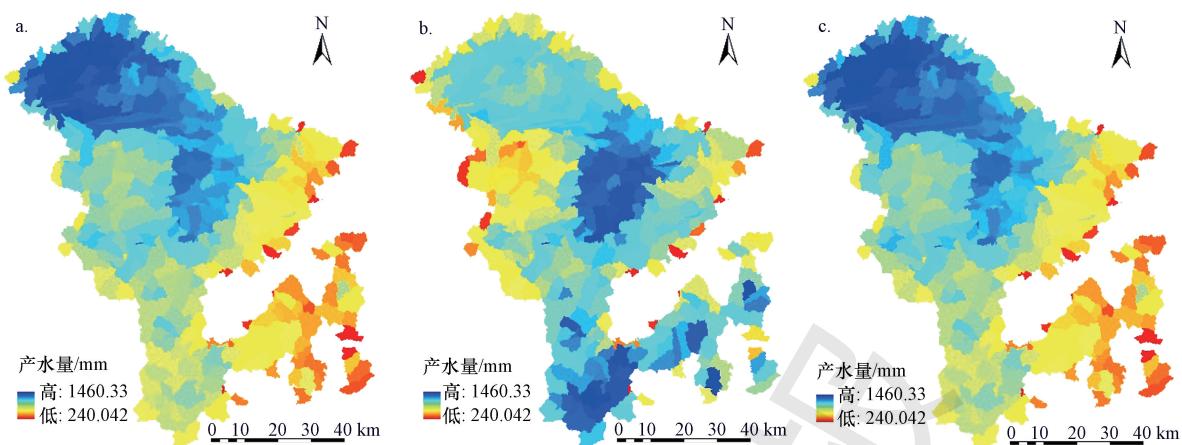


图4 气候变化情景下宁波地区的产水量(a.情景1;b.情景2;c.情景3)

Fig.4 Water yield in Ningbo region under climate change scenarios (a. scenario 1; b. scenario 2; c. scenario 3)

### 3.5 土地利用/覆被变化对产水量的影响

土地利用/覆被变化会改变流域水循环,影响蒸散作用、下渗过程和持水模型,从而影响到产水量。在土地利用/覆被变化情景下,气候不发生变化,情景4(图5a)的平均产水量为915.06 mm,比2000年真实情景减少了2.55 mm(0.28%),其中,湿地、农田、草地、灌丛和森林生态系统的产水量减少,城镇和裸地生态系统的产水量增加。情景5(图

5b)的平均产水量为913.91 mm,比2000年真实情景减少了3.70 mm(0.40%),其中,湿地、农田、草地、灌丛和森林生态系统的产水量减少,城镇和裸地生态系统的产水量增加。情景6(图5c)的平均产水量为1147.75 mm,比2010年真实情景增加了1.28 mm(0.11%),其中,草地、湿地、森林、城镇、裸地和农田生态系统的产水量增加,灌丛生态系统的产水量减少。

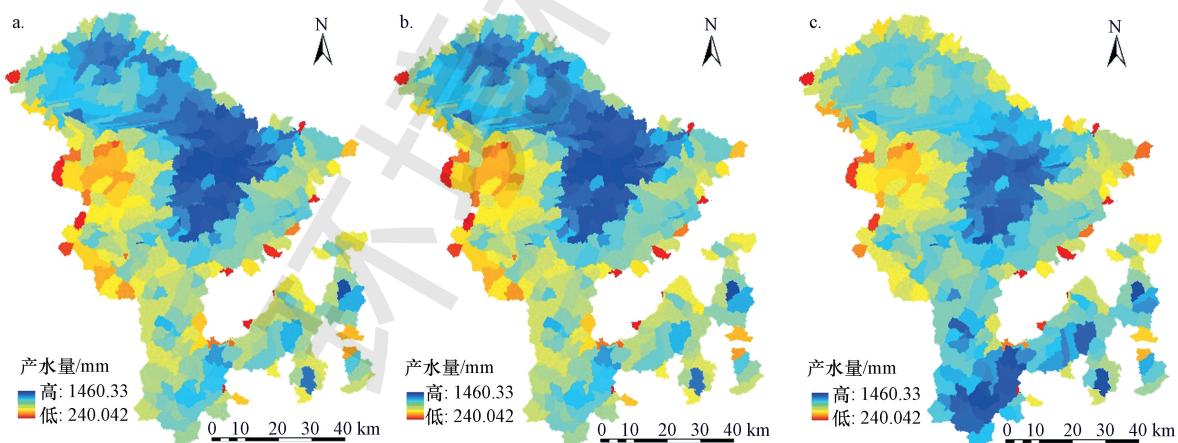


图5 土地利用/覆被变化情景下宁波地区的产水量(a.情景4;b.情景5;c.情景6)

Fig.5 Water yield in Ningbo region under land use/land cover change scenarios (a. scenario 4; b. scenario 5; c. scenario 6)

### 3.6 贡献程度量化

2000—2015年期间,气候变化对宁波地区产水量的贡献率高达97.56%,而土地利用/覆被变化对产水量的贡献率仅为2.44%。2000—2010年期间,气候变化对产水量的贡献率为98.43%,土地利用/覆

被变化的贡献率为1.57%。2010—2015年气候变化对产水量的贡献率为99.02%,土地利用/覆被变化的贡献率为0.98%。3个时间段,气候变化对宁波地区产水量的贡献率都在97%以上,土地利用/覆被变化对产水量的贡献率都在3%以下。很明显,气候

变化对产水量的贡献率远远高于土地利用/覆被变化,气候变化对生态系统产水的影响更为显著,而土地利用/覆被变化的影响较小。

#### 4 讨论(Discussion)

本研究表明,气候变化对生态系统产水服务的影响更为显著,而土地利用/覆被变化的影响较小,与 Pessacg 等(2015)的研究结果一致。Lang 等(2017)研究得到降雨变化对三岔河流域产水量的影响高达 97.44%,而土地利用变化的影响仅为 2.56%。本研究中,2000—2015 年气候变化对宁波地区产水量的贡献率为 97.56%,土地利用/覆被变化的贡献率为 2.44%。根据水量平衡原理,降水和实际蒸散发是决定产水量的两个重要环节。降水是气候要素变化的重要变量,实际蒸散量受到气候条件和土地利用/覆被的综合影响。气候要素主要受到自然条件的控制,人为因素对降水量的影响较小。土地利用/覆被变化受人类活动的影响较大,但对产水量的影响较小,可能是因为变化过程复杂(Nie et al., 2011),不同的土地利用/覆被类型之间的转移可能会导致产水量增加或减少,从而导致总体效果的不显著。本文的实验设计只能分析各种土地利用/覆被类型的总体变化对产水量的影响,不能分析单个土地利用类型的影响。因此,单个土地利用类型的变化,例如耕地向建设用地的转变(城镇化)对产水量的影响也是下一步研究的重点。

本研究发现,城镇和农田生态系统的产水量较高,而森林、灌丛和草地生态系统的产水量较低,与 Gao 等(2017)的研究结果一致。不同生态系统类型的产水量高低主要受到蒸散作用、下渗过程和持水模型的影响(Sharp et al., 2015)。城镇生态系统的地面一般由混凝土、沥青和水泥等物质组成,形成不透水地表,降水到达不透水地表后易于迅速形成径流(Lang et al., 2017),减少了水量下渗,因此产水量较高。森林生态系统通过林冠层截留降水、枯落物层吸收降水、土壤层蓄渗降水,实现了对降雨的再分配,减小了地表径流(侯桂荣等,2018),因此产水量较低。农田和草地生态系统对降雨的调节作用与森林生态系统类似,但农田由于植物密度和根系深度等原因,调节作用可能小于森林和草地,因此农田的下渗水量小于森林和草地,产水量相对较高。刘朝顺等(2009)利用 MODIS 数据估算了区域地表蒸散,研究发现城镇生态系统的蒸散量最小。城镇生态系

统的蒸散量和下渗水量都较小,导致城镇的产水量高于其他生态系统类型,所以其他生态系统类型向城镇的转变都会导致产水量的增加。城镇化会导致城镇生态系统面积的增加,进而增加产水量,但由于城镇区域是不透水地表,降水到达地面后大多是进入城市排水管道,难以被人类利用(徐洁等,2016),因此如何有效利用降水,提高水资源的有效供给是问题的关键所在。农田生态系统的蒸散量和森林、草地相当,但下渗水量小于森林和草地,所以农田的产水量高于森林和草地。森林和草地的蒸散量较大,加上对降水的调节,导致了较低的产水量。退耕还林还草政策会使得农田向森林和草地转移,从而导致产水量的减少,因此退耕还林还草方案的制定要同时考虑到自然生态系统的可持续发展和人类活动的用水需求。

土地利用/覆被变化是生态系统服务变化的重要驱动力,其对生态系统服务的影响受到越来越多的关注。目前国内外的研究大多是基于土地利用/覆被来进行生态系统服务评估(傅伯杰等,2014;徐洁等,2016;Gao et al., 2017)。土地利用/覆被变化是生态系统服务变化的驱动起因,但不一定是变化的结果。土地利用变化会导致生态系统类型发生变化,进而导致生态系统服务发生变化,但生态系统服务的变化并不一定都是土地利用类型(生态系统类型)变化引起的,也可能是生态系统质量变化造成的(卢慧婷等,2018)。

本文利用的是 InVEST 模型的产水量模块来开展研究,一些因素会影响到生态系统服务估算的准确性。模型中的部分输入数据,例如植物可利用含水量、潜在蒸散量等是根据经验公式计算得到,然而选择不同的经验公式就会得到不同的结果。季节常数 Z 是根据当地的实际水资源量进行对比和调节,以最优的拟合效果作为输入参数,不同地区的 Z 值也存在差别。降水量和潜在蒸散量等模型输入数据是通过空间插值得到,而使用不同的插值方法也会造成一定的误差。针对不同的研究区域,应结合当地实际情况,选择最优的经验公式和误差最小的插值方法,通过优化模型参数来提高模型的模拟精度。另外,本研究利用的是 InVEST 模型的年度产水量模块,不考虑水量的季节性变化,时间分辨率不高,季节性产水量是下一步研究的重点。

#### 5 结论(Conclusions)

1)与 2000 年相比,2015 年宁波地区的降水量

增加了 89.70 mm(6.44%),潜在蒸散量减少了 57.5 mm(8.35%).快速城镇化导致宁波地区土地利用/覆被发生了巨大变化,2000—2015 年建设用地面积增加了 596 km<sup>2</sup>(120%),耕地面积减少了 668 km<sup>2</sup>(22.37%).在气候变化和土地利用/覆被变化的共同作用下,2000、2010 和 2015 年宁波地区的平均产水量分别为 917.61、1146.47 和 1017.72 mm.与 2000 年相比,2015 年的平均产水量增加了 100.11 mm(10.91%).

2)气候变化对生态系统产水服务的影响更为显著,而土地利用/覆被变化的影响较小.其中,2000—2015 年气候变化对宁波地区产水量的贡献率高达 97.56%,而土地利用/覆被变化的贡献率仅为 2.44%.土地利用/覆被变化对产水量生态系统服务的影响不显著可能与变化过程复杂有关.

3)城镇生态系统的产水量高于其他生态系统类型,农田生态系统的产水量高于森林和草地生态系统.因此,城镇化会增加产水量,退耕还林还草会导致产水量的减少.

#### 参考文献(References):

- Allen R G, Pereira L S, Raes D, et al. 1998. Crop Evapotranspiration: Guidelines for Computing Crop Water Requirements; FAO Irrigation and Drainage Paper 56 [OL]. 2018-10-10. <http://www.fao.org/docrep/x0490e/x04a0e00.htm>
- Bennett E M, Peterson G D, Gordon L J. 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services[J]. Ecology Letters, 12(12): 1394-1404
- Costanza R, D'Arge R, Groot R D, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital [J]. World Environment, 25 (1): 3-15
- Daily G C. 1997. Nature's services: societal dependence on natural ecosystems[J]. Pacific Conservation Biology, 6(2): 220-221
- Deng X Z, Zhao C H. 2015. Identification of water scarcity and providing solutions for adapting to climate changes in the Heihe River Basin of China[J]. Advances in Meteorology, (7): 1-13
- Donohue R J, Roderick M L, McVicar T R. 2012. Roots, storms and soil pores: Incorporating key ecohydrological processes into Budyko's hydrological model[J]. Journal of Hydrology, 436: 35-50
- Droogers P, Allen R G. 2002. Estimating reference evapotranspiration under inaccurate data conditions[J]. Irrigation & Drainage Systems, 16(1): 33-45
- Fang L, Wang H, Yuan Y, et al. 2015. The use and non-use values of ecosystem services for Hechuan Wetland[J]. Journal of Resources & Ecology, 6(5): 302-309
- Fisher B, Turner R K, Morling P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making[J]. Ecological Economics, 68 (3): 643-653
- 傅伯杰,张立伟. 2014. 土地利用变化与生态系统服务:概念、方法与进展[J]. 地理科学进展, 33(4): 441-446
- Gao J, Li F, Gao H, et al. 2017. The impact of land-use change on water-related ecosystem services: a study of the Guishui River Basin, Beijing, China[J]. Journal of Cleaner Production, 163: S148-S155
- Geneletti D. 2013. Assessing the impact of alternative land-use zoning policies on future ecosystem services [J]. Environmental Impact Assessment Review, 40(1): 25-35
- 郭洪伟,孙小银,廉丽姝,等. 2016. 基于 CLUE-S 和 InVEST 模型的南四湖流域生态系统产水功能对土地利用变化的响应[J]. 应用生态学报, 27(9): 2899-2906
- Hess L, Meir P, Bingham I J. 2015. Comparative assessment of the sensitivity of oilseed rape and wheat to limited water supply [J]. Annals of Applied Biology, 167(1): 102-115
- 何伟,宋国君. 2018. 河北省城市水资源利用绩效评估与需水量估算研究[J]. 环境科学学报, 38(7): 2909-2919.
- 侯贵荣,毕华兴,魏曦,等. 2018. 黄土残塬沟壑区 3 种林地枯落物和土壤水源涵养功能[J]. 水土保持学报, 32(2): 357-371
- 侯晓臣,孙伟,李建贵,等. 2018. 森林生态系统水源涵养能力计量方法研究进展与展望[J]. 干旱区资源与环境, 32(1): 121-127
- Lang Y, Song W, Zhang Y. 2017. Responses of the water-yield ecosystem service to climate and land use change in Sancha River Basin, China[J]. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 101: 102-111
- Legesse D, Vallet-Couleomb C, Gasse F. 2003. Hydrological response of a catchment to climate and land use changes in Tropical Africa: case study South Central Ethiopia[J]. Journal of Hydrology, 275 (1): 67-85
- Logsdon R A, Chaubey I. 2013. A quantitative approach to evaluating ecosystem services[J]. Ecological Modelling, 257(24): 57-65
- 刘朝顺,高炜,高志强. 2009. 应用 MODIS 数据推估区域地表蒸散[J]. 水科学进展, 20(6): 782-788
- 卢慧婷,黄琼中,朱捷缘,等. 2018. 拉萨河流域生态系统类型和质量变化及其对生态系统服务的影响[J]. 生态学报, 38(24): 8911-8918
- Nie W, Yuan Y, Kepner W, et al. 2011. Assessing impacts of land use and land cover changes on hydrology for the upper San Pedro watershed[J]. Journal of Hydrology, 407(1): 105-114
- Pessacq N, Flaherty S, Brandizi L, et al. 2015. Getting water right: A case study in water yield modelling based on precipitation data[J]. Science of the Total Environment, 537: 225-234
- Polasky S, Nelson E, Pennington D, et al. 2011. The impact of land-use change on ecosystem services, biodiversity and returns to landowners: A case study in the state of Minnesota[J]. Environmental & Resource Economics, 48(2): 219-242
- 潘韬,吴绍洪,戴尔阜,等. 2013. 基于 InVEST 模型的三江源区生态系统水源供给服务时空变化 [J]. 应用生态学报, 24(1): 183-189
- Reid W V, Mooney H A, Cropper A, et al. 2005. Ecosystems and human well-being-synthesis: A report of the millennium ecosystem assessment[J]. Physics Teacher, 34(9): 534-534
- Sharp R, Tallis H T, Ricketts T, et al. 2015. InVEST 3.2.0 User's

- Guide[OL]. 2018-10-10. <http://www.naturalcapitalproject.org>
- Shomar B, Dare A. 2015. Ten key research issues for integrated and sustainable wastewater reuse in the Middle East[J]. Environmental Science & Pollution Research, 22(8):5699-5710
- Smith L E D, Siciliano G. 2015. A comprehensive review of constraints to improved management of fertilizers in China and mitigation of diffuse water pollution from agriculture [J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 209:15-25
- Sun S L, Ge S, Caldwell P, et al. 2015. Drought impacts on ecosystem functions of the U. S. National Forests and Grasslands: Part II. Assessment results and management implications[J]. Forest Ecology & Management, 353(2):269-279
- 孙小银,郭洪伟,廉丽姝,等. 2017. 南四湖流域产水量空间格局与驱动因素分析[J]. 自然资源学报, 32(4): 669-679
- Vigerstol K L, Aukema J E. 2011. A comparison of tools for modeling freshwater ecosystem services [J]. Journal of Environmental Management, 92(10):2403-2409
- 王玉纯,赵军,付杰文,等. 2018. 石羊河流域水源涵养功能定量评估及空间差异[J]. 生态学报, 38(13): 4637-4648
- 吴健,李英花,黄利亚,等. 2017. 东北地区产水量时空分布格局及其驱动因素[J]. 生态学杂志, 36(11): 3216-3223
- Xiao Y, Xiao Q, Ouyang Z, et al. 2015. Assessing changes in water flow regulation in Chongqing region, China[J]. Environmental Monitoring & Assessment, 187(6):1-13
- 谢余初,巩杰,齐姗姗,等. 2017. 基于 InVEST 模型的白龙江流域水源供给服务时空分异[J]. 自然资源学报, 32(8): 1337-1347
- 徐洁,肖玉,谢高地,等. 2016. 东江湖流域水供给服务时空格局分析[J]. 生态学报, 58(15):1032-1042
- Zhan C, Xu Z, Ye A, et al. 2011. LUCC and its impact on run-off yield in the Bai River catchment-upstream of the Miyun Reservoir basin [J]. Journal of Plant Ecology, 4(1/2): 61-66
- Zhang L, Dawes W R, Walker G R. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale [J]. Water Resources Research, 37(3): 701-708
- Zhang L, Hickel K, Dawes W R, et al. 2004. A rational function approach for estimating mean annual evapotranspiration [J]. Water Resources Research, 40(2): 89-97
- Zhou W, Liu G, Pan J, et al. 2005. Distribution of available soil water capacity in China[J]. Journal of Geographical Sciences, 15(1): 3-12