中国科学: 地球科学 2021 年 第 51 卷 第 2 期: 175 ~ 182
SCIENTIA SINICA Terrae earthcn.scichina.com
《中国科学》杂志社 SCIENCE CHINA PRESS

评 述

不恰当的植被恢复导致水资源减少

周国逸[1†], 夏军[2,3*], 周平[4], 施婷婷[1], 李琳[1]

1. 南京信息工程大学应用气象学院, 南京信息工程大学生态研究院, 南京 210044;
2. 武汉大学水资源与水电工程科学国家重点实验室, 武汉 430072;
3. 中国科学院水资源研究中心, 北京 100101;
4. 广东省科学院广州地理研究所, 广州 510070
* 通讯作者, E-mail: xiaj@igsnrr.ac.cn
† 通讯作者, E-mail: gyzhou@nuist.edu.cn

收稿日期: 2020-05-18; 收修改稿日期: 2020-07-28; 接受日期: 2020-08-14; 网络版发表日期: 2020-10-14
南京信息工程大学研究项目(编号: 20191040)、国家自然科学基金项目(批准号: 41890823、42071031、31770493)和广东省科学院科学与发展特别项目(编号: 2019GDASYL-0104001)联合资助

摘要 日益绿化的地球无疑有利于减缓大气中CO_2浓度的上升, 但其对水资源的影响却具有较大的不确定性, 因而受到广泛关注. 中国作为世界上人工植被恢复最大、最成功的国家, 自然是人们关注的焦点. 文章在前期研究的基础上, 分析了气候和流域特征对水资源影响的机理, 解释了各种与水文有关的结果和现象, 建议了降低水资源消耗的人工植被恢复途径; 同时, 从水资源可持续性的角度提出了流域尺度人工植被恢复的指导性原则, 强调在探讨"林水"机制时, 需要更多的"自上而下"的方法.

关键词 绿化, 气候, 植被恢复, 水资源, 自上而下的方法

1 前言

植被变化与水资源或产水量(指液态水总量)的关系不仅是水资源与生态学领域学术界关注的一个重要理论问题, 也是与生态恢复和保护相关的一个重要应用课题. 几十年来, 中国各地开展了大量的人工造林和植被恢复, 包括已经建成的十几项生态工程, 使中国成为世界上植被恢复规模最大、最成功的国家. 然而, 这些行动也引起了人们对可能导致水资源消耗增加的广泛关注, 人们往往会把河川径流量的变化与上游的植被恢复行为联系起来; 《自然》杂志甚至警告说, 中国的植树造林行动可能会加剧水资源短缺的局面(Zastrow, 2019). 为什么会有这些担忧和警告呢? 植被增加一定会导致水资源减少? 事实上, 根据生态学原理, 只要给予足够的时间, 地球上任何适合植物生存的表面都会被与水热条件相协调的植被自然覆盖. 同时, 植被量(如生物量、绿量等)也会自然增加, 直到生态系统演替到顶级阶段. 在这个过程中, 即使存在偶尔的干扰, 一旦干扰停止, 植被也将再次增长. 因此, 如果水热环境不被持续干扰和破坏, 无论是否实施人工植被恢复, 地球上任何地域的植被量都不会显著减少. 2000~2017年的卫星数据显示, 全球叶面积净增长非常

中文引用格式: 周国逸, 夏军, 周平, 施婷婷, 李琳. 2021. 不恰当的植被恢复导致水资源减少. 中国科学: 地球科学, 51(2): 175–182, doi: 10.1360/N072020-0157
英文引用格式: Zhou G, Xia J, Zhou P, Shi T, Li L. 2020. Not vegetation itself but mis-revegetation reduces water resources. Science China Earth Sciences, https://doi.org/10.1007/s11430-020-9670-x

© 2020 《中国科学》杂志社

显著, 其中, 中国贡献了25%(Chen等, 2019). 对于这个数据, 我们可以肯定的是, 即使在中国也不是所有的叶面积增长都是直接由植树造林带来的; 相反, 植被的自然发生和自然生长无疑是最大的贡献者.

但人们为什么只担心植树造林可能导致水资源短缺, 却不在意植被的自然生长也可能对水资源产生负面影响? 这个"不在意"是"无可奈何"的(因为植被的自然生长是自然界的基本过程, 即使是有负面影响, 人类也无可奈何), 还是"有意"的(因为根本就用不着担心)? 担忧和警告的科学基础是什么? 这些问题的解决有赖于厘清植被变化与水资源关系的调节机制, 也是国内外生态水文学重点关注的课题(Xia等, 2001; 夏军等, 2020; Li等, 2020).

2 植被变化与水资源关系的争论

关于"森林和水"之间关系的争论至少可以追溯到19世纪中叶(Calder等, 2007), Andréassian(2004)将其阐述为从"历史争论"到"科学辩论"的过程. "历史争论"甚至存在于中世纪的欧洲, 一直持续到19世纪末, 随着"可计量证据"的出现而结束; 但是"科学辩论"至今仍然非常激烈(Laurance, 2007; Calder等, 2007). 公认的"可计量证据"通常是指基于"时间趋势研究法"(time-trend studies, TTS)和"流域配对试验法"(paired-watershed experiments, PWE)这两种方法所获取的证据.

TTS方法通过长期监测流域径流、土壤水分和植被变化来收集数据, 同时记录包括流域内降水和温度在内的气候变化, 研究者可以通过分析水资源(径流和土壤水分)、植被和气候变化的时间趋势来阐述植被变化与水资源之间的关系. 然而, 基于TTS方法获得的"可计量证据"并没有消除关于"森林与水"关系的争论. 虽然大多数证据表明植被的增加会导致产水量减少(这里称为负面影响), 但是仍然有少数证据表明植被变化对产水量的影响很小(Dyhr-Nielsen, 1986; Buttle和Metcalfe, 2000; Ceballos-Barbancho等, 2008)(这里称为无影响)甚至导致产水量增加(Zhou等, 2010; Wang等, 2011)(这里称为正面影响). 有趣的是, 出现正效应和无效应结果的地区大多为湿润地区、复杂地形或大流域.

鉴于通过TTS方法获得的许多观测结果高度不一致而难以理解, 水文学家们发明了"流域配对试验法"(PWE)(Bates和Henry, 1928)——这被认为是比TTS更好的收集"可计量证据"的方法. 其设计思想是在相邻的两个流域进行多年的连续观测, 建立两个流域径流之间的相关性; 然后对其中一个流域进行森林砍伐或植被恢复试验, 继续观测其径流, 比较毁林或恢复前后的径流变化, 从而量化植被变化对水资源的影响. 毫无疑问, 从设计的角度来看, 这种方法确实非常"科学"和直观, 能够快速获得处理前后的结果, 尽管它将不可避免地错过生态过程和水文过程共同进化对水资源的影响. 在过去近100年里, 全世界大约有250个公认的PWE实验, 平均每10年左右至少有一篇综述论文, 根据先前发表的PWE实验结果, 综述植被变化对水资源的影响(Zhang等, 2001; Brown等, 2005). 综述结果表明, 虽然植被变化与水资源之间呈现显著负相关性(Brown等, 2005; Hibbert, 1967; Bosch和Hewlett, 1982), 但各种实验之间的差异非常大(Bruijnzeel, 2004; Sun等, 2006). 同样数量的森林砍伐(或植被恢复)可以显著增加(或减少)许多流域的产水量, 但也对其他一些流域的产水量影响甚微, 甚至减少(或增加)一些流域的产水量(Andréassian, 2004). 同样, 具有正效应和无效应的流域, 要么地形复杂、面积大, 要么位于湿润气候区(Zhou等, 2015), 这与通过TTS方法获得的结果几乎一致.

这些不一致而难以理解的观测结果似乎不是由TTS方法引起的, PWE方法也出现类似结果. 这必然使人们猜想, 虽然植被变化与水资源之间存在着负相关关系, 但也可能存在着没有影响、甚至是正相关关系的情况, 从而森林与水资源既不完全是Jackson等(2005)所得出的"造林就意味着水资源损失"的权衡关系, 也不完全是带浪漫色彩的"山峦绿化, 绿水漫漫"的相互促进关系, 而可能取决于森林所处的环境. 此外, 各种数据源在数据处理和同化方面的差异, 也可能造成结果和结论的不确定性. 这些不确定性甚至存在于TTS方法或PWE实验的相同数据源中. 最近发表在《自然》杂志上的一篇论文被撤回, 原因是在收集PWE实验数据时, 与土地覆盖变化相关的径流量变化百分比出现了错误(Evaristo和McDonnell, 2020).

因此, 为了揭示世界各地观测结果巨大差异背后的真相, 不能仅仅通过扩大观测范围和继续"自下而上"的探索来解决. 相反, 从理论框架开始的"自上而

下”的思路却有可能提供一条充满希望的途径.

3　植被变化与水资源关系的理论框架

3.1　背景

一个能够即时量化植被变化对水资源影响的完整理论框架应该包括五个相互关联的模块: 模块1量化流域水分供应、能量供应和持水能力(water retention capacity, WRC)对产水量的影响, 是一个完整的理论框架的基础; 模块2~5涉及物理环境和植被对水分和能量供应及WRC的影响. 其中, 模块2量化物理环境(气候带和流域特征)对流域水分和能量供应的影响; 模块3量化流域特征对流域WRC的影响; 模块4量化植被(变化)对流域WRC及其相关因素(例如, 土壤渗透性和性质等)的影响; 模块5量化植被(变化)对流域小气候的影响(包括太阳辐射输入、冠层内外气温、风速等)(图1). 不幸的是, 这样一个完整的理论框架目前并不存在. 难点在于量化植被(变化)对流域小气候、流域特征的影响, 因为这些影响容易受到许多偶然因素的调节; 除此以外, 表征和量化流域WRC与“流域特征”之间的关系也是一个巨大的挑战.

但不管怎样, Budyko半经验公式(Budyko, 1974)和后来的傅抱璞理论公式(傅抱璞, 1981)都定量地描述了蒸散量对供水量(如果超过1年, 则可以以降水量代替)、能量供应量(潜在蒸散量)和流域持水能力(WRC)的依赖关系. 虽然Budyko或傅抱璞公式的持续时间应大于1个水文年, 但可以作为模块1的替代. 从应用的广泛性来看, 傅抱璞公式远小于Budyko公式; 然而, 最近的研究证明它们在本质上是相同的(Yang等, 2008), 而且傅抱璞公式是一种更为普遍的形式(Roderick和Farquhar, 2011).

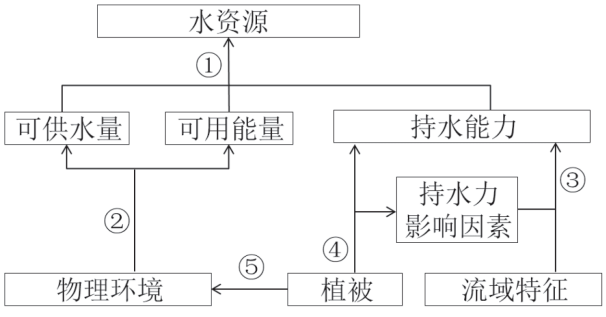

图 1　量化植被变化对水资源影响的理论框架示意图

3.2　傅抱璞理论框架及其验证

我们的研究路线是, 首先定量阐明产水量对降水量、蒸散潜力和流域持水能力的依赖关系, 利用已发表的数据和个例研究验证区域气候和流域物理特征对产水量影响的模式; 随后, 定性分析植被变化对流域特征和小气候的影响; 最后, 得出气候和土地覆盖对产水量影响的全球格局.

傅抱璞理论公式(傅抱璞, 1981)如下:

$$E = P\left\{1+\left(\frac{P}{\mathrm{PET}}\right)^{-1}-\left[1+\left(\frac{P}{\mathrm{PET}}\right)^{-m}\right]^{\frac{1}{m}}\right\}, \tag{1}$$

式中, E为年蒸散量(mm); P为年降雨量(mm); PET为年蒸散潜力(mm); P/PET为区域湿润指数, 无量纲; m为流域持水能力(WRC), 无量纲, $m\in(1, \infty)$. 当$m\to1$时, 流域表现为一个光滑且不透水的表面, 该流域WRC最弱, 所有降水都会流失, 流域没有蒸散$E=0$; 当$m\to\infty$时, 流域表现得像一个不透水的池塘, 该流域WRC最强, 所有降水只能通过蒸散逸出, $E=\min(P, \mathrm{PET})$.

考虑到$P=E+R+\Delta W$, 这里R为年径流量(mm), ΔW为流域年蓄水量变化, 年尺度上$\Delta W\approx0$. Zhou等(2015)将式(1)转化为式(2), 如图2a所示.

$$\frac{R}{P} = \left[1+\left(\frac{P}{\mathrm{PET}}\right)^{-m}\right]^{\frac{1}{m}}-\left(\frac{P}{\mathrm{PET}}\right)^{-1}, \tag{2}$$

式中, R/P为产水量系数; 式(1)或(2)只有在持续时间超过1年时才适用.

通过建立一个由1928个流域基于TTS方法观测的长期监测数据和234个配对流域基于PWE方法的实验数据所组成的数据库, 验证气候和流域特征对产水量影响的全球格局. 经检验, 分别有90%基于TTS方法和88%基于PWE方法的数据被模型式(2)准确预测, 表明该模型真实地量化了气候和流域特征对产水量的影响(Zhou等, 2015).

3.3　模式分析与讨论

通过求取R/P对P/PET和m的一阶偏导数, 得到产水量系数R/P分别对湿润指数P/PET(式(3); 图2b)和流域持水能力m(式(4); 图2c)的敏感性.

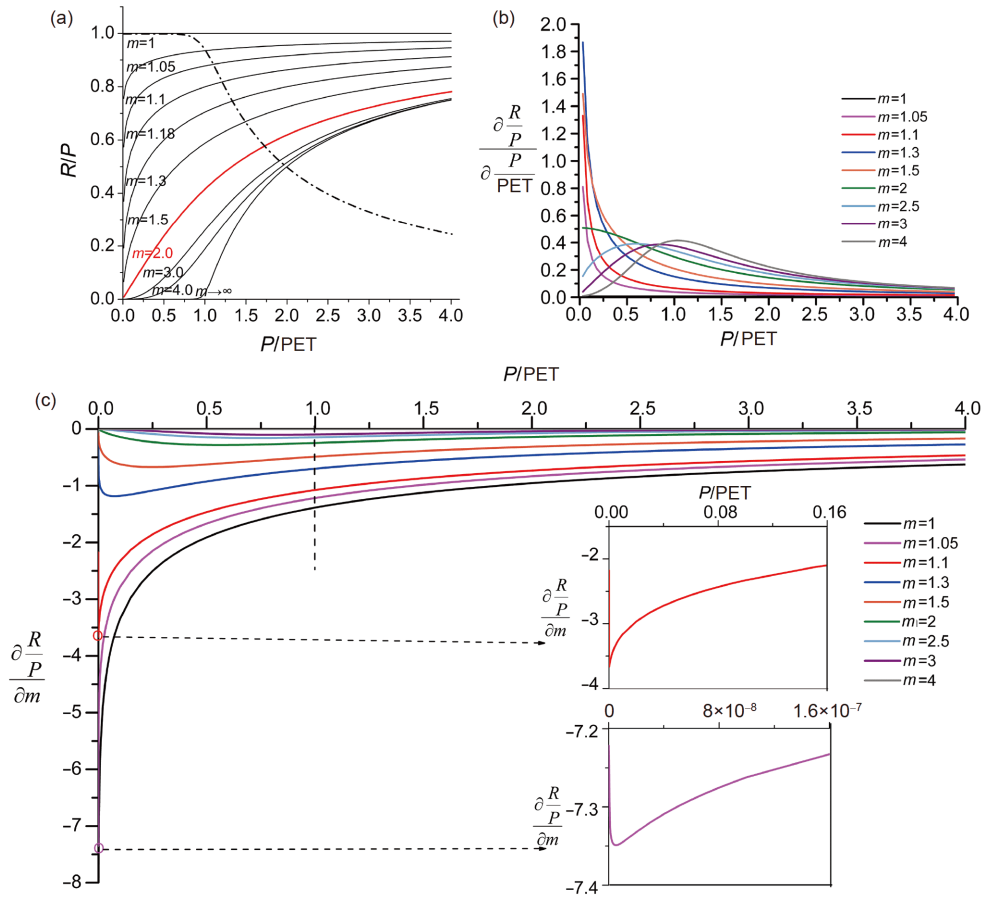

图 2　式(2)~(4)的图示

(a) 产水量系数R/P随湿润指数P/PET和流域持水能力m的变化; (b) R/P对P/PET 的敏感性变化; (c) R/P对m的敏感性变化. (a)中的虚线表示最大$\Delta R/P$(即相同P/PET时, m=1和m=∞之间的R/P差)随P/PET的变化曲线(Zhou等, 2015)

$$\frac{\partial\frac{R}{P}}{\partial\frac{P}{\mathrm{PET}}}=\left(\frac{P}{\mathrm{PET}}\right)^{-2}-\left(\frac{P}{\mathrm{PET}}\right)^{-m-1}\times\left[1+\left(\frac{P}{\mathrm{PET}}\right)^{-m}\right]^{\frac{1-m}{m}},\quad(3)$$

$$\frac{\partial\frac{R}{P}}{\partial m}=-\left(1+\left(\frac{P}{\mathrm{PET}}\right)^{-m}\right)^{\frac{1}{m}}\times\left(\frac{1}{m^2}\ln\left(1+\left(\frac{P}{\mathrm{PET}}\right)^{-m}\right)+\frac{1}{m}\left(\frac{P}{\mathrm{PET}}\right)^{-m}\frac{\ln\left(\frac{P}{\mathrm{PET}}\right)}{1+\left(\frac{P}{\mathrm{PET}}\right)^{-m}}\right),\quad(4)$$

求取R/P对P/PET和m的二阶偏导数, 并分别令其为零, 得到两个临界值(P/PET=1, m=2).

(1) 产水量系数R/P随湿润指数P/PET的变化. R/P随P/PET的变化受流域持水能力m的调节, 对于不同的m, R/P随P/PET的变化规律不同(式(2)~(4)). R/P关于P/PET的一阶偏导数始终大于0(图2b), 表明R/P随P/PET的增加总是增加的(图2a). 当$1<m\le2$时, 由于$\partial\frac{R}{P}/\partial\frac{P}{\mathrm{PET}}$快速和单调地减少, R/P随着P/PET增加而增加的量将变得越来越小; 当m>2时, $\partial\frac{R}{P}/\partial\frac{P}{\mathrm{PET}}$随$P$/PET以单峰曲线的形式变化, 随着$m$[2, ∞)的增大, 单峰曲线顶点的横坐标$P$/PET在区间(0,1)内逐渐接近1(图2b).

(2) 产水量系数R/P随流域持水能力m的变化. 同样, R/P随m的变化受湿润指数P/PET的调节. 对于不同的P/PET, R/P随m的变化规律不同(式(2)~(4)). R/P对m的一阶偏导数总是小于0(图2c), 表明R/P总是随着m

的增加而减小(图2a), 任何导致m增加的土地覆盖增加(如植被恢复)都会降低R/P. 因此, 仅从植被恢复将导致m增大的角度来看, 植被恢复确实会减少产水量. 但这个R/P的减少量随m的增大会迅速降低, 特别是在P/PET>1地区, 这从$\partial\frac{R}{P}/\partial m$随$m$和$P$/PET的增加而迅速单调地从负方向接近0可以看出(图2c). 当P/PET≤1时, $\partial\frac{R}{P}/\partial m$随$P$/PET呈单谷曲线变化, 谷底的横坐标$P$/PET随$m$从1到∞而由0到1(图1c).

4　用理论框架解释一些水文现象的实例

4.1　并非所有的人工植被恢复都会减少水资源

人工植被恢复可以提高流域的根、叶生物量和保水能力. 根据流域特征和流域所在气候带的不同, 会产生完全不同的水资源后果. 对于m>2或m>>2的流域, 理论框架(图2a和2c)指出人工植被恢复导致的m值增加所减少的水量是可以忽略的; 而且在P/PET>1或P/PET>>1的气候区, 考虑到能量限制对蒸散量的影响(图3), 以及造林对地表的冷却作用(Peng等, 2014)和降低风速的作用, 我们预计m>2或m>>2流域的人工植被恢复不会减少甚至增加产水量. 但由于植被对生态系统小气候影响的模式并不确定, 因此对产水量的改变难以定量.

理论框架为解释过去200a的各种观察结果提供了基础. 无论是从理论框架还是上述分析都可以看出, 虽然大多数证据表明植被重建会导致水资源减少, 但仍有少数证据表明植被重建对水资源的负面影响甚微, 甚至会导致水资源的增加.

4.2　水资源与植被自然入侵和生长协调性分析

在自然界中, 植被首先入侵洼地、山脚、阴坡地等, 这里的P/PET和m值较高, 水资源对逐渐增加的植被敏感性较小. 植被生长同时将创造一个阴凉的微环境, 限制蒸散, 平衡了由于植被增加而增加的耗水潜力. 同时, 植被的生长也提高了群落周围的P/PET和m值, 有利于更多的植物入侵, 这是一个基于植被与微环境协同发展的过程, 保证了植被自然入侵不会严重减少水资源.

水资源对自然起源的植被群落的生长或自然波动(叶或根的增加或减少)几乎没有反应, 这是由于自然起源的群落长期适应区域P/PET、而且生态系统高度复杂所导致的m值很大.

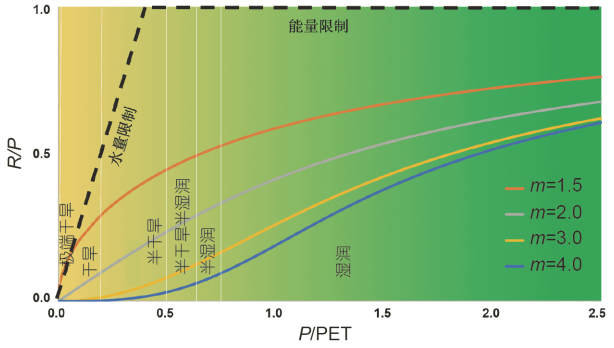

图 3　限制产水量的水和能量区域分布图

基于Zhou等(2015)

4.3　为什么产水量对同一植被变化量的响应差异很大?

该理论框架指出产水量对同一植被变化量的响应遵循以下规律:

(1) 在m值小的流域的响应明显大于m值大的流域, 这一规律在m<2的流域更为明显;

(2) 在P/PET值小的区域的响应明显大于P/PET值大的区域, 这一规律在P/PET<1的区域更为明显.

4.4　为什么增加植被对小流域的负面影响比对大流域的负面影响大?

该理论框架指出, 植被增加对产水量的负面影响在m值小的流域远大于在m值大的流域. 流域持水能力m与流域面积密切相关, 随流域面积增加而增大. 理论上, 流域面积从一个数学点增加到整个地球则对应着m从1增加到∞; 相应地, 植被增加对产水量的负面影响则趋于0. 因此, 尺度问题是生态学和水文学交叉领域如生态水文学未来发展面对的一个难点和要点.

4.5　P/PET>1的湿润地区比P/PET<1的非湿润地区更易发生山洪灾害

在此, 我们讨论了不同流域和不同气候区在山洪暴发倾向上的差异. 对于同一个降雨事件, 我们希望确定哪些流域和气候区域更容易发生山洪暴发. 经验上, 我们往往观察到干旱地区地表的冲蚀沟明显多于湿润地区, 我们的理论框架给出如下解释: 是否容易

发生山洪灾害的标准是径流量R(或径流系数R/P)对降水量(或湿润指数P/PET)增加的敏感性. 图2b显示, 在P/PET>1的区域, R/P对P/PET的敏感性随P/PET的增加而单调下降, 说明该区域的流域不易发生山洪暴发. 然而, 在P/PET<1的地区, 径流量R(或径流系数R/P)对降水量(或湿度指数P/PET)增加的敏感性要复杂得多:

(1) 对于m>2的流域, R/P对P/PET的敏感性随P/PET(0, 1)的增加而迅速增加(图2b).

(2) 对于m≤2的流域, 虽然R/P对P/PET的敏感性随P/PET的增加而单调下降, 但任何小雨的出现都可能迅速产生径流的显著变化, 且m越小, 所需降雨量越小(图2a和2b).

通过以上分析, 可以预计发生山洪和水库淤积概率高的可能性依次为: 黄河流域>长江流域>珠江流域.

5 考虑水资源可持续性的流域尺度植被重建原则

5.1 大型植被工程对水资源影响的几个实例

根据气候区域和植被来源(人工植被或自然生长(保护))的不同, 大型植被项目可能会对水资源造成各种后果. 众所周知的“退耕还林”计划在提高净初级生产力的同时, 导致半干旱黄土高原地区水文流域的径流系数显著降低(Feng等, 2016). 然而, 位于干旱到半干旱地区的祁连山, 人工保护下的植被自然生长并没有降低径流量, 多年径流量保持在相当稳定的状态(郝绍生, 2006), 祁连山森林因此被誉为“水源林”. 属于湿润地区的中国广东省, 通过人工造林, 森林覆盖率从20世纪50年代的约20%急剧增加到90年代的约60%, 但河流的年径流量保持不变, 旱季的年径流量甚至从50年代到90年代显著增加(Zhou等, 2010). 对于分布在半湿润到湿润地区的长江流域, 许多研究(如戴仕宝和杨世伦, 2006)表明, 河川径流量没有明显的方向性变化; 相反, 更多的支流或水文站显示出河流径流量呈上升趋势. 该研究还表明, 即使长江流域内人工活动被认为是世界上最密集的, 但径流量波动或上升趋势是由气候而不是人为干预造成的.

这些实例表明, 所有实施的大型植被工程, 无论是植被恢复工程还是天然林保护工程, 对湿润地区的水资源都没有显著影响; 但在干旱-半干旱地区, 植被恢复工程往往会显著减少水资源; 其潜在机制可以被Zhou等(2015)很好地解释.

实际上, 即使在干旱-半干旱地区, 我们仍然可以找到流域尺度上的人工植被不会严重减少水资源的地方, 下面详细阐述.

5.2 流域尺度植被恢复指南

在以上分析的基础上, 这里提出指导中国人工植被恢复的原则, 以实现水资源可持续利用.

(1) m<2的流域(持水能力低的流域). 由于植被对水资源具有显著的负面影响, 应避免在这些流域进行人工植被重建. 作为替代方案, 这些地区可以留给植被的自然入侵.

(2) m>2的流域(持水能力高的流域). 由于植被对水资源的负面影响不显著, 一般可以在这里进行人工植被重建. 这里附带指出, 那些试图通过种植更多的树木来更快降低沼泽或池塘水位的企图注定是要失败的, 特别是在湿润地区.

(3) P/PET>1区域(湿润地区). 植被恢复不会显著减少这些地区的水资源. 特别地, 对于m>2的流域, 植被恢复可能不会减少水资源甚至增加水资源.

(4) 0.25<P/PET<1区域(半干旱-半湿润地区)的m>2流域(持水能力高的流域). 这里可以进行人工植被恢复, 特别是在m>>2流域, 人工植被恢复不会显著减少水资源, 但构建先锋群落的植物应按照“适林则林, 适草则草”的原则精心选择, 不要一味地选择乔木树种.

(5) 0.25<P/PET<1区域(半干旱-半湿润地区)的m<2流域(持水能力低的流域). 这里应避免人工植被重建, 除非m接近2的流域和P/PET接近1的区域, 但无论如何, 人工修复行动将在一定程度上减少水资源. 在不破坏水资源的情况下, 恢复植被的最好办法是什么也不做, 随着植被的自然入侵, 经过若干年的时间, 我们将在这些地区看到由草地、森林和荒漠植被组成的自然景观.

(6) P/PET<0.25 (干旱气候区). 这里应该严格禁止人工植被恢复, 除非在拥有一些非常特殊地形的m>>2的流域, 可以实行“宜草则草、宜荒则荒”的局部植被重建.

6 前景

本文从“森林与水”的科学争论和生态水文学的分

析出发，通过傅抱璞“自上而下”理论框架(傅抱璞, 1981)及其派生理论(Zhou等, 2015)阐述了植被与水资源的关系，并通过大量观测数据和大型植被工程效果进行验证. 本研究还考察了植物自然入侵和生长过程对水资源的影响，并试图解释为什么人们不关心自然起源的植物群落生长和波动对产水量的影响，由此得出观点——减少水资源的不是植被本身，而是人类盲目地滥用植被恢复. 最后，我们提出人工恢复植被的原则.

这一结论还需要通过各种研究加以验证. 在这些研究中，最有必要建立一个完整的理论框架，用以量化植被变化对水资源的影响. 如上所述，完整的理论框架应包括五个相互关联的模块. 在我们的分析中，虽然模块1是可靠的，模块2也可以根据地球表面系统的已知规律进行综合，但模块3~5实际上并不存在，这降低了我们结论的可靠性和对重大科学争议澄清的能力. 基于高度不一致和不可理解的观测结果, 以及大数据时代的“两难境地”, 我们还提出, 在探索“森林与水”的机制时, 更需要“自上而下”的方法, 或者至少需要更多的“自上而下”分析指导的全球观测和实验.

致谢　本文成文过程中得到陈发虎先生的悉心指导, 三位审稿人对文章给予了详细修改与指导意见，在此一并谨致谢忱.

参考文献

戴仕宝, 杨世伦. 2006. 近50年来长江水资源特征变化分析. 自然资源学报, 21: 501–506

傅抱璞. 1981. 论陆面蒸发的计算. 大气科学, 5: 23–31

郝绍生. 2006. 祁连山地区的水资源勘测初报. 青海大学学报(自然科学版), 24: 38–41

夏军, 张永勇, 穆兴民, 左其亭, 周宇建, 赵广举. 2020. 中国生态水文学发展趋势与重点方向. 地理学报, 75: 1–2

Andréassian V. 2004. Waters and forests: From historical controversy to scientific debate. J Hydrol, 291: 1–27

Bates C G, Henry A J. 1928. Forest and streamflow experiment at Wagon Wheel Gap, Colorado. Mon Weather Rev, 56: 1–79

Bosch J M, Hewlett J D. 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. J Hydrol, 55: 3–23

Brown A E, Zhang L, McMahon T A, Western A W, Vertessy R A. 2005. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. J Hydrol, 310: 28–61

Bruijnzeel L A. 2004. Hydrological functions of tropical forests: Not seeing the soil for the trees? Agr Ecosyst Environ, 104: 185–228

Budyko M I. 1974. Climate and Life. In: Miller D H, ed. New York: Academic Press

Buttle J M, Metcalfe R A. 2000. Boreal forest disturbance and streamflow response, northeastern Ontario. Can J Fish Aquat Sci, 57: 5–18

Calder I R, Smyle J, Aylward B. 2007. Debate over flood-proofing effects of planting forests. Nature, 450: 945

Ceballos-Barbancho A, Morán-Tejeda E, Luengo-Ugidos M Á, Llorente-Pinto J M. 2008. Water resources and environmental change in a Mediterranean environment: The south-west sector of the Duero river basin (Spain). J Hydrol, 351: 126–138

Chen C, Park T, Wang X, Piao S, Xu B, Chaturvedi R K, Fuchs R, Brovkin V, Ciais P, Fensholt R, Tømmervik H, Bala G, Zhu Z, Nemani R R, Myneni R B. 2019. China and India lead in greening of the world through land-use management. Nat Sustain, 2: 122–129

Dyhr-Nielsen M. 1986. Hydrologic effects of deforestation in the Chao Phraya Basin in Thailand. Chiang Mai: International Symposium on Tropical Forest Hydrology and Application 12 (World Bank)

Evaristo J, McDonnell J J. 2020. Retraction note: Global analysis of streamflow response to forest management. Nature, 578: 326

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. 2016. Revegetation in China’s Loess Plateau is approaching sustainable water resource limits. Nat Clim Change, 6: 1019–1022

Hibbert A R. 1967. Forest Treatment effects on water yield. In: Proceedings of International Symposium on Forest Hydrology, Pennsylvania State University, 1965. 527–543

Jackson R B, Jobbágy E G, Avissar R, Roy S B, Barrett D J, Cook C W, Farley K A, le Maitre D C, McCarl B A, Murray B C. 2005. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. Science, 310: 1944–1947

Laurance W F. 2007. Forests and floods. Nature, 449: 409–410

Li T S, Xia J, She D X, Cheng L, Zou L, Liu B J. 2020. Quantifying the impacts of climate change and vegetation variation on actual evapotranspiration based on the Budyko hypothesis in North and South Panjiang Basin, China. Water, 12: 508

Peng S S, Piao S, Zeng Z, Ciais P, Zhou L, Li L Z X, Myneni R B, Yin Y, Zeng H. 2014. Afforestation in China cools local land surface temperature. Proc Natl Acad Sci USA, 111: 2915–2919

Roderick M L, Farquhar G D. 2011. A simple framework for relating variations in runoff to variations in climatic conditions and

catchment properties. Water Resour Res, 47: W00G07

Sun G, Zhou G Y, Zhang Z Q, Wei X H, McNulty S G, Vose J M. 2006. Potential water yield reduction due to forestation across China. J Hydrol, 328: 548–558

Wang S, Fu B J, He C S, Sun G, Gao G Y. 2011. A comparative analysis of forest cover and catchment water yield relationships in northern China. For Ecol Manage, 262: 1189–1198

Xia J, Wang Z, Wang F Y. 2001. Eco-environment quality assessment: A quantifying method and case study in Ningxia, arid and semi-arid region in China. IAHS Publication, 266: 139–150

Yang H, Yang D, Lei Z, Sun F. 2008. New analytical derivation of the mean annual water-energy balance equation. Water Resour Res, 44: W03410

Zastrow M. 2019. China's tree-planting drive could falter in a warming world. Nature, 573: 474–475

Zhang L, Dawes W R, Walker G R. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. Water Resour Res, 37: 701–708

Zhou G Y, Wei X H, Luo Y, Zhang M F, Li Y L, Qiao Y N, Liu H G, Wang C L. 2010. Forest recovery and river discharge at the regional scale of Guangdong Province, China. Water Resour Res, 46: W09503

Zhou G Y, Wei X H, Chen X Z, Zhou P, Liu X D, Xiao Y, Sun G, Scott D F, Zhou S Y D, Han L S, Su Y X. 2015. Global pattern for the effect of climate and land cover on water yield. Nat Commun, 6: 5918

(责任编委: 陈发虎)