

# 区域尺度陆地生态系统固碳速率和增汇潜力概念 框架及其定量认证科学基础

于贵瑞<sup>1</sup>, 王秋凤<sup>1</sup>, 刘迎春<sup>1,2</sup>, 刘颖慧<sup>3</sup>

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所 生态系统网络观测与模拟重点实验室 CERN 综合研究中心, 北京 100101; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049; 3. 北京师范大学, 北京 100875)

**摘要:** 陆地生态系统固碳速率、增汇潜力及其定量认证研究不仅是应对气候变化的急迫需求, 更是地球系统碳循环科学研究的核心任务, 也是陆地生态系统管理的科学基础。在过去 20 多年的碳管理实践中发展了许多增汇技术, 同时也提出了许多关于陆地生态系统固碳速率和增汇潜力的科学概念, 以及碳汇计量和认证的方法。但不同行业、不同学科在各自的科学研究和实践活动中对相关概念的理解存在较大差异, 甚至是十分混乱的。本文从陆地生态系统固碳的基本概念出发, 系统性地阐述了生态系统固碳量、固碳速率、固碳潜力等相关概念; 并根据增汇技术实现的难易程度分析了现实固碳潜力、社会经济固碳潜力、技术固碳潜力和理论固碳潜力, 以及《京都议定书》认可的固碳潜力等相关概念; 最后阐述了碳汇定量认证、分析和评价的时间连续清查法、空间代替时间参照系法、限制因子分析法等碳汇定量认证方法的科学基础、局限性和不确定性。通过对区域尺度陆地生态系统固碳速率和增汇潜力的概念框架及其定量认证科学基础开展系统性的探讨, 期望能够引起中国学术界和相关行业部门的重视, 推动碳汇相关概念使用的科学化和碳汇定量认证标准化, 为中国固碳速率、增汇潜力的计量、报告、认证和核查方法论和技术体系的建立奠定基础。

**关键词:** 区域尺度; 陆地生态系统; 固碳速率; 增汇潜力; 定量认证方法

## 1 引言

当前的气候变化与地球系统碳循环的改变具有密切的关系。地球系统的碳循环是指碳元素在大气、海洋、陆地和岩石圈碳库之间的交换和流动的生物地球化学过程。采取控制人类活动的温室气体排放、增加陆地和海洋的碳固定等措施, 是国际联合行动以减缓和适应气候变暖的重要思路之一。中国的国民经济高速发展, 已经成为 CO<sub>2</sub> 排放大国, 在今后的温室气体减排方面将会面临着更大的压力和挑战。中国已经基本形成了“调整经济发展模式、改善能源消费, 促进节能减排技术进步、降低单位 GDP 的碳排放强度, 发挥陆地生态系统碳汇功能, 增强生态系统固碳能力”的战略思路。因此, 中国政府已经向世界庄严承诺: 将采取自主行动使 2020 年的单位 GDP 碳排放比 2005 年减少 40%~45%, 非化石能源占总能源的比例达到 15%, 新增加森林面积 4000 万 hm<sup>2</sup>, 增加木材蓄积量 30 亿

m<sup>3</sup>。这一承诺为推动联合国落实“巴厘岛路线图”, 促进“京都议定书”后续的全球温室气体减排协议谈判进程发挥了重要作用, 也表明了中国积极应对气候变化问题的态度。与此同时, 这也为中国陆地生态系统碳循环、固碳速率、增汇潜力及其定量认证研究提出了急迫而明确的科技需求。

陆地生态系统固碳速率、增汇潜力及其定量认证研究不仅是减缓全球气候变化碳管理的急迫需求, 更是地球系统碳循环科学研究的核心任务, 是陆地生态系统管理的科学基础。国际社会期望定量核查和认证各国乃至全球的碳收支, 评估各种人为措施以及重大增汇工程的固碳效益, 建立起有效的、公平的国际碳交易市场、交易机制、相关政策和技术规范。在过去的 20 多年中, 国内外在相关领域开展了大量的研究工作, 并且在碳管理实践中发展了许多具有生态和经济可行性的增汇技术, 同时也从实际工作的需要和不同学科的理解, 提出了许多关于陆地生态系统固碳速率和增汇潜力的科学

收稿日期: 2011-01; 修订日期: 2011-04.

基金项目: 国家重点基础研究发展规划 973 计划项目(2010CB833504); 中国科学院战略性先导科技专项(XDA05050602)。

作者简介: 于贵瑞(1959-), 男, 博士生导师, 研究员, 主要研究方向为生态系统碳循环与全球变化。Email: yugr@igsrr.ac.cn

© 1994-2011 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

概念、计量和认证方法。但非常遗憾的是,由于学术界还没有及时地对这些问题开展系统性梳理和充分讨论,使得不同行业、不同学科在各自的科学研究和实践活动中对相关概念的理解具有较大差异,进而也导致其计量方法难以标准化,甚至是十分混乱,因此区域或国别的生态系统增汇潜力定量认证还没有形成广泛共识的标准化方法论体系。

本文尝试就区域尺度的陆地生态系统固碳速率和增汇潜力的概念框架及其定量认证科学基础开展系统性探讨,期望能够理清其概念体系的逻辑关系,推动碳管理相关概念使用的科学化和碳汇定量认证标准化的进程,为中国开展陆地生态系统固碳速率、增汇潜力的科学计量、精确报告、严格认证与有效核查的概念框架、方法论和技术体系的建立奠定生态学的理论基础。

## 2 陆地生态系统固碳速率和增汇潜力分析的理论基础

生态系统碳汇及增汇潜力的相关概念很多,这些概念既有其相似之处,也有微妙的差异,如果不加以严格区别,就会出现使用方面的混乱,在实际工作中常常使用的是同一个术语,但是其概念的内涵和外延却有所不同。这种概念的差异,主要是因为来自生态学、《京都议定书》、以及国际碳市场机制等方面对碳汇对象限定的不同造成的。

生态系统的固碳速率、碳汇功能及其增汇潜力既可以从生态系统固碳的能力水平(固碳速率或固碳总量)来定义,又可以从自然因素和人为调控因素驱动下的固碳能力变化程度来理解。同时,在不同的概念框架下又因各种科学假设、测量方法、度量标准、报告范围和政策限制等因素而衍生出一些特定概念。本文从生态系统生产力的基本概念出发,系统性地阐述陆地生态系统碳收支、固碳速率、碳汇功能、增汇潜力等相关概念,期望能够理清这些概念的相互关系,并努力构建一个整体性的概念体系和逻辑框架,为科学的碳汇计量和增汇潜力认证提供理论基础。

### 2.1 生态系统生产力和碳交换通量与固碳速率和碳储量的关系

#### (1) 生态系统生产力基本概念

© 1 生态系统生态学的生产力概念体系是分析 the conceptual framework of ecosystem productivity at different scales

析生态系统碳储量、固碳速率和潜力的理论基础。生态系统生产力的概念是从生态系统物质生产和净物质积累的视角定义的,其生态学涵义是指单位时间内单位土地面积的植被通过光合作用形成的可利用生物量的生产能力,短时间尺度的度量单位为  $\text{gCm}^{-2}\text{s}^{-1}$  或  $\text{gCO}_2\text{m}^{-2}\text{s}^{-1}$ , 年尺度的度量单位常用  $\text{tC hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$  或  $\text{tCO}_2 \text{hm}^{-2} \text{yr}^{-1[1-2]}$ 。

如图1所示,生态系统生产力是生态系统碳循环过程以及各种碳吸收和排放分量平衡的结果,在一个较短的时间尺度内,生态系统生产力可以依据植被光合产物经过不同生物途径的呼吸损失,依次定义为:总初级生产力(gross primary productivity, GPP),净初级生产力(net primary productivity, NPP),净生态系统生产力(net ecosystem productivity, NEP),净生物群系生产力(net biome productivity, NBP),它们之间的定量关系为<sup>[1]</sup>。

$$NPP = GPP - R_a$$

$$NEP = GPP - R_a - R_h = NPP - R_h \quad (1)$$

$$NBP = GPP - R_a - R_h - R_b = NPP - R_h - R_b = NEP - R_b$$

式中:  $R_a$  为生态系统的植物自养呼吸(autotrophic respiration);  $R_h$  为生态系统的微生物异养呼吸(heterotrophic respiration);  $R_b$  为生物群系(食物链中的动物、昆虫)呼吸(biome respiration)。

可是,对于长时间尺度的区域生态系统而言,生态系统实际的碳蓄积量要远远小于NBP的积分值,一些来自生物量的人为焚烧、森林和草地火灾等物理过程碳排放,食物采集、木材采伐、草地放牧等人为过程碳泄漏,以及水蚀、风蚀和地下水渗漏等地质碳泄漏等都将会对生态系统的碳蓄积产生

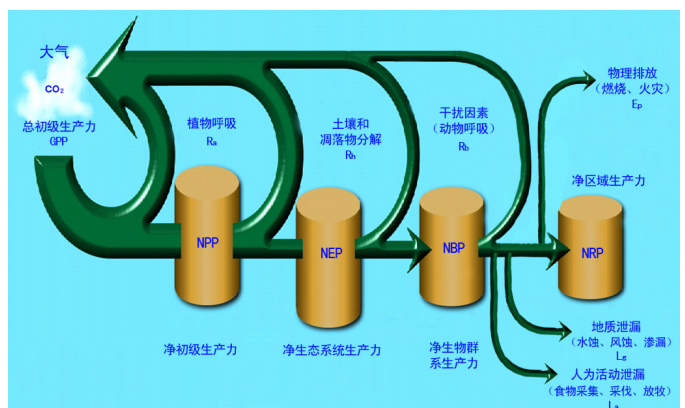


图1 陆地生态系统与大气系统间的碳交换及其不同尺度的生态系统生产力的概念体系

Fig.1 Carbon exchange between terrestrial ecosystem and atmosphere and



很大影响。因此,对于区域尺度长期的陆地生态系统碳管理而言,这些影响碳收支的分量是我们必须考虑的,所以区域尺度长期的生态系统净生产力(简称为净区域生产力, net regional productivity, NRP)应该定义为:

$$NRP = NBP - E_p - L_g - L_a \quad (2)$$

式中:  $E_p$  为焚烧和火灾等引起的物理过程碳排放(physical carbon emission);  $L_g$  为水蚀、风蚀和渗漏等引起的地质过程碳泄漏(geological carbon leakage);  $L_a$  为食物采集、采伐和放牧等人为过程的碳泄漏(anthropogenic carbon leakage), 三者之和为生态系统总碳泄漏(gross ecosystem carbon leakage, ECL<sub>G</sub>)。

## (2) 生态系统碳交换通量与碳固定和排放速率

陆地生态系统生产力的相关概念可以直接转换为不同时间尺度下的植被-大气之间的碳交换通量(carbon exchange flux,  $F_{CE}$ )及其相对应的碳固定分量通量(carbon sequestration component flux,  $F_{CS}$ )和碳排放分量通量(carbon emission component flux,  $F_{CE}$ ),其物理学定义为单位时间通过单位界面面积交换的碳(或  $CO_2$ )的物质质量( $gCm^{-2}s^{-1}$  或  $gCO_2 m^{-2}s^{-1}$ )<sup>[2]</sup>。气象学中的物质通量是带有方向的物理量,通常定义向上的物质输送为正,向下的物质输送为负<sup>[2]</sup>。而在生态学的研究中,一般将单位面积定义为水平方向的单位土地或土壤面积,将界面定义为植被-大气或者土壤-大气界面<sup>[1]</sup>。

实际上,生态学中的净生态系统生产力(NEP)或者净生物群落生产力(NBP)是与气象学的涡度相关技术直接测定的净生态系统碳交换通量(net ecosystem exchange, NEE)或者净生物群落碳交换量(net biome exchange, NBE)相对应的,即:

$$NEP = -NEE \text{ 或者 } NBP = -NBE \quad (3)$$

净生态系统碳交换通量也被俗称为碳的净交换速率(carbon exchange rate,  $R_{CE}$ ),是指单位时间单位面积的生态系统从大气吸收的碳通量与向大气释放的碳通量的净平衡值,单位为  $gCm^{-2}s^{-1}$  或  $tChm^{-2}yr^{-1}$ 。现在的观测技术水平要直接测定生物群落呼吸  $R_b$  还是极其困难的,因此还没有有效的方法可以精确地区分自然植物群落的  $R_h$  和  $R_b$ ,所以也就更难以精确地区分生态系统的NEP和NBP。因此,人们通常所说的生态系统固碳速率(carbon sequestration rate, CSR)则主要是指生态系统净固

碳速率(net carbon sequestration rate,  $CSR_N$ ),即在单位时间内单位土地面积上的植被和土壤从大气中吸收并被储存的碳或  $CO_2$  的物质质量,其时间尺度多采用秒(s)、日(d)、年(yr),面积通常采用  $m^2$  或  $hm^2$ ,则生态系统固碳速率的单位多采用  $gCm^{-2}s^{-1}$  ( $gCO_2 m^{-2} s^{-1}$ )或  $tChm^{-2}yr^{-1}$  ( $tCO_2 hm^{-2} yr^{-1}$ )。

由此可见,我们就可以将式(1)中的GPP、NPP、NEP、NBP分别直接转换为生态系统的总固碳速率(gross carbon sequestration rate,  $CSR_G$ ),植被净固碳速率(net vegetation carbon sequestration rate,  $CSR_{VN}$ ),生态系统净固碳速率(net ecosystem carbon sequestration rate,  $CSR_{EN}$ ),生物群落净固碳速率(net biome carbon sequestration rate,  $CSR_{BN}$ ),相应地可以将式(1)中的  $R_a$ 、 $R_h$ 、 $R_b$ 直接转换为植物自养呼吸碳排放速率(emission rate of autotrophic respiration,  $ER_a$ )、微生物异养呼吸碳排放速率(emission rate of heterotrophic respiration,  $ER_h$ )、动物和昆虫呼吸的碳排放速率(emission rate of biome respiration,  $ER_{ab}$ ),这3个分量的总和定义为生态系统的总呼吸碳排放速率(carbon emission rate of gross respiration,  $CER_R$ )。

对于长时间尺度的区域生态系统与大气的碳交换速率而言,目前还没有有效的直接观测技术,科技界正在努力开发基于高塔观测的大气  $CO_2$  浓度反演方法评估区域的碳收支,可是由于大气  $CO_2$  浓度观测网络的站点极其缺乏(全球仅分为10~15个陆区),以及大气传输模型误差等方面的原因还难以达到实用的程度<sup>[3]</sup>;近年来航空观测和温室气体观测卫星(Greenhouse gases Observing SATellite, GOSAT)技术的发展为评估  $CO_2$  和  $CH_4$  的全球分布,大气温室气体的源汇确认、碳收支的地理分布、季节变化和年际波动等提供了可能性<sup>[3]</sup>,可是真正有效的方法还离不开传统的生物量和土壤碳储量清单调查方法,及基于典型生态系统通量观测结果的区域尺度扩展、生态过程-遥感模型的模拟分析。

对于区域性的多景观复合构成的生态系统而言,采用上述的各种方法还只能评估生态系统总固碳速率扣除各种碳泄漏(人为、物理排放和地质泄漏)之后的净碳积累速率,即净区域生态系统生产力(NRP)。这就是说,区域尺度陆地生态系统的总固碳速率(gross carbon sequestration rate,  $CSR_G$ )、总碳排放速率(gross carbon emission rate,  $CER_G$ )和总净固碳速率(gross net carbon sequestration rate,  $CS-$

$R_{GN}$ )应该定义为:

$$\begin{aligned} CSR_G &= GPP \\ CER_G &= CER_R + ECL_G \\ CSR_{GN} &= GPP - CER_R - ECL_G = NRP \end{aligned} \quad (4)$$

式中:  $ECL_G$  为总生态系统碳排放泄漏。这里的  $GPP$  和  $CER_R$  的研究工作较多,其评价方法也日益成熟,可是  $ECL_G$  和  $NRP$  的研究工作还十分匮乏,其评估方法有待景观或区域尺度生态系统科学研究和观测技术的进步。

### (3) 生态系统的固碳速率与固碳量和碳储存

广义的生态系统碳固定量(carbon sequestration capacity of ecosystem, CSC),可以包括生态系统总固碳量(gross carbon sequestration capacity of ecosystem,  $CSC_G$ )和净生态系统固碳量(net carbon sequestration capacity of ecosystem,  $CSC_N$ )。生态系统总固碳量是指植物光合作用固定转化  $CO_2$  为有机碳的总量,它既可以是一定时间内  $GPP$  的积分值(被称为总初级固碳量, gross primary carbon sequestration capacity,  $CSC_{GP}$ ),也可以是  $NPP$  的积分值(被称为净初级固碳量, net primary carbon sequestration capacity,  $CSC_{NP}$ )。小尺度和短时间的典型生态系统净固碳量是指植被从大气中净吸收并储存于植物和土壤之中的碳总量,是总初级固碳量扣除各种呼吸碳排放的净吸收量,为  $NEP$  的积分值(即净生态系统固碳量(net ecosystem carbon sequestration capacity,  $CSC_{NEP}$ )或者  $NBP$  的积分值(即净生物群系固碳量, net biome carbon sequestration capacity,  $CSC_{NBP}$ ),而大尺度和长期的区域生态系统净固碳量则是  $NRP$  的积分值,为区域生态系统净固碳量(net regional carbon sequestration capacity,  $CSC_{NRP}$ )。

目前人们通常所说的生态系统固碳速率主要是指  $NEP$  或  $NBP$ ,对于区域生态系统而言,则实质性的含义是指  $NRP$ ,因为只有这3个分量才可以经过长期的累积被有效地储存于典型生态系统或区域生态系统之中,形成植被(根、茎、叶和凋落物)有机碳和土壤有机碳(土壤有机质、微生物有机碳和可溶性有机碳),并且也只有这3个分量在可以接受的假设条件之下能够利用生态学方法直接测定,其单位为  $gCm^{-2}$ 、 $tChm^{-2}$  或  $gC$ 、 $tC$ 。

生态系统的现存碳储量(existing carbon storage,  $CS_E$ )是生态系统长期积累碳蓄积的结果,是生态系统现存的植被生物量有机碳( $CS_V$ )、凋落物有机碳( $CS_L$ )和土壤有机碳储量( $CS_S$ )的总和。一般将

单位土地面积生态系统、植被和土壤碳储量分别定义为生态系统碳密度(ecosystem carbon density,  $CD_E$ )、植被碳密度(vegetation carbon density,  $CD_V$ )和土壤碳密度(soil carbon density,  $CD_S$ ),其单位为  $gCm^{-2}$ 、 $tChm^{-2}$ 。

### (4) 生态系统生产力、固碳速率与碳储量的基本关系

通过上述分析可知,可以将典型生态系统的生产力、碳交换通量(固碳速率)与固碳量和碳储量的关系概括为:

$$CS_E(t) = CS_{E0} + \int GPP(t)dt - \int CER_G(t)dt \quad (5a)$$

式中:  $CS_E(t) = CS_V + CS_L + CS_S$ , 为生态系统的现存碳储量;方程右边的第一项为生态系统的初始碳储量,第二项为生态系统总的固碳量,第三项为生态系统呼吸的总碳排放量,  $CER_G = R_a + R_h + R_b$ , 第二与第三项的差值则为生态系统净碳蓄积量,为  $NEP(t)$  或  $NEE(t)$  的积分值。进而将其扩展为区域生态系统长期过程,则方程为:

$$CS_G(t) = CS_{G0} + \int GPP(t)dt - \int CER_G(t)dt - ECL_G \quad (5b)$$

式中:  $CS_G$  为长期过程决定的区域生态系统的现存碳储量,方程右边的第四项为生态系统总碳泄漏量( $ECL_G = E_p + L_g + L_a$ ),第二与第三和第四项的差值则为区域生态系统净碳蓄积量,为  $NRP$  的积分值。

生态系统的固碳速率和碳储量(固碳量)是量纲不同的两个物理量,固碳速率与生态学的生产力和气象学的碳通量的量纲相同,都是( $MT^{-1}L^{-2}$ );而生态系统碳储量和固碳量则是管理学的物质流动和交换量的概念,其量纲是( $MT^{-1}$ ),其统计单元可以是特定面积的区域生态系统,也可以是特定类型的工程项目、管理措施或制度方案等。

对于异质的多景观生态系统,其区域性的平均固碳速率(average carbon sequestration rate,  $CSR_{AR}$ )、平均排放速率(average carbon emission rate,  $CER_{AR}$ )以及平均碳密度(average carbon density,  $CD_{AR}$ )多采用面积加权方法统计分析。

$$\begin{aligned} CSR_{AR} &= \frac{1}{A_{TR}} \sum_i^N CSR_i A_i \\ CER_{AR} &= \frac{1}{A_{TR}} \sum_i^N CER_i A_i \\ CD_{AR} &= \frac{1}{A_{TR}} \sum_i^N CD_i A_i \end{aligned} \quad (6)$$

式中:  $A_{TR}$  和  $A_i$  为区域土地面积和不同土地利用/

覆被方式 ( $i=1,2,\dots,N$ ) 的面积;  $CSR_i$ 、 $CER_i$  和  $CD_i$  为不同土地利用/覆被方式下的平均固碳速率、排放速率和碳密度。

进而, 区域尺度的总固碳速率(gross carbon sequestration rate,  $CSR_G$ )、总呼吸排放速率(gross carbon emission rate,  $CER_G$ )、总碳储量(gross carbon storage,  $CSE_G$ )为:

$$\begin{aligned} CSR_G &= CSR_{AR} \cdot A_{TR} = \sum_i^N CSR_i A_i \\ CER_G &= CER_{AR} \cdot A_{TR} = \sum_i^N CER_i A_i \\ CS_{EG} &= CD_{AR} \cdot A_{TR} = \sum_i^N CD_i A_i \end{aligned} \quad (7)$$

对于区域生态系统, 或者特定生态工程项目、管理制度和措施体系的固碳总量和总的现存碳储量  $CS_E$  也多采用净固碳速率(net carbon sequestration rate,  $CSR_N$ )与面积(area,  $A$ )乘合的方法进行统计分析。

$$\begin{aligned} CS_E(T) &= CS_{E0} + A_{TR}(CSR_{AR} - CER_{AR}) \\ &= CS_{E0} + \sum_i^N A_i(CSR_i - CER_i) \end{aligned} \quad (8)$$

或者, 用碳密度的面积积分统计。

$$CS_E = CS_{E0} + CD_{AR} \cdot A_{AR} = CS_{E0} + \sum_i^N CD_i A_i \quad (9)$$

## 2.2 固碳速率和增汇潜力分析的生态学基础

生态系统固碳速率不仅决定于环境条件, 也决定于植物生长发育过程、植被的演替阶段, 以及群落叶面积及其功能状态的变化。在通常的气候和土壤环境条件下, 生态系统固碳速率有其自然的季节、年际和长期的动态变化规律。但是这种固碳速率的变化规律及其特征值也会因生态系统类型、区域性环境条件以及人为干预措施的影响而改变, 这也正是人们通过改变土地利用/覆被和生态系统管

理提高生态系统固碳能力的生态学基础, 也是定量分析和认证生态系统固碳速率和增汇潜力的生态学基础。

(1) 植物生长(生命)周期变化的固碳速率和碳蓄积过程

植物的生长或生命周期是决定生态系统固碳速率和碳蓄积过程特征的主要因素。一年生植物(草地和农作物)与多年生植物(灌丛和森林)的生命周期虽然不同, 但是他们的生长模式、固碳速率和碳蓄积动态变化过程具有相似性, 可以用图(2a)模式来描述生态系统碳储量的动态变化, 用图(2b)来描述生态系统固碳速率的动态过程。

大量植物生理生态学研究结果已经证明, 大多植物在其生命周期的生物量蓄积(即现存碳蓄积量)可以用S型的逻辑斯蒂曲线方程来描述(图2a), 即

$$CS_E(T) = \int GPP(t)dt - \int CER_G(t)dt = \frac{K}{1 + ae^{-\beta t}} \quad (10)$$

方程(10)的一阶导数则为植物净固碳速率的变化曲线(图2b), 即

$$\frac{d(CS_E)}{dt} = CSR_N = NEP(t) = \frac{Ka\beta e^{-\beta t}}{(1 + ae^{-\beta t})^2} \quad (11)$$

式中:  $K$  被称为碳蓄积的环境容量(environment capacity,  $EC$ ), 即当环境条件相对稳定时, 种群碳蓄积增长可能渐近的最大潜力值, 通常被称为植被碳饱和容量(saturation capacity of vegetation carbon,  $SCvc$ ),  $\alpha$ 和 $\beta$ 为回归参数。

如图2所示, 相同生命周期的种群植被碳饱和容量可能差异很大(图2a), 因而其固碳速率也大不相同(图2b), 这是导致不同生态系统碳汇功能差异的主要原因。另外, 生态系统碳蓄积的环境容量不仅仅决定于环境因子的供给水平, 也决定于环境因子的优化组合状况, 还与生态系统优势物种的生命周期和群落结构等因素密切相关。

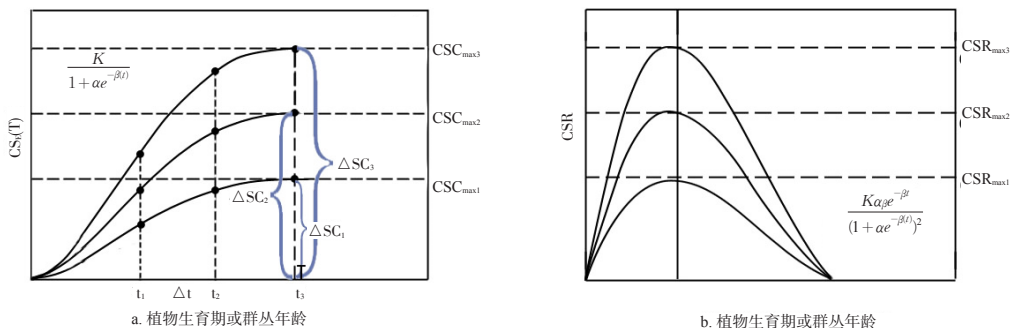


图2 逻辑斯蒂曲线方程描述的植物生长(生命)周期变化的固碳速率和碳蓄积动态变化过程



对于一年生的农作物或草本植物而言,其生命周期为1年,则 $t$ 表示的是植物生育天数(生育期),其碳蓄积过程的S曲线是由生态环境因素(主要是辐射、温度和降水)的季节变化驱动的植物叶面积(LAI)和光合作用能力(内禀生长率)以及植物衰老过程所决定的。对于北方的自然草地生态系统而言,其生命周期多为几年到十几年,而大多数的落叶森林和常绿森林生态系统的生命周期多在几十甚至上百,则 $t$ 表示的是植被群丛年龄,通常是从一次大的环境扰动后植被重建开始的,其碳蓄积过程的S曲线描述的是植被重建(造林、再造林、草地封育等)过程中优势物种生长过程的碳蓄积,实际上是优势植物不同年份内生长过程不断累积的结果。优势植物在不同年份内的生长过程主要是环境因子的季节变化驱动的,而多年生群落生命周期的碳蓄积过程则主要是植物生长过程和内禀生长率以及植物生命周期的衰老机制所决定,年际间固碳能力虽然会因当年的气候条件变化(非极端气候变化)带来一些波动,但是这并不能改变其整个生命周期内的基本变化特征。

图3是基于生态学原理所描述的碳蓄积过程和光合固碳/呼吸排放速率在年内和整个生命周期内的动态变化模式。生态系统NEP代表了一个生态系统碳储存量的增加,在不同的周期尺度上都显示出较大的时间变化。对于一个近期内未受到强烈干扰的生态系统而言,其NEP仅仅是GPP和RE两个分量之间的一个较小的差值。在植物的生长高峰期之前,因植物的光合作用会超过呼吸作用,其NEP为正值,生物量碳储量( $CS_v$ )不断增长,而在植物的生育后期,因光合作用逐渐降低,呼吸作用不断增加,NEP会因过大的异养呼吸而为负值(图3a),导致生物量碳储量( $CS_v$ )减少(图3a中的实线)。当然也有一些植物种群在生育的晚期也会保持相当高的GPP水平,从而维持NEP渐近零的正值,则生物量碳储量( $CS_v$ )在生育后期逐渐趋于S型曲线的饱和值(图3a中的虚线)。

在生态系统演替的季节周

期内,很少情况下会达到生态系统的碳固定与碳损失的平衡状态,并且一年生的作物和草地所积累的生物有机碳大多会因人工收获和放牧等原因移出生态系统,只有很少部分可能被储存于土壤、凋落物和根系之中,通常情况下的土壤有机碳总量的年内变化是很小的,其变化量是难以被测定的。

对于造林和再造林的森林生态系统,植被的碳储量会随着树龄的增大,以S型生长方程的方式不断积累,其生态系统的NEP和NPP常常在中期达到高峰,生态系统呼吸会随着植物死亡率和凋落物的积累而持续增加,生育晚期NEP与RE会逐渐达到相对平衡,生态系统的植被碳储量( $CS_v$ )趋于饱和状态(图3b),有时也会有不同程度的下降趋势。

在区域尺度生态系统演替过程的固碳速率和潜力分析研究中,通常情况下都是忽略其年内碳蓄积的动态变化,以年尺度累积的光合碳固定与呼吸碳排放的净差值作为单位土地面积的年固碳速率(annual carbon sequestration rate,  $CSR_{yr}$ ,  $gCm^{-2}yr^{-1}$ ,  $tChm^{-2}yr^{-1}$ )或年净碳排放速率(annual carbon emission rate,  $CER_{yr}$ ,  $gCm^{-2}yr^{-1}$ ,  $tChm^{-2}yr^{-1}$ )。对生态系统碳蓄积的长期变化过程而言,如果没有人为因素的强烈干扰,特别是在没有人为收获、放牧、采伐等干扰条件下,生态系统的现存碳储量的动态变化函数 $CS_v(t)$ 基本符合方程(10),固碳速率动态变化函数 $CSR_G(t)$ 基本符合方程(6)的变化模式,同时其碳平衡的各种分量(GPP、NEP、RE等)的变化过程及其平衡关系也基本可以用图3b的动态模式来表述。

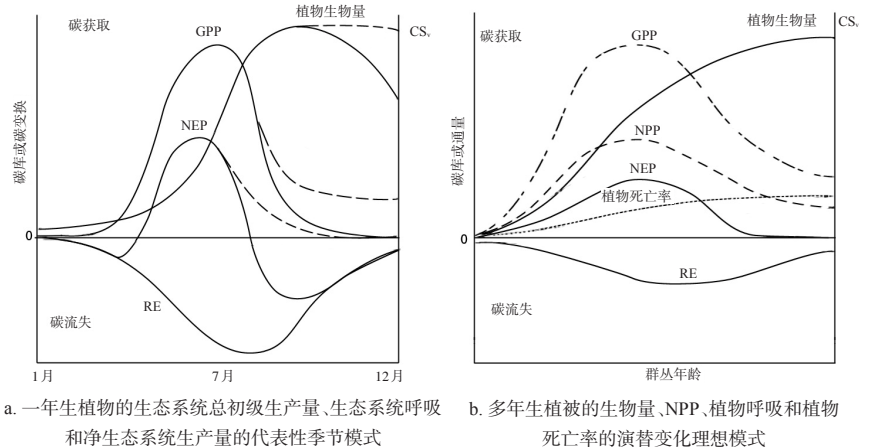


图3 生态学原理所描述的自然生态系统固碳速率与碳蓄积动态变化模式

Fig.3 Dynamics of carbon sequestration rate and carbon storage of natural ecosystem described by ecological principle

(a)中NEP是两个大的通量(GPP和RE)之间的差,图中, $CO_2$ 年通量处于稳定状态,因为NEP年循环总数接近于零。这里假定因干扰导致的碳损失为零。(b)中的NPP常常在演替中期达到峰值,生产量和呼吸作用(RE)在演替晚期都有所下降。GPP表示总初级生产量

## (2) 生态系统原生演替过程中的固碳速率和碳蓄积

生态系统自然演替过程是决定生态系统生产力和碳蓄积长期变化的关键驱动因子。生态系统演替主要分为2种类型, 其一是原生演替, 其二是次生演替。在这两种不同的演替模式下, 生态系统的生产力和碳积累的动态过程具有很大的差别, 形成两种不同的碳积累及固碳速率的动态变化模式。图4为原生演替和次生演替过程中碳库(植物和土壤)和碳通量(NPP、 $R_h$ 、NEP)动态变化的理想模式。本图假定流失到地下水中的碳可以忽略。原生演替早期, 由于NPP大于异养呼吸, 植物和土壤的碳缓慢积累, 所以净生态系统生产力(NEP)为正。次生演替早期, 由于干扰后异养呼吸流失的碳超过了NPP的积累, 土壤碳含量下降, 因而NEP为负。演替晚期, 植物和土壤的碳达到稳定状态(理想情况下), 所以NEP大致为零。在原生演替和次生演替中, 都是演替中期时NEP和NPP达到最大。

原生演替是指由移植动态控制的群落向资源竞争控制群落发展的变化过程<sup>[4]</sup>。在生态系统受到一次大的干扰(如火山爆发、冰期、采矿等)成为裸露地之后, 因为原来的大多数植物丧失, 其生境就会被一些外界分布的先锋性植物所占领, 开始其漫长的植被演替过程, 在不同演替阶段优势种群会不断变化, 逐渐地使生态系统由移植动态控制的群落向资源竞争控制的群落发展, 最后形成相对稳定的顶级群落(Climax Community)生态系统<sup>[4]</sup>。在特定的生态区域内, 大多只有一种或少数几种演替途径占优势, 但是在一些情况下多样化的演替途径也是可能的。不同类型生态系统的生物量和净初级固碳速率的长期演替轨迹可能是不同的。一种最为常见的森林生态系统演替模式具有以下主要的阶段性特征。

首先, 在原生演替开始时, 土壤有机质缺乏, 生态系统的分解速率几乎为零, 土壤中低的有机质含量导致其持水力和阳离子交换能力都会很低, 同时演替的先锋植物主要是种子小, 自由生活型和共生固氮者, 群落的植物个体小、密度低、加上受氮供给的强烈限制导致了植物净初级生产力很低, 几乎接近零, 并且其生产力和生物量增长的过程极其缓慢(图4a)。

其次, 在演替的早期到中期, 植物的总初

级生产力(GPP)和净生产力(NEP)会快速递增, 同时由于凋落物数量和品质的上升, 分解作用也相应增加, 呼吸速率( $R_h$ )也不断增加, 这些因素在演替中期时会达到最大, 当达到最大叶面积指数之后又逐渐减少(图4a、b)。因为净生态系统生产力(净的碳积累速率)主要取决于生态系统净初级固碳速率与异养呼吸以及淋溶碳损失之间的平衡, 其中异养呼吸是碳损失的主要途径。因此, 在这期间因为异养呼吸往往滞后于净初级生产力, 使得NEP在演替早期和中期多为正值, 植被和土壤不断地蓄积有机碳(图4a、b)。

再次, 在演替晚期, 因为植物的生长会受营养供应限制、树木衰老、枝条和树木死亡率增加等原因导致生态系统初级生产力(GPP)降低, 异养呼吸( $R_h$ )增加, 这时的NPP与异养呼吸的水平相当, NEP会很小, 甚至在接近于零的范围内波动, 生物量积累速度降低, 群落生物量逐渐达到一个相对恒定的平衡状态(稳态), 也就是生态系统的现存碳储量趋近于饱和水平(图4a、b)。

在森林生态系统的碳循环研究中, 经常将老龄林看作为气候顶级生态系统, 并认为其基本处于碳蓄积的饱和状态<sup>[5-7]</sup>, 因此可假定老龄林碳的储量为气候顶级的碳储量, 或称为碳蓄积潜在容量(Potential Capacity of Carbon Storage)。但是近年一些学者也开始怀疑老龄林生态系统是否真的存在碳饱和现象, 对传统生态系统演替理论提出质疑<sup>[8-9]</sup>。

近来的一些研究表明, 在演替的晚期, 气候和生物过程(病虫害发生)的年际变化对生物量和初级

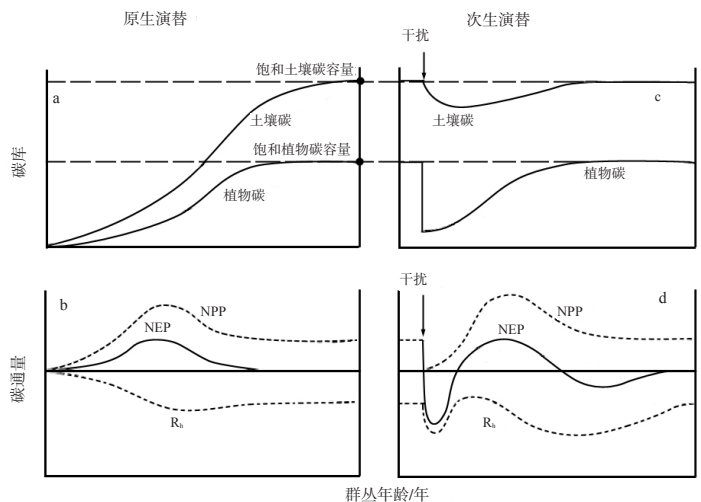


图4 生态系统演替理论所描述的生态系统碳储量和固碳速率变化模式

Fig.4 Variation modes of carbon storage and carbon sequestration rate

固碳速率的影响程度可能会大于演替变化过程所施加的影响。例如,森林的自疏(Stand Thinning)作用既可以导致生物量在演替晚期的整个过程中一直增加,也可以导致在演替晚期降低<sup>[4]</sup>;因为一些干扰因素会在生态系统演替达到稳定状态之前,重置一个演替的“时钟”,使得长期演替过程的终点难以确定。此外,在此阶段的NEP更多的是受气候和病虫害所制约,而非演替动态所控制<sup>[4]</sup>。但是在一些特殊的碳积累的生态系统中(如泥炭地、北方森林、北极苔原等),会因演替晚期的分解作用要比NPP下降的更快,进而使其NEP依然是正的,生态系统还是可以持续处于碳积累过程之中<sup>[4]</sup>。这就解释了一些泥炭地的生产力虽然很低,但是大多数的生态系统却具有更大的碳密度这一现象。

(3) 生态系统次生演替过程中的固碳速率和碳蓄积

次生演替与原生演替的不同在于干扰过后的生境很快就会有现存的先锋物种移植。次生演替的一个特点是可能从干扰后存活的根或茎萌生,或者土壤种子库(seed bank)萌发,另一个特点是初始碳库以及通量都会远远大于原生演替<sup>[4]</sup>。因此,次生演替的NPP恢复速度要比原生演替快得多,这是因为次生演替的草本植物的快速移植和迅速生长,以及多年生草本植物的萌生可以使植物群落得以快速恢复。在次生演替的早期,当多年生草本植物,特别是木本植物的多度迅速增加时,由于木本植物比草本植物能保留更高比例的生物量,所以生物量和NPP会增加的更快<sup>[4]</sup>。在次生演替的中期和晚期,其生物量和NPP的改变与原生演替非常类似(图4c)。

与原生演替相反,在次生演替的早期,分解速率同其他任何时间相比都更快,因为许多干扰将大量的非稳态的碳转移到土壤中,形成了有利于分解的环境。次生演替初始碳库的大小取决于干扰的性质和严重程度(图4d)。在倒木、飓风或昆虫爆发之后,会有大量来自死叶和根等不稳定碳的输入。火灾消耗了地表的一些土壤有机质,但是同时也通过死根以及地面上未被烧毁的植物体给土壤增加了新的碳源。干扰还刺激了解作用,因为植被覆盖率的降低使更多的光线可以到达土壤表面,并减少了蒸腾作用的水分损失,由此引起的土壤温度和含水量的增加会提高分解速率。此外,次生演替早期的大量高品质凋落物也会促进分解过程。

在演替中期,重新长出的植被对水和养分的有效利用增加,而且所形成的荫蔽环境会降低土壤的温度,这些环境变化会导致分解过程的减慢。在演替晚期分解作用会减弱,因为NPP的下降减少了凋落物的输入,凋落物的品质也有所降低,且环境也变得不如演替早期那样有利于分解作用。在次生演替早期,因分解作用会导致大量的碳流失,生态系统碳库减小,NEP为负值(图4d)。在由早期向中期演替过程中,在NPP到达峰值前,一旦NPP超过了分解作用,则生态系统就会开始积累有机碳。在演替晚期,生态系统要么达到碳平衡,要么继续以低速率积累碳,这取决于环境对NPP和分解两者的限制作用强度。

### 2.3 生态系统增汇潜力分析中的基准水平、潜力水平和增汇潜力

生态系统增汇潜力是相对于某个基准水平而言的,选择不同的基准年或基准水平来分析增汇潜力的结果可能是完全不同的,其结果的实际意义、生态学涵义以及经济和技术可行性也都具有巨大的差异。因此在生态系统固碳潜力分析研究中,必须明确地定义基准水平(或参考水平)和潜力水平等问题。

#### (1) 基准年与基准水平

基准水平指的是在基准年和基准的自然条件或基准的人为调控水平下现实的生态系统固碳速率(practical carbon sequestration rate at base level,  $CSR_B$ ,  $gC\ m^{-2}\ yr^{-1}$ ),一般可以定义为:

$$CSR_B = -NEE_B = NEP_B = CSR(E, M) \quad (12)$$

或者用特定时间、特定区域(特定项目、特定管理、特定政策)生态系统的净固碳总量(practical net carbon sequestration capacity at base level,  $CSC_B$ ,  $PgC, tC$ )来度量和统计。

$$CSC_B = \sum_i^N CSC_{Bi} A_{Bi} \quad (13)$$

式中:  $CSR(E, M)$  表示固碳速率是环境因子和人为调控因子共同作用的函数;  $CSC_{Bi}$  和  $A_{Bi}$  是区域内第  $i$  种类型生态系统的基准固碳量和面积,或者是指碳汇项目的固碳效益和活动规模。

基准年、基准自然条件和基准人为调控水平的确定是一个十分复杂的问题,主要是根据碳计量的目的、碳管理目标和政策情景等因素而确定。服务于《京都议定书》的碳汇计量基准年为1990年,其基准自然条件和基准人为调控水平也都是以1990



年的状态为标准。

## (2) 目标年/管理措施/情景与固碳的潜力水平

生态系统固碳潜力分析的目的主要是评价在未来自然条件或人为管理措施/情景/政策条件下, 或者是在某种要素改变或要素组合变化情景下, 自基准年到目标年期间可能增加的固碳量(additional carbon capacity)。因此, 通常定义生态系统固碳的潜力水平(potential level)为在特定目标年和环境背景下, 生态系统可能达到的最大固碳能力, 可用单位时间单位面积的生态系统可能实现的最大固碳速率(简称为潜在固碳速率, potential carbon sequestration rate,  $CSR_p$ ,  $gC\ m^{-2}\ yr^{-1}$ )来度量。

$$\begin{aligned} CSR_p &= -NEE_{max} = NEP_{max} = CSC(E_{PO}, M_{PO}) \\ &= GPP_{max} - R_{amin} - R_{hmin} = NPP_{max} - R_{hmin} \end{aligned} \quad (14)$$

还可以定义为特定时间、在特定区域(实施特定项目、特定管理、特定政策)状况下的生态系统可能实现的最大固碳总量(简称潜在固碳量, potential carbon sequestration capacity,  $CSC_p$ ,  $tC$ ,  $tChm^{-2}$ )。

$$CSC_p = \sum_i^N CSC_{Pi} A_{Pi} \quad (15)$$

式中:  $CSC(E_{PO}, M_{PO})$  为最优的环境条件下目标措施优化实施后的水平;  $CSC_{Pi}$  和  $A_{Pi}$  分别为区域内第  $i$  种类型生态系统的潜在固碳量和面积, 或者是指碳汇项目的固碳效益和活动规模。

这里的潜在固碳速率水平可以是自然环境变化情景下的自然生态系统饱和固碳速率, 或者近似平衡态的顶级群落生态系统的饱和固碳速率(saturated carbon sequestration rate,  $CSR_s$ ), 也可以是通过人为管理措施可能实现的生态系统最大固碳速率(maximum carbon sequestration rate,  $CSR_{max}$ )。

如图5所示, 自然状态下的潜在固碳量水平是指生态系统自然演替过程的饱和固碳容量水平(saturation capacity of carbon sequestration,  $CSC_s$ )或者某个平衡态(稳态)生态系统可能达到的最大碳储量(maximum carbon storage,  $CS_{max}$ )。人为活动影响下的潜在固碳量水平是指通过人为管理措施可能实现的生态系统最大碳蓄积量, 或者是多种自然和人为措施优化组合条件下的生态系统饱和碳蓄积水平(saturation capacity of carbon sequestration,  $CSC_s$ )。对于特定区域的潜在固碳能力而言, 它既可以是自然环境变化情景下的潜在的区域生态系统固碳量(potential carbon sequestration capacity,  $CSC_p$ ), 也可以是人类活动和管理情景下的最大可

能区域生态系统固碳量(maximum carbon sequestration capacity,  $CSC_{max}$ )。

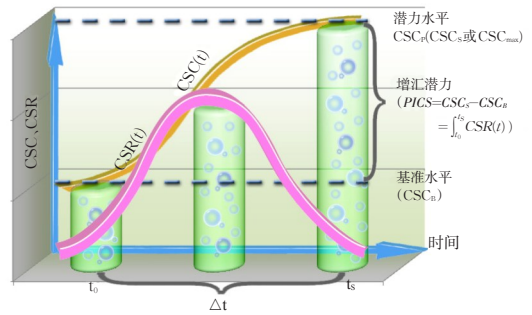


图5 生态系统固碳的基准水平、潜力水平、增汇潜力及增汇速率的相互关系

Fig.5 Relationship among base level, potential level and potential increment of carbon sink and its rate of ecosystem carbon sequestration

## (3) 生态系统碳汇功能及其增汇潜力

生态系统碳汇功能是指生态系统吸收大气  $CO_2$ , 减缓大气  $CO_2$  浓度升高的生态系统功能。在实际的生态系统碳汇管理实践中, 根据不同的目的、以及不同的基准水平与潜力水平组合可以形成多种来自生态的、经济的和气候变化公约限制下的增汇潜力概念体系。

基于基准水平和潜力水平两个概念, 我们可以将生态系统的增汇潜力(potential increment of carbon sink,  $PICS$ )定义为通过某种自然因素或因素组合, 而使得生态系统在基准固碳水平基础上可能增加的固碳速率或者净固碳总量(图5), 即

$$\begin{aligned} \text{生态系统增汇潜力} &= \text{生态系统潜力固碳水平} \\ &\quad - \text{生态系统基准固碳水平} \end{aligned} \quad (16a)$$

这里既可以用生态系统固碳量将增汇潜力表达为:

$$\begin{aligned} PICS_{cj} &= CSC_{Pj} - CSC_{Bj} = CSC_{sj} - CSC_{Bj} \\ &= CSC_{maxj} - CSC_{Bj} \end{aligned} \quad (16b)$$

式中:  $PICS_{cj}$  是  $j$  种情景下或  $j$  种驱动因素影响下增加的固碳量,  $CSC_{Pj}$  和  $CSC_{Bj}$  分别为对应的  $j$  种情景下或因素驱动下的潜力固碳量和基准固碳量, 也可以用生态系统固碳速率将增汇潜力表达为:

$$PICS_{Rj} = CSR_{Pj} - CSR_{Bj} \quad (16c)$$

式中:  $PICS_{Rj}$  是  $j$  种情景下或  $j$  种因素驱动的可能增加的固碳速率,  $CSR_{Pj}$  和  $CSR_{Bj}$  分别为对应的  $j$  种情景下或驱动因素的潜力固碳速率和基准固碳速率, 其平均增汇速率则可以表示为:

$$\overline{CSR}_s = \frac{\Delta CSC}{\Delta t} = \frac{1}{t_s - t_0} \int_{t_0}^{t_s} CSR(t) dt \quad (17)$$

### 3 陆地生态系统增汇途径及其增汇潜力的概念框架

#### 3.1 基于生态系统演替理论的增汇途径和潜力分析

##### (1) 基于生态系统演替理论的3种增汇模式

生态系统的自然固碳速率(natural carbon sequestration rate)是指在自然环境因素条件下所形成的生态系统固碳速率,也可以认为是在非人为干扰的自然环境条件下生态系统的现实固碳速率,一般利用GPP、NPP、NEP、NBP等经典生态系统生产力概念来表征。与此相对应的生态系统碳汇功能变化则是指在自然因素变化和人为管理措施共同影响下的生态系统固碳速率或者固碳量的改变量。如果其影响的结果是导致生态系统净碳吸收速率和固碳量增加,则表明生态系统具有增汇功能(carbon sink, 碳汇);相反,如果净碳吸收速率为负值或固碳量减少,则表明生态系统为碳的排放源(carbon source, 碳源)。基于生态系统演替理论分析自然或人为措施增汇或减排途径可以将其概括为三种基本模式,即容量调控模式、速率调控模式和综合调控模式(图6)。

①容量调控模式。是指通过自然因素或人为管理措施调控生态系统演替过程,改变生态系统碳储量的饱和水平(潜在的碳蓄积容量, potential level of carbon sequestration capacity,  $CSC_p$ ),扩大植被和土壤的碳库容量的调控模式。图6a为基于原生演替的容量调控模式概念图,其中的基准过程曲线是自然条件下的碳蓄积动态变化,如果采取合理的人为增汇技术措施调控生态系统演替过程,从而可能改变碳蓄积动态变化过程为增容过程曲线,最终可以使碳容量增加到  $CSR_{p1} = CSC_B + \Delta CSC$  的水平;相反如果采取不当的人为管理措施,可能改变碳蓄积动态变化过程为减容过程曲线,使得碳容量减少到  $CSR_{p2} = CSC_B - \Delta CSC$  的水平。

同样,图6b是基于次生演替的增容模式概念图,对于次生演替而言,在自然演替过程下的碳容量水平可以参考干扰发生前的碳储量水平,可是如果采取了合理的人为调控措施则有可能使碳库容量增加到  $CSR_{p1} = CSC_B + \Delta CSC$  的碳储量水平;相反,如果采用了不合理的人为措施有可能只恢复到  $CSR_{p2} = CSC_B - \Delta CSC$  的碳储量水平。

②速率调控模式。是指在特定的自然和土地利用方式下,虽然无法大幅度地改变生态系统碳蓄积容量水平,但是可以通过对生态系统的演替进程、植物生长、碳固定和排放速率等方面的调控管理来调节生态系统固碳速率的动态过程,即改变固碳速率和最大固碳速率出现的时间等。图(6c)和图(6d)分别表示的是原生演替和次生演替两种情景下固碳的增速或减速过程调控模式概念。这种速率调控模式的目标虽然不是寻求长期的碳储存能力的增大,但是在几十或近百年的时间尺度上通过对生态系统碳交换的过程调控和管理来缓解当前的气候变化还是不可忽视的技术途径。

③综合调控模式。虽然生态系统的容量调控和速率调控是人为增汇或减排的两种典型模式,可是更为普遍的则是生态系统综合调控碳管理模式。因为生态系统的碳蓄积潜力是碳蓄积动态过程累积的结果,现实中的很多技术和措施也是对碳

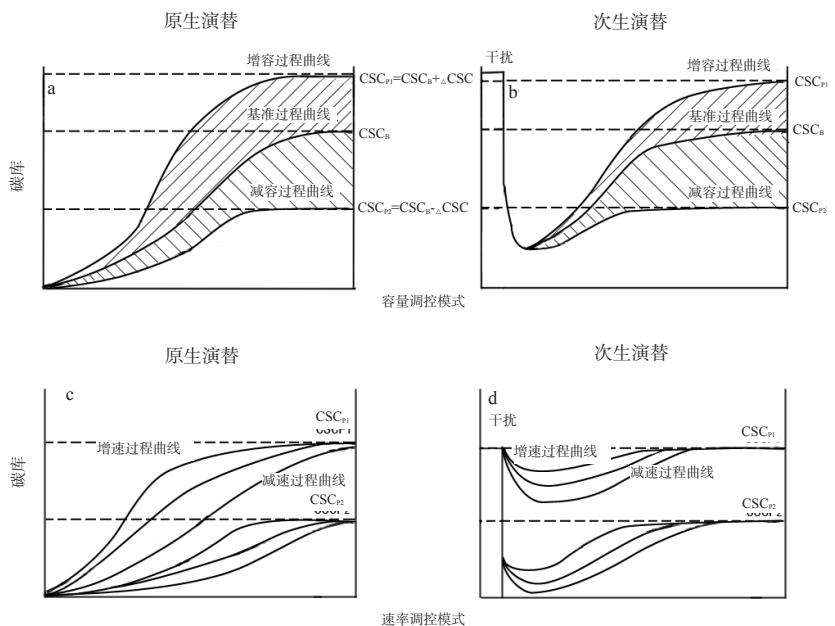


图6 生态系统演替理论所描述的分析自然或人为措施增汇的两种典型增汇模式  
Fig.6 Two typical modes to increase carbon sink through natural/artificial measures

described by ecosystem succession theory

库容量和动态过程产生综合影响的,往往是容量调控和速率调控两者联动,在人为增容过程中也会伴随固碳速率的增加,在人为活动造成的减容情景下也同时会发生固碳速率的降低。

### (2) 基于生态系统管理理论的3种潜力水平

从生态系统演替和碳库容量的影响因素来看,现在人们关注的全球变化因素包括CO<sub>2</sub>浓度升高、全球气候变暖、降水改变和氮沉降等。这些因素都有可能对生态系统演替过程和碳库容量产生较大的影响,即所谓的CO<sub>2</sub>浓度升高的施肥效应(fertilization effect caused by CO<sub>2</sub> enrichment),温度升高的温室效应(greenhouse effect caused by temperature increase),降水改变的灌溉排水效应(irrigation-drainage effect caused by precipitation change),以及氮沉降的养分效应(nutrition effect caused by nitrogen deposition)。对于区域生态系统最具影响的人为调控措施是土地利用和土地覆被类型的结构调整。当然,在相对稳定的土地利用方式下,通过优化生态系统管理,增加各种生态系统的固碳速率和碳蓄积潜力水平也是大有作为的。例如,农业耕作制度、林业经营管理、草地放牧制度的优化都可以对特定生态系统的碳饱和水平产生较大影响。

通常情况下,人们认为气候条件等自然地理因素是人为活动无法改变的,所以由气候条件等自然地理因素和植被演替规律所决定的生态系统碳蓄积饱和水平可以看作是\*\*通过最先进的科学技术、最优化的生态系统结构和碳循环过程管理可能达到的生态系统最大的潜在固碳量,简称为理论固碳潜力水平(theoretical potential of carbon sequestration capacity, CSC<sub>PT</sub>)或最大自然碳汇潜力水平(maxi-

imum potential of carbon sequestration capacity, CSC<sub>PM</sub>)。然而,所谓的最先进的科学技术和最优化的生态系统管理也只能是一种被期望的理想状态,在现实科学技术和管理水平下可能达到的生态系统碳储量水平必然会与理论固碳潜力水平有较大的差距。通常定义由管理技术水平及其可行性限制的潜在固碳水平为技术可行的固碳潜力水平(technically feasible potential of carbon sequestration capacity, CSC<sub>PTF</sub>),同样,将采用可行的技术和效益-成本权衡条件下可以实现的固碳潜力水平作为现实的固碳潜力水平(practical potential of carbon sequestration capacity, CSC<sub>PP</sub>)。

### (3) 基于生态系统碳容量水平等级的增汇潜力与增汇强度

如图6所示,可以相应地将现实固碳水平,或者基准年和基准情景下的固碳水平(碳储量/固碳速率)定义为基准固碳水平或者自然固碳水平(reference or practical carbon sequestration level),则可以将基准碳容量水平与各种潜力的碳容量水平之间的差值(图7a)分别定义为不同情景下的增汇潜力(图7a)。

理论增汇潜力(theoretical potential increment of carbon sink, PICSc<sub>T</sub>(t))为:

$$PICSc_T(t) = CSC_{PT}(t) - CSC_B(t) \quad (18a)$$

技术可行增汇潜力(technically feasible potential increment of carbon sink, PICSc<sub>TF</sub>(t))为:

$$PICSc_{TF}(t) = CSC_{PTF}(t) - CSC_B(t) \quad (18b)$$

现实的增汇潜力(practical potential increment of carbon sink, PICSc<sub>P</sub>(t))为:

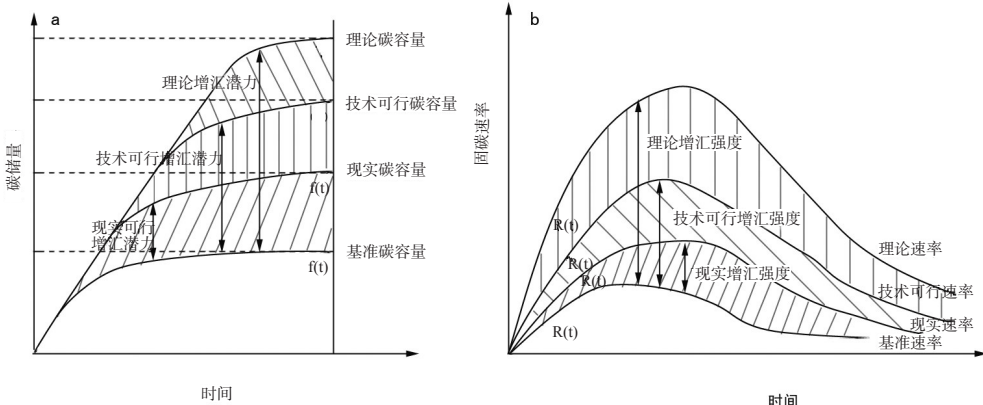


图7 生态系统的碳储量、固碳速率变化及其固碳潜力水平与增汇潜力和碳汇的强度关系

Fig.7 Changes of ecosystem carbon storage and carbon sequestration rate, and the relationships among potential level of carbon



$$PICSc_p(t) = CSC_{PP}(t) - CSC_B(t) \quad (18c)$$

进而,可以将基准固碳速率与各种潜在固碳速率之间的差值(图 7b)定义为不同情景下的增汇强度(图 7b)。

理论增汇强度(theoretical increment intensity of carbon sequestration)为:

$$PICS_{RT}(t) = CSR_{PT}(t) - CSR_B(t) \quad (19a)$$

技术可行增汇强度(techinally feasible increment intensity of carbon sequestration)为:

$$PICS_{RTF}(t) = CSR_{PTF}(t) - CSR_B(t) \quad (19b)$$

现实的增汇强度(practical increment intensity of carbon sequestration)为:

$$PICS_{RP}(t) = CSR_{PP}(t) - CSR_B(t) \quad (19c)$$

关于生态系统的理论固碳潜力水平的确定有很多技术途径。对于特定的典型生态系统而言,可以用时间连续清查法,空间代替时间参照系法,限制因子分析法等技术手段来确定,可是比较简单的方法还是以当地的顶级生态系统饱和碳蓄积量作为参考值<sup>[6,10]</sup>。对于区域尺度的生态系统而言,基于生态过程和地学统计理论的方法更为符合逻辑,可是比较直观有效的方法是采用自然植被的潜在分布(历史上相对稳定的土地利用格局),结合各种类型生态系统饱和碳储量(相同或相近类型的顶级生态系统饱和碳蓄积量),进行加权统计来定量评价。

### 3.2 人为措施的碳汇功能和增汇效益

应对气候变化的碳管理的主要思路是通过人为调控作用增强生态系统碳汇功能、吸收大气 CO<sub>2</sub>,以缓解气候变化进程<sup>[11-12]</sup>。因此,目前国际社会所考虑的减排和增汇对象还仅限于人为措施下的增汇技术、固碳工程和政策等,所关注的人为增汇措施或工程增汇效果报告、计量、认证和核查<sup>[13]</sup>,特别重视自然过程对生态系统固碳功能的影响与人为措施贡献的合理区分<sup>[14]</sup>。可是现实的人工措施还只能通过改变限制生态系统固碳的各种自然因素,改善生态系统管理等来提高其固碳潜力和速率,这就使得两者的区分十分困难。但是,人为措施对生态系统固碳潜力和速率的影响有可能提高生态系统的自然固碳潜力和速率,也有可能降低生态系统自然固碳速率(图 6)。

在现阶段的国际增汇/减排碳管理谈判过程中,所设定的基准的人类活动状态是指自然或传统(基准年)的土地利用/覆被状态,而人类活动水平主要是指人为活动影响下的土地利用/覆被的改变。据此所计量的碳源/汇主要是指通过土地利用改变而导致的生态系统的固碳水平(速率/储量)的变化,即所谓的 LULUCF 增汇和碳损失的贡献<sup>[15-16]</sup>,最近的国际谈判开始关注减少砍伐森林和森林退化导致的温室气体排放(REDD),2009年,经过哥本哈根气候变化大会谈判,REDD在原有的减少森林砍伐和退化的基础上新增了森林保护、森林可持续管理和增加碳储量 3 项内容,即“REDD+”。

实际上,通过调控自然环境和过程变化的增汇潜力,特别是通过生态系统过程管理的增汇潜力也是不可忽视的,但是这部分增汇潜力还没有被纳入应对气候变化国际谈判的对象之中,这必将成为今后的科学研究及国际谈判的重点(图 8)。

现实的人为措施影响下的生态系统固碳速率往往与潜在的自然固碳速率之间有较大的差距,这正是人为增加陆地碳汇功能的理论基础。也就是说,人们可以采取一些措施来减小各种限制因子对生态系统固碳潜力的制约,以提高生态系统固碳速率和潜力水平,通常把他们称之为人为措施增加的固碳速率(artificial increment of carbon sequestration rate)和潜力水平(artificial potential of carbon sequestration),或称为人为增汇强度(artificial increment intensity of carbon sequestration)和人为增汇潜力(artificial potential increment of carbon sequestration)。

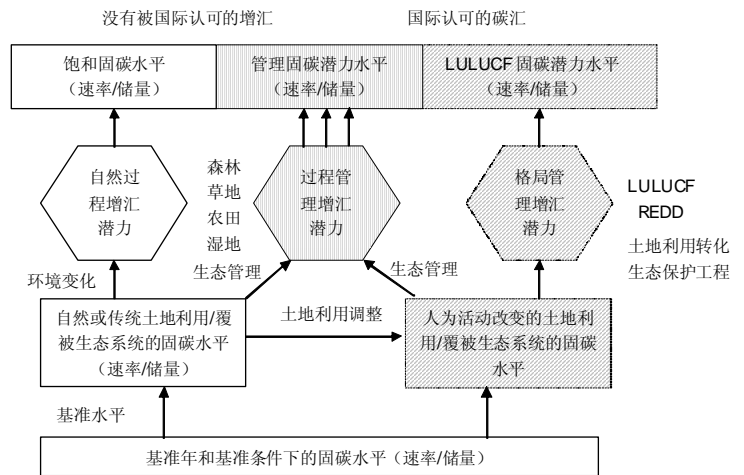


图 8 增加生态系统固碳速率和增汇潜力的技术途径

Fig.8 Technical approaches for increasing carbon sink rate and

图8展示了在自然或传统土地利用/覆被生态系统的固碳水平(速率/储量)的基础上,如何增加陆地生态系统碳汇的基本途径和技术措施,其中的右侧的阴影部分是被国际认可的碳汇管理途径,主要是通过通过对现有的土地利用的调整,并加以空间格局和碳循环过程管理的技术途径,由此增加的碳汇可以按照《京都机制》纳入到国际碳管理的框架之中。除此之外还有一个重要的增汇技术途径却被忽视,这就是在自然或传统土地利用/覆被生态系统格局基础上,通过改善自然和人为措施的生态调控,增强人为的生态过程管理可能增加的碳汇(图8的中左侧两个技术途径)。现实的生态系统生产力水平往往比气候和土壤限制下的生产力水平低很多,主要原因是生态系统管理水平的差距,这会限制生态系统自然固碳潜力的发挥,通过生态系统管理水平的提高增加生态系统固碳速率/潜力也必将会成为应对气候变化的重要途径,是必须给与高度重视的碳汇。

### 3.3 基于《京都议定书》的碳汇强度和增汇潜力的概念体系

在气候变化科学研究以及应对策略的讨论中,关于碳收支的基准主要包括两个标志性的时间节点,即在气候变化科学问题研究中主要关注自工业革命以来的生态系统固碳水平(速率/储量)的变化,一般取1840年为基准年;而在讨论各国的温室气体减排和碳汇管理问题时,主要是关注《京都议定书》规定的1990年(基准年)以后的固碳水平(速率/储量)的变化,即主要是以1990年为基准状态或参考点,更为关注的是自然固碳速率和人为增汇作用的区别,以及通过人为措施增加碳汇的测量、报告和核查。

《京都议定书》规定了发达国家和地区须在2008到2012年之间实现温室气体排放量比1990年削减5%的定量目标(1990年全球每年化石燃料和工业活动排放约59亿吨碳),同时也确定了全球减排的“京都机制(Kyoto mechanism)”。基于《京都议定书》的规定,以及国际碳贸易的限定,形成了以下几个非常重要而又十分严格的碳汇概念。

#### (1) 京都碳汇

京都碳汇(Kyoto Mechanism carbon sink)是指可被《京都议定书》认定的碳汇。京都碳汇特指在1990年之后直接由人类活动引起的土地利用变化

和林业(LULUCF)活动(限于第三条第3款中的造林、再造林和砍伐森林,以及第三条第4款下选定的由人类引起的任何活动,这些活动可能是森林管理、植被重建、农田管理和放牧地管理)导致的生态系统固碳量增加,并以透明且可核查的方式作出报告,经专家组评审后得到的碳汇。发达国家既可以将本国的京都碳汇直接用于抵消本国第一承诺期的减排指标(“抵消排放”),也可以利用京都机制购买国外的CDM项目所形成的碳汇额度用于换取本国的排放权(换取排放),目前虽然很多国家在努力争取将森林管理、农田管理、草地管理、湿地管理和植被重建等碳汇效应也纳入到京都碳汇之中,但是其谈判历程还将非常艰苦。

#### (2) CDM碳汇

CDM碳汇(Clean Development Mechanism carbon sink)是指基于清洁发展机制(Clean Development Mechanism, CDM)实施的减排或固持的碳汇额度。发达国家和地区可以通过购买“可核证的排放削减量”来换取本国的CO<sub>2</sub>排放权,以维持其自身生产发展,而拥有大量“碳汇”的发展中国家,则可通过出售CDM项目新增的CO<sub>2</sub>吸收量来获得技术援助或经济收益,可以看作为一种国际间的碳排放补偿机制。目前的CDM项目主要包括两种类型,其一是清洁能源技术,既包括使用可再生能源(风能、水能、生物质能、太阳能和核能等),又包括在生产行业(钢铁、水泥和化工等)中减少能耗的项目;其二是通过土地利用、土地利用变化和林业活动所增加的碳汇,并且这些增汇活动必须是1990年之后发生的,其碳汇量需要经过严格核算,使用碳汇数量不能超过缔约方基准年排放量的1%乘以5。

#### (3) 市场交易碳汇

市场交易碳汇(market trading carbon sink)是指《京都议定书》中规定的CDM项目所形成的碳汇额度在国际市场上可以交易的碳汇。碳汇交易市场的建立是将市场机制引入到国家碳管理和生态服务领域的重要举措。近年来,国际碳汇市场不断发育,碳汇已经开始成为一种可以用来购买或交换的产品。目前的国际碳汇交易主要以排放交易制度(ETS, emissions trading scheme)为依据<sup>[17]</sup>,人们可以通过利率、贴现率、信贷额度、政府债券、期货等经济杠杆作用促进增汇和减排的碳管理<sup>[18]</sup>

## 4 生态系统固碳速率和增汇潜力计量方法的科学基础

### 4.1 生态系统的自然固碳速率和区域碳收支计量

区域性自然固碳速率和增汇潜力的计量是各种碳计量的基础,也是土地利用变化引起的碳储量变化和各类应对气候变化项目(生态工程、固碳技术、规划和政策情景等)增汇效果评价的基础数据来源。目前,可以用于区域性自然固碳速率和增汇潜力的碳计量与评估的方法主要包括以下4种:①基于生物量和土壤碳储量清单调查的区域碳收支评估;②基于生态系统通量观测结果的区域碳收支评估;③基于生态系统过程模型和遥感模型的区域碳收支评估;④利用大气CO<sub>2</sub>浓度反演方法区域碳收支评估<sup>[3]</sup>。

### 4.2 人为措施的固碳效应及其增汇潜力的计量

人为措施的固碳效应及其增汇潜力的计量和认证问题很复杂,其关键的问题之一是如何区分自然因素与人为因素对生态系统固碳速率的影响,其二是如何评估人为管理措施可能实现的潜力水平。关于前者的确定现在还只能采用野外对比试验或者区域性的抽样调查方法获取数据,采用数据整合分析技术来实现,而后的确定目前可以采用的方法主要包括时间连续清查法、空间代替时间参照系法和限制因子分析法等<sup>[3]</sup>。

#### (1) 时间连续清查法

时间连续清查法是指利用长时间调查或观测资料、森林清查资料或森林生长方程,得到生态系统固碳量的时间序列,进而推算生态系统固碳速率和固碳潜力。时间连续法的理论基础是基于生态系统演替中的碳蓄积动态过程,通过两个观测时间上的碳蓄积量差分来评价生态系统固碳速率(CSR),可以利用生态系统饱和碳储量与现存碳储量的差值来估计潜在的固碳量(CSC<sub>P</sub>),以及潜在的年平均固碳速率(CSR<sub>Pa</sub>)。即

$$CSR = \frac{CSC_{T_2} - CSC_{T_1}}{T_2 - T_1} \quad (20)$$

$$CSC_P = CSC_{max} - CSC(t) \quad (21)$$

$$CSR_{Pa} = \frac{CSC_{max} - CSC(t)}{T_0 - t} \quad (22)$$

式中: CSC<sub>T<sub>2</sub></sub>, CSC<sub>Max</sub> 分别为 t<sub>2</sub> 时刻的碳库储量和生态系统最大碳储量; CSC<sub>T<sub>1</sub></sub> 和 CSC(t) 为基准年或

t 时刻的生态系统碳库储量; T<sub>0</sub> 为生态系统演替到顶级状态所需要的时间。

关于 CSC<sub>max</sub> 的确定是一个极其困难的理论和 technical 问题,目前可以采用的方法主要有专家经验判断方法、区域内同类生态系统参照法、基于长期观测和实验数据模拟估算(等差三点法、黄金分割优选法、逐步搜索法)等方法。但是无论何种方法的理论基础都是基于生态系统的原生演替或次生演替理论,对于原生演替的生态系统主要参考顶级群落的碳储量(图3,4),对于次生演替的群落则参考干扰前的原始群落的生态系统碳储量(图3,4)。中国可以用于生态系统固碳速率评价的时间连续的观测数据是森林清查、土壤清查、草地清查资料,其中以全国森林资源普查资料最为完整,共有7次(1973-1976, 1977-1981, 1984-1988, 1989-1993, 1994-1998, 1999-2003, 2004-2008),这些数据对于了解中国森林整体发展历史和现状非常重要。

#### (2) 空间代替时间参照系法

空间代替时间参照系法又称为库-差别法(Stock-Difference method),其科学假设也是生态系统的演替理论,这种假设认为在环境条件及受干扰情况相近的地点,生态系统会沿着一个相似的演替过程发展。因此可以用处于不同演替阶段或者不同年龄的多个生态系统及其形成时间构建出一个空间变化系列,来代替生态系统时间变化碳储量序列,进而采用基于生态系统演替理论的时间连续法的研究思路,定量分析生态系统的固碳速率和增汇潜力。采用空间代替时间法隐含着一个基本假设,即在相同区域的自然生态系统(天然的老龄林或封育的草地)的碳储量可以作为当地生态系统最大碳储量的参考值。因此,现实的生态系统碳储量与参考生态系统碳储量的差值即为生态系统的固碳潜力(CSC<sub>P</sub>),将 CSC<sub>P</sub> 与演化到参考生态系统碳储量状态所需要时间(ΔT)的比作为增汇速率(C<sub>v</sub>),即

$$CSC_P = CSC_{Max} - CSC(t) \quad (23)$$

$$C_v = \frac{CSC_{max} - CSC(t)}{\Delta T} \quad (24)$$

应用空间代替时间参照系方法的关键技术问题是关于固碳潜力参考标准的确定。这种方法经常被用于生态系统管理等人为措施固碳潜力的分析之中。例如,在土壤固碳潜力分析中,常采用相同气候带的最大土壤碳储量,或者同类土壤的最大碳储量作为参考值;在森林植被固碳潜力分析中,



可采用成熟或过熟林的森林植被和土壤碳密度作为参考;在农作物固碳潜力分析时,可以选择相同区域的历史最高产量作为参考;在研究草地放牧管理时,可以把不同放牧强度区和封禁区的草地固碳量作为参考。

### (3) 限制因子分析法

限制因子分析法是基于各种环境因子可以独立地影响生态系统碳储量,并且其综合影响符合“最小养分律(Law of the Minimum)”所描述的“木桶效应”理论。限制因子法的应用思路是从环境因子对生态系统固碳功能限制程度的角度出发的,即现实的生态系统固碳速率( $CSR_p$ )是多种限制因子综合作用的结果,其潜在的固碳速率则是在各种环境因子的限制作用最小时可能实现的最大的固碳速率( $CSR_{max}$ ),即:

$$CSR_p = CSR_{max} \cdot \prod_i^N F_i \quad (25)$$

式中:  $F_i$  为各种因子(光能、温度、水分和土壤等因子)对固碳速率的影响函数,一般在  $0 \sim 1$  的范围内变化,其数值越接近 1,说明该因子对固碳能力的制约程度越低,生态系统固碳速率趋近于最大值  $CSR_{max}$ ;  $CSR_{max}$  为植物生理功能决定的最大固碳速率。

限制因子法在讨论固碳速率方面有其独到的优势,有益于分析和评价管理措施以及特定群落的最大增汇潜力,但是由于没有考虑生态系统演替过程对固碳速率和潜力的影响,在评价生态系统碳蓄积的动态过程方面还有很大缺陷。

## 4.3 区域或国别的增汇潜力及其效果的计量

应对气候变化的固碳速率和增汇潜力的定量认证必须是以具有行政管理和履行义务的区域或国家为对象,其固碳速率、固碳潜力、以及固碳措施和政策的实际效果必须是可测量、可报告和可核查的。因此如何计量和评估区域或国别的增汇效果及其增汇潜力是一个最实际应用的科技问题。直接应对气候变化的碳汇管理的基本操作单元也是国家或地区,目前的碳计量主要对象是区域土地利用变化引起的碳源汇变化和各类应对气候变化项目(生态工程、固碳技术、规划和政策情景等)的增汇效果。

### (1) 土地利用变化的碳汇效应计量

土地利用/覆盖类型是决定陆地生态系统碳存储的关键因素,土地利用/覆盖由一种类型转换为

另一种类型会伴随着大量的植被和土壤碳存储的变化,其基本假设是,当生态系统由类型 A 转换为类型 B 时,他将具有类型 B 生态系统的固碳功能。目前关注较多的土地利用/覆被的变化主要是林地、草地和耕地之间的相互转换。土地利用变化包括两个不同层次的含义,其一是由于人类活动以及自然环境的影响使土地覆盖类型发生的变化。例如,林草垦殖转为农田以及农田转换为城镇建设用地等。其二是虽然土地覆盖类型未发生明显改变,但是其中的植被群落或者土地利用强度发生了变化,包括森林的次生化、草地退化以及农田耕作制度和产量的变化等。土地利用变化引起的碳源汇变化量可以根据土地类型的历史数据和半经验排放常数估算,采用“簿记模型(Bookkeeping model)”统计得到。时间序列的对比分析是最直观而易于理解的评估方法。通过对同一空间区域内不同时间序列的土地利用状况的差异分析,就可以获得研究区域在这一时间段内的土地利用变化结果。但是土地利用变化数据获取的可靠性以及土地利用类型转换对碳源和碳汇影响评价的不确定性会对土地利用变化的碳源汇计量产生很大影响。

### (2) 生态工程项目的碳汇效果计量

生态工程项目主要是指造林、再造林、植被恢复等林业工程项目。一般是通过生态工程的实施实现生态系统的增汇和减排。例如,联合国粮农署、开发署以及环境署的合作项目“联合国森林减排方案(UN-REDD)”、中国的天然林保护工程、退耕还林工程等都属于此类项目的范畴。中国实施的天然林保护、退耕还林、退牧还草等生态工程,极大地增加了森林碳汇,为全球的碳管理做出了重要贡献。对于此类工程项目增汇效益的计量,主要是依据生态系统原生演替和次生演替原理(图 4)。比如,对于造林、再造林的碳汇效果计量主要利用次生演替过程中的碳储量变化规律进行评估,而对于矿山恢复、沙漠化地区的造林,则主要是利用原生演替的原理。

### (3) 固碳技术措施、生态规划和政策情景的碳汇效果计量

现在被采用的生态系统固碳技术措施主要包括:免耕、少耕、秸秆还田、有机肥(化肥)施用等农田管理措施,林业经营和合理采伐等林业管理,以及草地封育、轮牧等草地管理措施。这些技术措施一般是通过利用自然演替规律,辅助人为措施调节的

思路展开的,通过人为的辅助措施来加速或调整自然系统演替过程,以实现增汇的目标。对这类技术措施增汇效果的计量主要是采用对比实验方法,通过设置不同技术措施的试验对照,采取对比分析的方法来确认或定量评价各种措施的增汇效果。对于区域效应的评价主要采用地理学的加权统计,“薄记模型”等技术手段。生态规划或政策情景(退耕还林、能源结构调整等)的增汇效果和潜力,通常是根 据生态规划方案和政策情景的设计方案确定活动水平,通过参照系方法确定增汇效果因子,采用“薄记模型”方法进行概算。这种概算往往没有与地理空间的生态环境信息相结合,对增汇效果因子的确定也比较粗放,所以其概算结果的不确定性非常大,需要在生态规划的实施过程中不断的精细化评估,也需要在生态规划实施后及时开展效果监测和后评估。

## 5 结语

综合研究和评价中国陆地生态系统固碳速率、增汇潜力以及各类碳管理措施的影响,不仅可以服务于中国的碳管理,同时也具有重要的全球意义。本文从生态系统生产力的基本概念出发,系统性地阐述了陆地生态系统固碳速率和增汇潜力分析的理论基础,提出了陆地生态系统增汇途径及其增汇潜力的概念框架,并阐述了生态系统固碳速率和增汇潜力计量方法的科学基础,目的是为中国固碳速率、增汇潜力的计量与定量认证方法论和技术体系的建立提供理论基础。

目前,在中国开展区域尺度陆地生态系统固碳速率和增汇潜力的定量认证科学研究,还缺乏系统性的生态系统固碳潜力和速率的科学观测、实验研究和区域遥感数据的支持,缺乏国际公认的陆地生态系统碳收支及其增汇潜力计量和认证体系。因此,今后的研究重点应该放在获取和整合已有的主要类型生态系统以及国家层次的基础科学数据、专项科学数据和碳统计数据,集成并发展国家尺度碳循环生态过程-遥感模型,研究构建中国陆地碳收支认证的区域模型系统,基于多源数据-多模型集成研究建立服务于“三可”的国家层次的陆地生态系统碳管理计量运行平台,综合评价中国陆地生态系统自然固碳现状、速率、潜力以及各类碳管理措施的影响,从而为中国应对气候变化提供基础数据、科学知识和技术支持。

## 参考文献

- [1] 于贵瑞. 全球变化与陆地生态系统碳循环和碳蓄积. 北京: 气象出版社, 2003.
- [2] 于贵瑞, 孙晓敏. 陆地生态系统通量观测的原理与方法. 北京: 高等教育出版社, 2006.
- [3] 于贵瑞, 王秋风, 朱先进. 区域尺度陆地生态系统碳收支评估方法及其不确定性. 地理科学进展, 2011, 30(1): 103-113.
- [4] Chapin F S, Matson P, Mooney H A. Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. New York: Springer-Verlag, 2002.
- [5] Odum E P. The strategy of ecosystem development. Science, 1969, 164: 262-270.
- [6] Hudiburg T, Law B, Turner D P, et al. Carbon dynamics of Oregon and Northern California forests and potential land-based carbon storage. Ecological Application, 2009, 19(1): 163-180.
- [7] Keith H, Mackey B, Berry S, et al. Estimating carbon carrying capacity in natural forest ecosystems across heterogeneous landscapes: Addressing sources of error. Global Change Biology, 2010, 16(11): 2971-2989.
- [8] Stewart C E, Paustian K, Conant R T, et al. Soil carbon saturation: Implications for measurable carbon pool dynamics in long-term incubations. Soil Biology and Biochemistry, 2009, 41(2): 357-366.
- [9] Muller-Landau H C. Carbon cycle: Sink in the African jungle. Nature, 2009, 457: 969-970.
- [10] Smithwick E A H, Harmon M E, Remillard S M, et al. Potential upper bounds of carbon stores in forests of the Pacific Northwest. Ecological Application, 2002, 12(5): 1303-1317.
- [11] IPCC. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol. 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use the National Greenhouse Gas Inventories Programme, eds. Eggleston H S, Buendia L, Miwa K, et al. Institute for Global Environmental Strategies, Kanagawa, Japan, 2006.
- [12] Food and Agriculture Organization of the United Nations. Global Forest Resources Assessment 2010, main report. Rome, 2010. www.fao.org/forestry/fra2010.
- [13] IPCC. Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri R K and Reisinger A (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 2007: 104.
- [14] Eggers J, Lindner M, Zudin S, et al. Impact of changing wood demand, climate and land use on European forest resources and carbon stocks during the 21st century.

Global Change Biology, 2008, 14: 2288-2303.

[15] 张小全, 侯振宏. 森林、造林、再造林和毁林的定义与碳计量问题. 林业科学, 2003, 39(2): 145-152.

[16] 张小全, 侯振宏. 第二承诺期LULUCF有关议题谈判进展与对策建议. 气候变化研究进展, 2009, 5(2): 95-102.

[17] Ellerman A. D, Buchner B K. The European Union Emissions Trading Scheme: Origins, Allocation, and Early Results. Review of Environmental Economics and Policy, 2001, 1(1): 66-87.

[18] 王金南. 环境经济学. 北京: 清华大学出版社, 1994: 510.

## Conceptual Framework of Carbon Sequestration Rate and Potential Increment of Carbon Sink of Regional Terrestrial Ecosystem and Scientific Basis for Quantitative Carbon Authentication

YU Guirui<sup>1</sup>, WANG Qiufeng<sup>1</sup>, LIU Yingchun<sup>1,2</sup>, LIU Yinghui<sup>3</sup>

(1. Synthesis Research Center of CERN, Key Laboratory of Ecosystem Network Observation and Modeling, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China;

2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China;

3. Beijing Normal University, Beijing 100875, China)

**Abstract:** It is not only an urgent need for mitigating global climate change to study the carbon sequestration rate, potential increment of carbon sink of regional terrestrial ecosystem and its quantitative authentication, but also the core task of carbon cycle research in earth system, and the scientific foundation of terrestrial ecosystem management. In the past two decades, vast research have been done at home and abroad, and a lot of feasible techniques for increasing carbon sink have been developed in the practice of carbon management. Meanwhile, many concepts of carbon sequestration rate and potential increment of carbon sink of terrestrial ecosystem, and methods for carbon accounting and authentication have been put forward based on different demands and subjects. Due to lacking systematic and sufficient discussion, large discrepancy exists in the understanding of related concepts among different sections and subjects, which leads to the concept confusion and the difficulty in the standardization of accounting methods. In this paper, related concepts such as carbon storage, carbon sequestration rate, and carbon sequestration potential of ecosystem were expounded systematically based on the basic concept of carbon sequestration of terrestrial ecosystem; practical potential of carbon sequestration, socioeconomic potential of carbon sequestration, technical potential of carbon sequestration, theoretical potential of carbon sequestration, and the potential of carbon sequestration ratified by Kyoto Protocol were analyzed based on the realizability of the techniques for increasing carbon sink; and the scientific foundation, limitation and uncertainty of different methods for authenticating, analyzing, and assessing carbon sink, such as time continuous inventory method, space for time reference method, and limited factor analysis method as well, were expatiated finally. The final goal of this paper is to arouse the attention of academe and related sections, to promote the standardization in quantitative authentication of carbon sink, and to provide foundation for establishing methodology and technique system for accounting, reporting, authenticating, and checking of carbon sink in China.

**Key words:** regional scale; terrestrial ecosystem; carbon sequestration rate; potential increment of carbon sink; method of quantitative authentication

本文引用格式:

于贵瑞, 王秋风, 刘迎春, 等. 区域尺度陆地生态系统固碳速率和增汇潜力概念框架及其定量认证科学基础. 地理科学进展, 2011, 30(7): 771-787.