中国科学: 地球科学 2018 年 第 48 卷 第 6 期: 661 ~ 670
SCIENTIA SINICA Terrae earthcn.scichina.com
《中国科学》杂志社 SCIENCE CHINA PRESS

进 展 中国海碳储库与碳循环专题

海岸带蓝碳的科学概念、研究方法以及在生态恢复中的应用

唐剑武[1,2*], 叶属峰[3], 陈雪初[2], 杨华蕾[2], 孙晓红[4], 王法明[1], 温泉[5], 陈少波[6]

1. Marine Biological Laboratory, Woods Hole 02543, USA;
2. 华东师范大学生态与环境科学学院, 华东师范大学河口海岸学国家重点实验室, 上海市城市化生态过程与生态恢复重点实验室, 上海 200241;
3. 国家海洋局东海分局, 上海 200137;
4. 山东大学海洋学院, 威海 264209;
5. 国家海洋环境监测中心, 大连 116203;
6. 浙江省海洋水产养殖研究所 , 温州 325005
* E-mai: jimtang1999@gmail.com

收稿日期: 2017-10-10; 收修改稿日期: 2018-01-03; 接受日期: 2018-02-26; 网络版发表日期: 2018-04-04
国家自然科学基金海外及港澳学者合作研究基金项目(批准号: 31728003)和上海高校特聘教授(东方学者)岗位计划项目(编号: JZ2016006)资助

摘要 海岸带蓝碳广义上指盐沼湿地、红树林和海草床等海岸带高等植物以及浮游植物、藻类和贝类生物等, 在自身生长和微生物的共同作用下, 将大气中的CO_2吸收、转化并长期保存到海岸带底泥中的这部分碳, 以及其中一部分从海岸带向近海及大洋输出的有机碳. 海岸带蓝碳单位面积的固碳能力远大于陆地碳库. 盐沼湿地、红树林、海草床、渔业碳汇和微型生物碳泵等5类海岸带碳汇需要进一步研究其固碳机理和调控因子. 海岸带蓝碳的定量研究方法包括碳收支的监测、模拟实验和模型研究. 我们可以通过恢复、保护和增加这些碳汇来获取新增碳汇, 从而得到碳积分, 进而通过市场机制推动生态保护和恢复. 针对全球应对气候变化的迫切需求以及中国固碳减排的承诺, 我们应加强海岸带蓝碳的科学和政策研究. 利用蓝碳原理, 保护和恢复盐沼湿地、红树林、海草床, 增进微型生物碳泵的储碳功能, 并建设可持续性海洋牧场等重要海岸带生态系统.

关键词 海岸带, 蓝碳, 生态恢复, 盐沼, 红树林, 海草, 微型生物碳泵, 渔业碳汇

1 引言

气候变化是关乎人类生存和各国发展的重大问题, 是21世纪人类面临的最严峻的挑战之一. 气候变化主要源于人工排放的温室气体, 特别是燃烧化石能源所产生的二氧化碳(CO_2). 当前, 人类的化石能源排放和工业生产大约排放了7.8Pg C a^{-1}(IPCC, 2013). 这些人工CO_2的排放破坏了全球生态系统和大气环境之间微妙的平衡关系, 造成了大气CO_2浓度在过去70年来从320ppm(1ppm=1mg L^{-1})增加到现在的400ppm左右.

中文引用格式: 唐剑武, 叶属峰, 陈雪初, 杨华蕾, 孙晓红, 王法明, 温泉, 陈少波. 2018. 海岸带蓝碳的科学概念、研究方法以及在生态恢复中的应用. 中国科学: 地球科学, 48: 661–670, doi: 10.1360/N072017-00341
英文引用格式: Tang J W, Ye S F, Chen X C, Yang H L, Sun X H, Wang F M, Wen Q, Chen S B. 2018. Coastal blue carbon: Concept, study method, and the application to ecological restoration. Science China Earth Sciences, 61: 637–646, https://doi.org/10.1007/s11430-017-9181-x

© 2018 《中国科学》杂志社

由于地球系统的强大功能及其恢复力(resilience), 人工排放的CO_2一部分停留在大气中, 而另一部分被陆地和海洋生态系统吸收, 形成了当前的陆地碳汇和海洋碳汇. 目前, 在大约7.8Pg C a^{-1}的人工CO_2排放中, 大约2.3Pg C a^{-1}被海洋吸收, 1.5Pg C a^{-1}被陆地吸收(含2.6Pg C a^{-1}陆地生态系统净吸收和1.1Pg C a^{-1}土地利用变化的排放), 分别形成海洋碳汇和陆地碳汇, 剩余的4.0Pg C a^{-1}停留在大气中(IPCC, 2013). 因此, 增加海洋碳汇和陆地碳汇, 可以有效减少大气中的CO_2浓度, 从而减缓气候变化. 在碳汇及其相关的碳循环研究中, 海洋碳汇和陆地碳汇研究比较深入, 但是对于海陆交界处, 即受潮汐影响的海岸带生态系统的碳汇功能研究才刚刚起步.

近5年来, 国际上蓝碳研究逐渐兴起, 主要是由保护国际(CI)、国际自然联盟(IUCN)、政府间海洋学委员会(IOC)和联合国教科文组织(UNESCO)等国际组织通过与各级政府的合作, 在全球推广蓝碳的政策与科学研究. 蓝碳的政策研究侧重于全球碳排放交易市场与蓝碳计划的对接、地方蓝碳计划实施的政策支持以及地方蓝碳交易的市场建立等; 而蓝碳的科学研究主要关注蓝碳过程机理, 以及不同海岸生态系统蓝碳的定量化等. 总体上, 对蓝碳政策和科学的研究仍处于起步阶段, 而蓝碳政策的制定和对科学的需求又走在了蓝碳科学研究的前列. 中国已经积极参与到蓝碳计划中, 编制并正在落实“中国蓝碳计划”. 然而, 海岸带蓝碳系统的政策与科学研究尚未形成, 蓝碳的定义和评估方法的研究还需要进一步明确. 为此, 本文简单阐述受潮汐影响的海岸带蓝碳的科学概念、研究方法以及在海岸带生态保护和恢复中的应用.

2 海岸带蓝碳的概念

海洋蓝碳(ocean blue carbon)是指大气CO_2被吸收和固定在海洋中的那部分碳(Nellemann等, 2009). 这里的“蓝碳”是相对于陆地生态系统固定的“绿碳”而言. 海洋蓝碳每年从大气中净吸收(进出通量之和)大约2.3Pg C a^{-1}, 而绿碳大约净吸收了2.6Pg C a^{-1}(IPCC, 2013). 传统上, 海洋蓝碳被认为主要通过物理溶解碳泵(大气CO_2溶解到海水里)、生物碳泵(海洋浮游植物通过光合作用吸收和转化CO_2并沉积到海底)以及海洋碳酸盐泵(贝类、珊瑚礁等海洋生物对碳的吸收、转化和释放)来固碳(Mcleod等, 2011; IPCC, 2013). 陆地绿碳主要通过陆地高等植物的光合作用, 吸收、转化并固定CO_2到植物生物体和土壤中.

海岸带蓝碳(coastal blue carbon)介于海洋蓝碳和陆地绿碳之间. 海岸带既受到海水和潮汐的控制, 又生活着盐沼草和红树林等湿地高等植物以及海草等海底高等植物. 最近几年, 海岸带蓝碳被定义为海岸带盐沼湿地、红树林和海草床等海岸带植物固定的碳(Mcleod等, 2011; 章海波等, 2015; Howard等, 2017). 这个狭义定义的出发点是盐沼湿地、红树林和海草床的高生产力和人工可调控性. 高生产力是指这三类生态系统的单位面积固碳能力是陆地生态系统的10倍以上(Mcleod等, 2011); 这些生态系统仅占全球海洋面积的0.2%, 但其沉积物中埋藏的碳可能占全部海洋沉积物碳储量的50%(Duarte等, 2013). 人工可调控性是指人类活动可以破坏这类蓝碳、也可以通过保护和恢复来增加这类蓝碳, 因此, 通过计算原有的碳库(基线值)和调控后的碳库的差异, 可以将这部分碳纳入到碳积分(carbon credit)和碳交易(carbon trading)体系中, 以作为减缓气候变化的一个手段.

本文试图扩展上述基于应用价值的蓝碳定义, 从海岸带碳循环的科学过程来广义地定义海岸带蓝碳. 我们认为, 海岸带蓝碳广义上指盐沼湿地、红树林和海草床等海岸带高等植物以及浮游植物、藻类和贝类生物等, 在自身生长和微生物的共同作用下, 将大气中的CO_2吸收、转化并长期保存到海岸带底泥中的这部分碳, 以及其中一部分从海岸带向近海及大洋输出的有机碳. 海岸带蓝碳吸收、转化和保存的过程是一系列复杂的生物、物理和化学过程, 涉及海陆交换, 植物、动物和微生物的相互作用, 以及碳通量和库存量的动态时空变换(图1).

盐沼、红树林和海草床等具有强大的光合作用能力和微小的分解作用, 因此具备很高的单位面积生产力和固碳能力, 是海岸带蓝碳的主要贡献者(章海波等, 2015; 张瑶等, 2017). 浮游植物和藻类都具备通过光合作用吸收CO_2的功能, 这些通过生物碳泵固定的碳(以颗粒碳POC为主)大部分被微生物分解了, 但一小部分POC沉降至海底, 形成碳汇. 同时, 在微生物作用下, 一部分海岸带高等植物、近海浮游植物和藻类转化和释放的有机碳可以进一步被转化为惰性可溶性碳(recalcitrant DOC, RDOC), 长期留存在海洋中, 即通

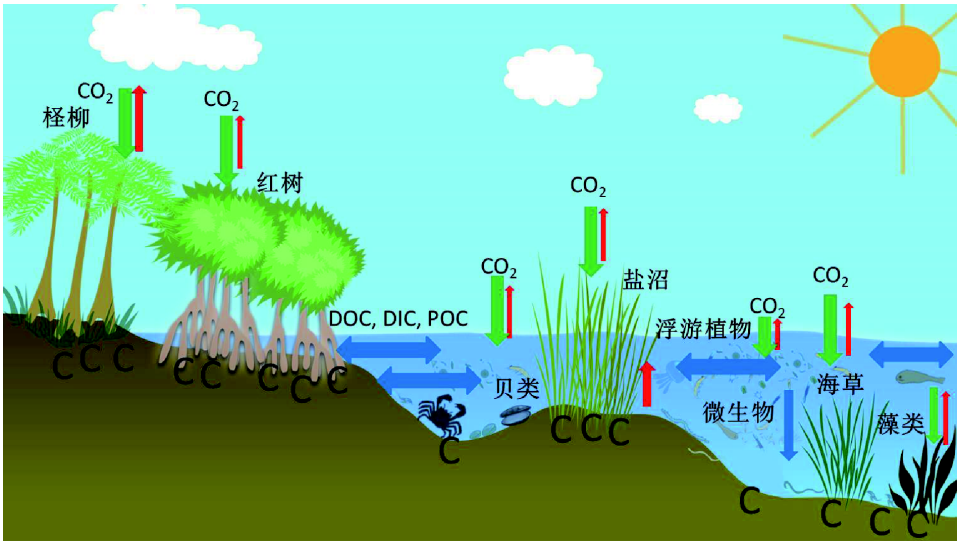


图 1　海岸带蓝碳过程示意图

显示CO_2在植被和大气的交换转化、海水和大气的交换转化，溶解有机碳(DOC)、溶解无机碳(DIC)、颗粒碳(POC)在海水中的交换转化，以及碳在底泥的蓄积, 红色箭头表示CO_2排放到大气中, 绿色箭头表示CO_2的吸收, 蓝色箭头表示DOC、DIC、POC的交换和沉积. 生态系统类型从左到右(从陆地到海洋): 柽柳、红树林、贝类、盐沼、浮游植物(广泛分布)、微生物(广泛分布)、海草、大型藻类(实际上不一定在一个区域同时出现)

过微型生物碳泵机制进行储碳(microbial carbon pump, MCP)(Jiao等, 2008; 焦念志等, 2013; Jiao等, 2014; Lechtenfeld等, 2015; Legendre等, 2015). 钙化类生物, 比如贝类和珊瑚礁, 既吸收又释放CO_2, 其固碳过程很复杂, 如何在人工贝类养殖等渔业碳汇行业中计算其固碳能力是一个亟待解决的研究领域.

作为海岸带蓝碳的主要贡献者, 红树林、盐沼、海草等高等植物碳汇的过程主要表现在下述两条生物化学反应:

光合作用: $6CO_2+6H_2O+光能\rightarrow C_6H_{12}O_6+6O_2$

呼吸(分解)作用: $C_6H_{12}O_6+6O_2\rightarrow 6CO_2+6H_2O+热能$

植物光合作用吸收大气(或水体)中的CO_2和光能, 生成碳水化合物. 同时, 植物的呼吸作用分解碳水化合物, 提供能量供植物生长和繁衍需求. 死亡的植物由微生物分解, 释放一部分生物量和养分, 分解为CO_2和其他有机物和无机物, 其剩余部分形成有机碳固定在土壤中, 其中一部分可能形成惰性碳而长期封存于土壤中(Liang等, 2017). 尽管碳吸收和碳排放总是处于动态变化中, 但是, 当总光合作用量大于总呼吸作用和分解作用量时, 该系统固定碳. 在上述海岸带湿地蓝碳生态系统中, 总光合作用量很大, 而总分解作用量很小, 所以固碳能力很大. 其储碳机理主要应归因于沉积物厌氧环境抑制了有机质的分解过程, 从而使得大量植物残体能够较长期的保存. 目前的研究结果表明盐沼湿地中的难分解稳定碳库主要是木质素组成的, 其来源可追溯到植物组织中的木质素组分. 除木质素外, 海岸带蓝碳系统沉积物中的其他难分解碳可能来源于微生物碳泵的续埋作用. 在陆地生态系统中, 大量的植物凋落物易分解碳通过土壤微生物碳泵的续埋作用变为了土壤稳定碳库的一部分(Liang等, 2017).

总体来看, 海岸带高等植物蓝碳单位面积的固碳能力远大于陆地碳库, 也大于单位面积海平面的固碳作用. 最近的综述研究表明, 盐沼平均固碳能力为218g C m^{-2} a^{-1}, 红树林为226g C m^{-2} a^{-1}, 海草为138g C m^{-2} a^{-1}, 而陆地森林平均固碳能力只有5g C m^{-2} a^{-1}或更少(Mcleod等, 2011). 而根据对海洋初级生产力的卫星遥感数据分析估算, 海洋年平均初级生产力只有140g C m^{-2} a^{-1}(Field等, 1998).

2.1　盐沼湿地

盐沼湿地是介于陆域和海洋之间的生态缓冲区域, 具有很高的生产力、丰富的生物多样性和极为重要的生态系统服务功能(陈雪初等, 2017). 目前, 中国滨海湿地的芦苇滩、碱蓬滩、海三棱藨草滩和互花米草滩的总面积范围在1207~3434km^2, 储存的有机碳约

为550Pg, 占陆地碳储量的15~30%(关道明, 2012). 研究表明, 杭州湾南岸的芦苇、互花米草和海三棱藨草的年固碳能力分别是中国陆地植被平均固碳能力的380%、376%和55.5%, 以及全球植被平均固碳能力的463%、458%和67.7%(邵学新等, 2013). 以崇明岛滨海湿地为例, 该岛芦苇的年固碳能力为(1.02±0.12)kg m^{-2} a^{-1}, 互花米草的年固碳能力则为(1.32±0.10)kg m^{-2} a^{-1}, 海三棱藨草为(0.33±0.05)kg m^{-2} a^{-1}, 湿地植物群落全年能够固定CO_2约0.25Tg a^{-1}(王淑琼等, 2014). 而在黄河三角洲滨海湿地, 芦苇群丛的年固碳能力为(0.70±0.16)kg m^{-2} a^{-1}, 盐沼湿地植被的年总固碳量可达0.3Tg a^{-1}(张绪良等, 2012). 据实地调查结果估算, 美国海岸带盐沼和红树林土壤0~1.2m的总固碳量为0.87Pg C(Nahlik和Fennessy, 2016); 在北卡罗莱纳州的面积为0.25km^2的滨海盐沼湿地每年可吸收储存2.8万升汽油燃烧排放的CO_2(Davis等, 2015).

中国的湿地蓝碳研究起步于20世纪90年代, 目前主要集中在湿地C、N、O、S循环和温室气体与全球气候变化的研究(郑姚闽等, 2013). 现今, 盐沼湿地蓝碳研究主要关注于湿地温室气体的源汇过程, 湿地温室气体排放对全球气候变化的响应(Brannon等, 2016), 以及全球环境变化对湿地生态系统结构和功能的影响等相关课题, 并逐步应用野外实时监测、遥感技术和数学模型方法进行大尺度的湿地研究.

2.2 红树林和柽柳

红树林是热带、亚热带海岸潮滩上由红树科(Rhizophoraceae)植物为主组成的一种特殊植被类型, 一般分布在32°S~32°N的滨海湿地. 全球约有红树林152000km^2, 占陆地森林面积的0.4%. 中国现有红树林总面积220km^2, 主要分布于东部及东南沿海滩涂(林鹏, 2001). 拥有强大根系的红树林是海岸防护林体系的第一道防线, 还是海边鸟类、鱼虾的重要栖息地, 从而维持海岸生态平衡(林鹏, 2001). 近年来, 诸多学者开始注重研究红树林湿地碳储量及碳汇能力, 并进一步探索红树林湿地碳循环过程及其调控机制, 从而对红树林湿地进行合理的保护和利用. 已有研究表明, 全球红树林湿地的碳汇能力在0.18Pg C a^{-1}, 其中东南亚地区深达3m的热带红树林湿地的碳储量平均高达102.3kg C m^{-2}(Donato等, 2011), 而中国红树林的平均碳汇能力在209~661g C m^{-2} a^{-1}(张莉等, 2013). 中国在九龙江口的研究中发现, 24年生的秋茄林与48年生的秋茄林年净固碳量分别为1851、701g C m^{-2} a^{-1}, 表现出随生长高峰期过去而降低的趋势, 但是仍高于中亚热带杉木、马尾松和楠木等林分及针叶阔叶林的平均水平(258g C m^{-2} a^{-1})(金亮等, 2013).

柽柳林滨海湿地是中国"南红北柳"生态工程的另一重要组成部分. 谢琳萍等(2017)对莱州湾柽柳林湿地植被碳储量研究发现该湿地植被生物量为940.0g m^{-2}, 植被碳储量为393.1g m^{-2}. 李晓光等(2017)利用柽柳恢复滨海光裸地植被, 发现栽植10年的柽柳生态系统总的土壤和植被固碳量可达1182g m^{-2}, 其年固碳速率可达100.8g m^{-2} a^{-1}.

2.3 海草床

海草是指生长于温带、热带近海水下的单子叶高等植物. 海草分布于世界大部分浅海泥沙底的海岸及河口地区, 并在沿海潮下带形成广大的海草床, 是底栖生物、幼虾及仔稚鱼良好的生长场所和海鸟的栖息地. 中国海草床种类有10种, 总面积较小, 约为87.65km^2, 主要分布于山东、福建、广东、广西、海南、台湾和香港地区, 其中海南分布面积最广(邱广龙等, 2014; 李森等, 2010). 海草床是地球上最有效的碳捕获和封存系统之一, 是全球重要的碳库. 中国海草床蓝碳研究工作也正在逐步展开. 研究表明, 全球海草床占海洋总面积不到0.2%, 但其每年封存于海草沉积物中的碳相当于全球海洋碳封存总量的10~15%; 海草床有机碳储量可达到19.9 Pg C, 每年碳埋藏量达27.4Tg C, 相当于全球红树林与潮间带盐沼植物沉积物碳储量之和(邱广龙等, 2014). 另据测算, 全球海草生态系统的平均固碳速率为83g C m^{-2} a^{-1}, 约为热带雨林(4g C m^{-2} a^{-1})的21倍(邱广龙等, 2014). 在中国桑沟湾的调查中发现, 大叶藻海草床初级生产力的固碳贡献约为543.5g C m^{-2} a^{-1}. 此外, 将来自大叶藻附着的植物、养殖的蛤仔贝壳、草床捕获颗粒等的碳贡献计算在内, 桑沟湾大叶藻床扩增固碳量为1180g C m^{-2} a^{-1}, 总量达290Mg C m^{-2} a^{-1}(高亚平等, 2013).

2.4 渔业碳汇

养殖贝类、藻类等带来的渔业碳汇的研究已经在中国开展了十几年(张继红等, 2005; 唐启升和刘慧,

2016). 贝类和珊瑚礁的钙化过程影响了海洋的碳循环. 海洋的钙化过程是个双向的复杂过程, 主要表现在下述反应:

$$Ca^{2+}+2HCO_3^- \leftrightarrow CaCO_3+H_2O+CO_2$$

这里, 贝壳的形成过程会释放CO_2(向右反应), 而贝壳的分解过程(向左反应)是一个吸收CO_2的过程. 但是, 从碳循环的全周期来看, 贝壳形成所需的$2HCO_3^-$来自海水中溶解的CO_2, 而这部分CO_2也可能来自大气中CO_2的溶解. 所以, 如果贝壳养殖中的$CaCO_3$被捕捞并库存于陆地, 失去淋溶的条件, 贝壳养殖有可能是潜在的碳汇(Ahmed等, 2017). 但是, 如何从海洋生态系统的角度来计量贝壳形成过程所需水里的HCO_3^-以及排放在水里的CO_2如何影响大气CO_2浓度, 是有待进一步研究的问题.

海水中的大型藻类和浮游微藻类一样, 用叶绿素吸收阳光, 通过光合作用固定CO_2. 这些固定的碳被动物捕食、微生物分解的速度较快, 沉积到海底的很少(Howard等, 2017). 但是, 大型藻类的碳吸收能力是很强的, 全球范围的吸收量大约为173Tg C a^{-1}(Krause-Jensen和Duarte, 2016). 如果大型藻类被大量收获并用于食物、生物能或其他用途, 可以延长其碳的释放过程, 因此, 藻类的养殖也有可能成为潜在的碳汇. 从生命全周期分析的角度, 用于人类食物的藻类可以替代一部分农业产品, 从而减少农产品生产过程的碳排放, 即从养殖-农业一体化的角度来衡量碳汇大小和碳轨迹(carbon footpint). 另外, 大型藻类除自身生物量外, 其净初级生产力固碳总量的43%会以DOC和POC形式排放到海洋中去, 其中一部分可能被封存于海洋之中(Krause-Jensen和Duarte, 2016). 随着中国海洋牧场的推广及应用, 亟需加大对海洋牧场固碳机制的研究, 从而更加合理的推进可持续海洋牧场的建设.

2.5 微型生物碳泵

浮游植物是海洋初级生产力的主要贡献者, 特别是在营养盐丰富的海岸带生态系统中, 浮游植物的丰度和多样性远高于远海. 已有的研究表明全球海洋浮游植物的年平均生产力占地球表面初级生产力的46.2%(Field等, 1998). 与陆地植物相比, 海洋浮游植物生长速率高, 甚至高于陆地植物的105倍(Marbà等, 2007). 另外, 由于海岸带生态系统的结构多样性, 初级生产力能够被其他生物快速利用, 并在相对较长的食物链中进行转化和迁移, 减缓了初级生产力被快速完全分解释放出CO_2. 海洋中浮游植物的被再利用及其分解产生了大量的POC和DOC.

生物碳泵是以浮游植物光合作用固定的碳通过微食物环和经典食物链的逐级传递、转化, 形成向海底沉降的以POC为主的有机碳, 因此生物碳泵也被称为"沉降生物泵". 在全球通过光合作用捕获的生物碳中, 除去45%的绿碳储存在陆地生态系统中, 其余55%均被浮游植物和海岸带蓝碳生态系统所捕获(Nellemann等, 2009). 近年来, 焦念志及合作者扩展了生物碳泵的概念, 引入了微型生物碳泵(MCP)的概念, 进一步从微生物和分子生物的机理上阐述生物碳泵固定的海洋有机物的最终去向. 微型生物碳泵是指通过生物碳泵固定的POC和DOC在微型生物(主要为原核生物)的复杂作用下转化为不易降解的惰性可溶性碳(RDOC)的过程, 从而能长期保存在海洋中(Jiao等, 2008, 2014; 焦念志等, 2011, 2013; 张瑶等, 2017). 随后, 国际科学家开展了大量深入的机理研究和定量分析, 去揭示海洋巨大碳库的来源及其变化机制, 尤其是RDOC库的产生和演变(Lechtenfeld等, 2015; Legendre等, 2015; Osterholz等, 2015). 最近, MCP的概念还被引入到了陆地生态系统, 以表述微生物在土壤中转化惰性碳并长期留存的作用(Liang等, 2017).

由于海洋中的巨大DOC库, 即使只有5~7%的DOC在MCP作用下被转化为RDOC, 这部分RDOC碳库已达到650Pg C, 类似于大气中的CO_2碳库大小(张瑶等, 2017). Legendre等(2015)推算出全球海洋MCP对碳的贡献为0.2Pg C a^{-1}. 目前RDOC的定量主要通过生物培养实验或模型方法来进行计量.

海洋微型生物碳泵的作用也适用于海岸带. 人类活动是可以影响海岸带微型生物碳泵的. 海岸带的营养物质的传输和气候变化带来的海水酸化等都能改变微型生物碳泵的大小, 从而影响对RDOC的固定(Jiao等, 2014). 对海岸带RDOC的调控直接联系到了碳积分, 如何增进微型生物碳泵的功能, 增加海岸带的RDOC碳汇, 需要进一步做大量的研究.

综上所述, 广义的海岸带蓝碳包括盐沼、红树林、海草床、贝藻类的渔业碳汇以及通过微型生物碳泵驱动形成的RDOC等不同类型和过程, 它们对维护海岸带生态系统功能和服务起了巨大作用. 对这些蓝

碳的形成原理、过程和调控机制的认识迫切需要更加系统深入的研究.

3 海岸带蓝碳的定量研究方法

海岸带蓝碳的定量研究方法包括碳收支的监测、模拟实验和模型研究. 而碳收支的监测又分为通量的观测和碳库的观测. 从图1可以看出, 底泥里的碳库的变化是源于碳通量(箭头)的变化, 包括垂直和水平的流动, 即

$$\mathrm{d}C/\mathrm{d}t = \Sigma F, \tag{1}$$

式中, C表示一个系统的碳库(g C m^{-2}), t表示时间, F表示各类碳通量(垂直或水平的汇和源, g C m^{-2} s^{-1}). 因此, 研究蓝碳的量, 既可以观测各类通量, 算出总量, 也可以直接观测碳库的变化. 通量的观测属于瞬时观测, 比较复杂, 误差大, 但优点是可以了解具体碳库变化的机理和过程, 为建模提供数据基础. 碳库的测量相对简单, 可以得出一年或几年的变化量, 但无法给出季节性变化或各个碳通量的贡献.

下面介绍的方法主要用于盐沼湿地, 但由于测量原理是类似的, 这些方法也可以用于红树林和海草(在水下测). 通量和碳库的测量思路也可以用于渔业碳汇和基于微型生物碳泵的DOC和RDOC测量.

3.1 碳通量测量

目前主要采用密闭箱法和涡度相关法来测量.

3.1.1 密闭箱法

其原理是利用一定大小的密闭箱(透明的和黑色的), 将密闭箱的气体用气泵联通到CO_2或其他气体测量仪上. 密闭箱盖住植被或土壤后, 利用内部CO_2浓度单位时间的增加来测量CO_2通量. 其基本公式是

$$F = \frac{\Delta c}{\Delta t}\frac{V}{A} = \frac{\Delta c}{\Delta t}H. \tag{2}$$

式中, F是CO_2通量(μmolm^{-2} s^{-1}), Δc是密闭箱内CO_2浓度在一定时间内的变化(μmol m^{-3}), Δt是间隔时间(s), V是密闭箱的有效体积(m^3), A是密闭箱覆盖的面积(m^2), H是密闭箱的有效高度.

密闭箱一般都开有一小孔以保持箱内气压与外界相似(Norman等, 1992). 密闭箱式法的误差已经被广泛认识到(Davidson等, 2002; Livingston和Hutchinson, 1995). 其主要原因是密闭箱增加了CO_2浓度, 从而改变了箱内CO_2与外界CO_2的浓度梯度, 从而使得测量出来的CO_2通量不一定是真实的外界CO_2通量. 另外, 密闭箱会改变温度、光照等, 从而影响测量值. 所以在使用密闭箱时, 一定要选择最佳时间间隔(一般为几分钟), 使得箱内浓度升高到能够测量其变化, 但又不过度影响内部环境.

利用透明箱能测出生态系统的净产量(NEP), 利用暗箱能测出生态系统的总呼吸量(R), 因此可以测出光合作用总量(初级生产力GPP=NEP+R).

目前密闭箱可分为手动和自动(能连续观测)两种. 密闭箱测出的瞬时通量数据需要叠加到日总量和年总量, 以算出某一植被类型的年通量(NEP、R、GPP).

3.1.2 涡度相关法

该方法提供大尺度的自动通量测量法, 能够全年连续运行, 提供日尺度和年尺度的通量值. 该方法要求面积较大(1公顷以上)的均一植被和平坦地形, 无法测量各类小区模拟实验. 目前全球已经有几百个涡度相关法碳通量监测站, 分布在各种生态系统, 从陆地到近海岸, 组成了全球通量网FLUXNET(Baldocchi等, 2001).

涡度相关法是一种近似的、限制于特定气象和地形条件下的微气象测量法. 其基本公式为

$$F = \overline{w'c'}, \tag{3}$$

式中, F(μmolm^{-2} s^{-1})是CO_2平均通量(一般为30min平均), w是垂直方向的风速(m s^{-1}), c是CO_2瞬时浓度(μmol m^{-3}), $\overline{w'c'}$是w和c协方差在30min的平均值. 这里要求c和w能高频测量(10Hz以上), 以计算30min的协方差.

3.1.3 水平通量

上述方法A和B测量垂直方向的碳通量. 为了准确了解一个系统的碳收支, 潮汐和海水流动带来或带走的碳也需要测量, 即水平通量, 包括DOC、DIC、POC. 目前没有成熟的测量水平通量的方法. 唐剑武和他的合作者最近在美国东北部开展了水平通量的测量, 主要通过测量河口或潮沟里的海水流量和水里的DOC、DIC、POC浓度来计算碳水平通量.

3.2 碳库测量

盐沼湿地、红树林和海草生态系统碳库主要包括植被碳库(包括地上和地下部)、土壤和底泥的碳库、水体生物量. 植被地上、地下部分生物量主要通过植物各部分生物量干重乘以相应碳转换因子得到生物量碳汇. 土壤碳含量可以通过总碳分析仪测定. 为了测定土壤或底泥的多年变化, 可以通过打土钻来测量分层的年代和碳含量. 定年代一般用铅同位素或铯同位素方法(Armentano和Woodwell, 1975). 目前碳库测量以多深土壤为标准还没有一个通用的标准, 所以在统计时必须汇报土壤深度.

红树林和海草生态系统碳库计算较盐沼生态系统稍显复杂. 红树林地上生物量包括乔木植物生物量碳库和林下灌丛生物量碳库. 根据异速生长方程分别计算每棵树木叶片、树枝、树皮、主干、花果和根的生物量, 乘以各组分相应的碳含量, 把各个组分的总碳储量值相加除以样方面积, 获得该样方内乔灌木生物量碳储量(彭聪姣等, 2016). 一般红树群落中都会有发达的呼吸根, 需将其作为一个单独的碳库来计算. 海草蓝碳测量需注意海草附生植物生物量的计算. 海草附生植物是在海草叶片上生长的生物, 包括藻类, 硅藻和其他结壳生物. 尽管附生植物通常是海草生态系统中有机碳的次要成分, 但在海草蓝碳计算时还是需要去除来自海草叶片的附生生物, 并将其分析为单独的碳汇(Macreadie等, 2015).

3.3 模拟实验

野外控制实验是在野外人为改变某一类或多项环境因子, 通过与对照组的比较, 以研究生态系统对这一类因子的响应, 并服务于模拟模型的建立. 野外模拟将实验室模拟直接搬到野外, 并实施对一定参数的控制. 模拟实验有助于深入理解生态系统的响应机理、验证模型、并预测未来变化. 被模拟的因子包括温度、盐度、水位、光照、降雨、CO_2浓度及氮含量等.

最早的经典模拟实验包括增温实验(Melillo等, 2002, 2011)、CO_2添加实验(Hendrey等, 1999)、施氮实验(Deegan等, 2012)、以及降水控制实验(Charles和Dukes, 2009)等. 例如, 在美国新英格兰沿海湿地进行的生态系统尺度的盐沼湿地长期(13年)氮添加实验表明: 氮添加会导致盐沼湿地退化(Deegan等, 2012), 进而导致固碳能力的降低. 同一区域的研究还表明增温和减少降水都会显著增加盐沼湿地的植物生物量(Charles和Dukes, 2009), 有利于生态系统固碳. 与盐沼湿地相比, 红树林和海草床的生态系统控制模拟实验鲜有报道, 主要由于这两类生态系统比盐沼湿地复杂, 模拟实验的成本很高, 实验效果不理想.

生态系统的野外控制实验的未来趋势是多因子的模拟实验, 以获得各类参数的驱动作用及其敏感性, 从而建立具备预测能力的生态系统模型, 并植入到大尺度的地球系统模型中去.

3.4 模型研究

对生态系统进行长期观测并开展模拟研究的目的是能够建立基于过程的数学模型, 从而能深入了解系统的过程并对未来进行预测及情景分析. 大部分模型用一些容易测量的参数作为输入参数, 比如气象因子和植被结构, 以及其他可以用遥感数据获取的数据. 例如, Morris等(2016)建立了MEM模型(marsh equilibrium model), 用以预测盐沼湿地的固碳能力及其对海平面上升的响应. 但对红树林和海草床等生态系统固碳功能的机理模型还不多. 现有的一些模型研究多是通过全球尺度的气象和植被数据估算红树林或海草床生态系统的总固碳量(Jardine和Siikamäki, 2014). 针对区域尺度的生态系统固碳能力研究, 相关模型尚缺乏足够的预测能力.

4 海岸带蓝碳在湿地恢复中的应用

对海岸带蓝碳生态系统碳汇潜力的挖掘、维持与提升是中国未来应对气候变化最经济和最值得开拓的生态学途径之一. 近年来, 滩涂围垦等导致了中国海岸带湿地, 特别是滨海盐沼面积急剧减少, 导致滨海湿地的固碳潜力下降. 因此, 如何有效地减少滩涂围垦、恢复原有滨海湿地的碳汇功能、评估其固碳速率及潜力对中国的蓝碳功能研究有重要意义.

海岸带蓝碳研究的一种重要应用在于海岸带湿地恢复的碳汇价值. 一旦蓝碳定量化方法被全面认可, 我们就有可能通过恢复盐沼湿地、红树林、海草床等来获取新增碳汇, 从而得到碳积分(carbon credit), 进而通过市场机制推动湿地恢复(Kroeger等, 2017). 然而, 迄今为止, 无论是在国际还是在中国, 海岸带湿地蓝碳效

应的定量研究都针对现存的湿地而开展, 还没有真正针对工程规模恢复湿地开展蓝色碳汇研究的实际案例. 中国“十二五”期间正在大力推动实施“蓝色港湾、南红北柳”等大规模海岸带生态修复项目, 它们所形成的生态恢复工程有可能为海岸带“蓝色碳汇”提供理想的研究与实践场地.

以中国杭州湾北岸为例, 在“国家海域使用金返还项目”和“中央海岛与海域保护资金”的支持下, 已分别开展了“奉贤岸段盐沼湿地生态恢复示范工程”和“金山城市沙滩西侧综合整治及修复工程”, 针对杭州湾北岸基底受损严重, 湿地生态系统面临消亡的现状, 在典型侵蚀岸段通过水动力调控、基底修复、植物引种等恢复盐沼湿地景观. 目前, 已建成总面积约为$23.2\times10^4 m^3$的城市滨海湿地-鹦鹉洲生态湿地. 若能结合此类工程开展试点, 探索盐沼湿地恢复过程中蓝色碳汇效应及其调控机制, 将有利于加快形成适合中国国情的盐沼湿地蓝色碳汇评估体系, 并为中国的滨海盐沼湿地保护工作提供重要的理论与科技支撑, 也将有助于加深海洋生态学家对“蓝色碳汇”的理解, 并有可能进一步推动潮滩盐沼湿地生态恢复工作的发展前进(陈雪初等, 2016, 2017).

5 海岸带蓝碳研究的展望

针对全球应对气候变化的迫切需求以及中国固碳减排的承诺, 我们应加强海岸带蓝碳的科学和政策研究. 利用包括微型生物碳泵在内的蓝碳原理, 保护盐沼湿地、红树林、海草床以及可持续性海洋牧场等海岸带生态系统结构与功能的完整性, 反对掠夺性、破坏性的海岸带开发活动, 避免蓝碳的大规模快速损失; 恢复和重建已经被破坏的和退化的海岸带生态系统, 恢复其蓝碳功能, 以在保护自然的同时受惠于碳汇增益.

我们需加强在蓝碳通量与蓄积量观测方法、蓝碳友好型生态恢复及碳汇扩增技术和蓝碳评估等方面的科研投入, 包括研究盐沼碳汇、红树林碳汇、海草床碳汇、微型生物碳汇和渔业碳汇等各类蓝碳. 同时, 加快制定与推广蓝碳监测、计量和评估等方面的国家和国际标准, 将蓝碳视为重要的公共资源纳入海洋管理体系, 出台海岸带蓝碳资源管理相关法规、政策和方法体系. 蓝碳科学研究的深入, 将有助于尽快将蓝碳纳入碳交易市场, 从而更好的利用蓝碳, 保护海岸带生态系统.

致谢 感谢评审者对本文提供了宝贵意见. 本文的写作起源于唐剑武在2017年8月25~27日于温州举办的“海岸带蓝色碳汇国际研讨会”以及在2017年11月4日于厦门举办的“蓝碳国际论坛”所作的报告, 并受益于这两次会议的报告和讨论.

参考文献

陈雪初, 高如峰, 唐剑武. 2016. 欧美国家盐沼湿地生态恢复的基本观点、技术手段与工程实践进展. 海洋环境科学, 3: 468–472

陈雪初, 戴雅奇, 黄超杰, 潘利平, 吴威, 由文辉. 2017. 上海鹦鹉洲湿地水质复合生态净化系统设计. 中国给水排水, 33: 66–70

高亚平, 方建光, 唐望, 张继红, 任黎华, 杜美荣. 2013. 桑沟湾大叶藻海草床生态系统碳汇扩增力的估算. 渔业科学进展, 1: 17–21

关道明. 2012. 中国滨海湿地. 北京: 海洋出版社

焦念志, 骆庭伟, 张瑶, 张锐, 汤凯, 陈峰, 曾永辉, 张永雨, 赵艳琳, 郑强, 李彦玲. 2011. 海洋微型生物碳泵——从微型生物生态过程到碳循环机制效应. 厦门大学学报: 自然科学版, 50: 387–401

焦念志, 张传伦, 李超, 王晓雪, 党宏月, 曾庆璐, 张锐, 张瑶, 汤凯, 张子莲, 徐大鹏. 2013. 海洋微型生物碳泵储碳机制及气候效应. 中国科学: 地球科学, 43: 1–18

金亮, 卢昌义, 叶勇, 叶功福. 2013. 九龙江口秋茄红树林储碳固碳功能研究. 福建林业科技, 4: 7–11

林鹏. 2001. 中国红树林研究进展. 厦门大学学报, 40: 592–603

李森, 范航清, 邱广龙, 石雅君. 2010. 海草床恢复研究进展. 生态学报, 30: 2443–2453

李晓光, 郭凯, 封晓辉, 刘小京. 2017. 滨海盐渍区不同土地利用方式土壤-植被系统碳储量研究. 中国生态农业学报, 25: 1580–1590

彭聪姣, 钱家炜, 郭旭东, 赵何伟, 胡娜胥, 杨琼, 陈长平, 陈鹭真. 2016. 深圳福田红树林植被碳储量和净初级生产力. 应用生态学报, 27: 2059–2065

邱广龙, 林幸助, 李宗善, 范航清, 周浩郎, 刘国华. 2014. 海草生态系统的固碳机理及贡献. 应用生态学报, 25: 1825–1832

邵学新, 李文华, 吴明, 杨文英, 蒋科毅, 叶小齐. 2013. 杭州湾潮滩湿地3种优势植物碳氮磷储量特征研究. 环境科学, 34: 3451–3457

唐启升, 刘慧. 2016. 海洋渔业碳汇及其扩增战略. 中国工程科学, 18: 68–73

王淑琼, 王瀚强, 方燕, 李恺. 2014. 崇明岛滨海湿地植物群落固碳能力. 生态学杂志, 33: 915–921

谢琳萍, 王敏, 王保栋, 石晓勇, 辛明, 韦钦胜, 何秀平, 郭富. 2017. 莱州湾滨海柽柳林湿地植被碳储量的分布特征及其影响因素. 应用生态学报, 28: 1103–1111

章海波, 骆永明, 刘兴华, 付传城. 2015. 海岸带蓝碳研究及其展望. 中国科学: 地球科学, 45: 1641–1648

张莉, 郭志华, 李志勇. 2013. 红树林湿地碳储量及碳汇研究进展. 应用生态学报, 24: 1153–1159

张继红, 方建光, 唐启升. 2005. 中国浅海贝藻养殖对海洋碳循环的贡献. 地球科学进展, 20: 359–365

张瑶, 赵美训, 崔球, 樊炜, 齐家国, 陈鹰, 张永雨, 高坤山, 樊景凤, 汪光义, 严重玲, 卢豪良, 罗亚威, 张子莲, 郑强, 肖伟, 焦念志. 2017. 近海生态系统碳汇过程、调控机制及增汇模式. 中国科学: 地球科学, 47: 438–449

张绪良, 张朝晖, 徐宗军, 侯雪景, 蔡庆芳. 2012. 黄河三角洲滨海湿地植被的碳储量和固碳能力. 安全与环境学报, 12: 145–149

郑姚闽, 牛振国, 宫鹏, 戴永久, 上官微. 2013. 湿地碳计量方法及中国湿地有机碳库初步估计. 科学通报, 58: 170–180

Ahmed N, Bunting S W, Glaser M, Flaherty M S, Diana J S. 2017. Can greening of aquaculture sequester blue carbon? Ambio, 46: 468–477

Armentano T V, Woodwell G M. 1975. Sedimentation rates in a Long Island marsh determined by ^{210}Pb dating. Limnol Oceanogr, 20: 452–456

Baldocchi D, Falge E, Gu L, Olson R, Hollinger D, Running S, Anthoni P, Bernhofer C, Davis K, Evans R, Fuentes J, Goldstein A, Katul G, Law B, Lee X, Malhi Y, Meyers T, Munger W, Oechel W, Paw K T, Pilegaard K, Schmid H P, Valentini R, Verma S, Vesala T, Wilson K, Wofsy S. 2001. FLUXNET: A new tool to study the temporal and spatial variability of ecosystem-scale carbon dioxide, water vapor, and energy flux densities. Bull Amer Meteorol Soc, 82: 2415–2434

Brannon E Q, Moseman-Valtierra S M, Rella C W, Martin R M, Chen X, Tang J. 2016. Evaluation of laser-based spectrometers for greenhouse gas flux measurements in coastal marshes. Limnol Oceanogr Methods, 14: 466–476

Charles H, Dukes J S. 2009. Effects of warming and altered precipitation on plant and nutrient dynamics of a New England salt marsh. Ecol Appl, 19: 1758–1773

Davis J L, Currin C A, O'Brien C, Raffenburg C, Davis A. 2015. Living shorelines: Coastal resilience with a blue carbon benefit. Plos One, 10: e0142595

Davidson E A, Savage K, Verchot L V, Navarro R. 2002. Minimizing artifacts and biases in chamber-based measurements of soil respiration. Agric For Meteorol, 113: 21–37

Deegan L A, Johnson D S, Warren R S, Peterson B J, Fleeger J W, Fagherazzi S, Wollheim W M. 2012. Coastal eutrophication as a driver of salt marsh loss. Nature, 490: 388–392

Donato D C, Kauffman J B, Murdiyarso D, Kurnianto S, Stidham M, Kanninen M. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. Nat Geosci, 4: 293–297

Duarte C M, Losada I J, Hendriks I E, Mazarrasa I, Marbà N. 2013. The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. Nat Clim Change, 3: 961–968

Field C B, Behrenfeld M J, Randerson J T, Falkowski P. 1998. Primary production of the biosphere: Integrating terrestrial and oceanic components. Science, 281: 237–240

Hendrey G R, Ellsworth D S, Lewin K F, Nagy J N. 1999. A free-air enrichment system for exposing tall forest vegetation to elevated atmospheric CO_2. Glob Change Biol, 5: 293–309

Howard J, Sutton-Grier A, Herr D, Kleypas J, Landis E, Mcleod E, Pidgeon E, Simpson S. 2017. Clarifying the role of coastal and marine systems in climate mitigation. Front Ecol Environ, 15: 42–50

IPCC. 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Cambridge: Cambridge University Press

Jardine S L, Siikamäki J V. 2014. A global predictive model of carbon in mangrove soils. Environ Res Lett, 9: 104013

Jiao N Z, Robinson C, Azam F, Thomas H, Baltar F, Dang H, Hardman-Mountford N J, Johnson M, Kirchman D L, Koch B P, Legendre L, Li C, Liu J, Luo T, Luo Y W, Mitra A, Romanou A, Tang K, Wang X, Zhang C, Zhang R. 2014. Mechanisms of microbial carbon sequestration in the ocean-future research directions. Biogeosciences, 11: 5285–5306

Jiao N Z, Zhang C L, Chen F, Kan J J, Zhang F. 2008. Frontiers and technological advances in microbial processes and carbon cycling in the ocean. In: Mertens L P, ed. Biological Oceanography Research Trends. New York: Nova Science Publishers Inc. 215–266

Krause-Jensen D, Duarte C M. 2016. Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. Nat Geosci, 9: 737–742

Kroeger K D, Crooks S, Moseman-Valtierra S, Tang J. 2017. Restoring tides to reduce methane emissions in impounded wetlands: A new and potent Blue Carbon climate change intervention. Sci Rep, 7: 11914

Lechtenfeld O J, Hertkorn N, Shen Y, Witt M, Benner R. 2015. Marine sequestration of carbon in bacterial metabolites. Nat Commun, 6: 6711

Legendre L, Rivkin R B, Weinbauer M G, Guidi L, Uitz J. 2015. The microbial carbon pump concept: Potential biogeochemical significance in the globally changing ocean. Prog Oceanography, 134: 432–450

Liang C, Schimel J P, Jastrow J D. 2017. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage. Nat Microbiol, 2: 17105

Livingston G P, Hutchinson G L. 1995. Enclosure-based measurement of trace gas exchange: Applications and sources of error. In: Matson P A, Harris R C, eds. Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions From Soil and Water. Oxford: Blackwell Science Ltd. 14–51

Macreadie P I, Trevathan-Tackett S M, Skilbeck C G, Sanderman J,

Curlevski N, Jacobsen G, Seymour J R. 2015. Losses and recovery of organic carbon from a seagrass ecosystem following disturbance. Proc R Soc B, 282: 20151537

Marbà N, Duarte C M, Agustí S. 2007. Allometric scaling of plant life history. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 104: 15777–15780

Mcleod E, Chmura G L, Bouillon S, Salm R, Björk M, Duarte C M, Lovelock C E, Schlesinger W H, Silliman B R. 2011. A blueprint for blue carbon: Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO_2. Front Ecol Environ, 9: 552–560

Melillo J M, Butler S, Johnson J, Mohan J, Steudler P, Lux H, Burrows E, Bowles F, Smith R, Scott L, Vario C, Hill T, Burton A, Zhou Y M, Tang J. 2011. Soil warming, carbon-nitrogen interactions, and forest carbon budgets. Proc Natl Acad Sci USA, 108: 9508–9512

Melillo J M, Steudler P A, Aber J D, Newkirk K, Lux H, Bowles F P, Catricala C, Magill A, Ahrens T, Morrisseau S. 2002. Soil warming and carbon-cycle feedbacks to the climate system. Science, 298: 2173–2176

Morris J T, Barber D C, Callaway J C, Chambers R, Hagen S C, Hopkinson C S, Johnson B J, Megonigal P, Neubauer S C, Troxler T, Wigand C. 2016. Contributions of organic and inorganic matter to sediment volume and accretion in tidal wetlands at steady state. Earth's Future, 4: 110–121

Nahlik A M, Fennessy M S. 2016. Carbon storage in US wetlands. Nat Commun, 7: 13835

Norman J M, Garcia R, Verma S B. 1992. Soil surface CO_2 fluxes and the carbon budget of a grassland. J Geophys Res, 97: 18845–18853

Nellemann C, Corcoran E, Duarte C M, Valdés L, De Young C, Fonseca L, Grimsditch G. 2009. Blue Carbon: A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme

Osterholz H, Niggemann J, Giebel H A, Simon M, Dittmar T. 2015. Inefficient microbial production of refractory dissolved organic matter in the ocean. Nat Commun, 6: 7422

(责任编委: 焦念志)