

滨海蓝碳

红树林、盐沼、海草床碳储量和碳排放因子评估方法

the
**BLUE
CARBON**
initiative

蓝碳行动计划

主编: Jennifer Howard Sarah Hoyt Kirsten Isensee
Emily Pidgeon Maciej Telszewski

译者: 陈鹭真 卢伟志 林光辉

CONSERVATION
INTERNATIONAL



保护国际基金会



世界自然
保护联盟



United Nations
Educational, Scientific and
Cultural Organization



Intergovernmental
Oceanographic
Commission

联合国教科文组织
政府间海洋学委员会



厦门大学出版社
XIAMEN UNIVERSITY PRESS | 国家一级出版社
全国百佳图书出版单位

滨海蓝碳

红树林、盐沼、海草床碳储量和碳排放因子评估方法

the
**BLUE
CARBON**
initiative

蓝碳行动计划

主编: Jennifer Howard Sarah Hoyt Kirsten Isensee
Emily Pidgeon Maciej Telszewski

译者: 陈鹭真 卢伟志 林光辉



蓝碳行动计划协调员

蓝碳行动计划是由保护国际基金会、联合国教科文组织政府间海洋学委员会、世界自然保护联盟共同发起的，包括世界各国的科学家、政府官员等多方专家在内的工作平台，旨在通过保护和修复滨海生态系统来减缓气候变化。保护国际基金会、联合国教科文组织政府间海洋学委员会和世界自然保护联盟共同为该计划的协调员。^①

保护国际基金会（Conservation International, CI）

保护国际基金会是一个国际性组织。它以科学、伙伴关系和野外示范为工作基础，宗旨是让社会负责任地和可持续地关爱自然，关心全球生物多样性，为人类长期福祉服务。详细信息可访问 www.conservation.org。

联合国教科文组织政府间海洋学委员会（UNESCO'S Intergovernmental Oceanographic Commission, IOC—UNESCO）

政府间海洋学委员会是联合国教科文组织下属机构。其职责是促进国际合作，协调海洋研究与服务，帮助各国各机构改善海洋观测系统，增强防灾减灾能力，帮助其了解并有效管理海洋和沿海地区资源。详细信息可访问 www.ioc.unesco.org。

世界自然保护联盟（International Union for Conservation of Nature, IUCN）

世界自然保护联盟关注全球范围内的环境和发展问题，提供以自然为本的有效解决方案。世界自然保护联盟重视和保护自然、保障其有效利用和公平治理，为全球气候变化、粮食和发展等问题提供基于自然的解决方案。详细信息可访问 www.iucn.org。

封面: © KEITH A. ELLENBOGEN; 封底: © TROND LARSEN, CI

^① 译者注。

主编

Jennifer Howard——保护国际
Sarah Hoyt——美国杜克大学
Kirsten Isensee——联合国教科文组织政府间海洋学委员会
Emily Pidgeon——保护国际
Maciej Telszewski——波兰科学院海洋研究所

主要作者

James Fourqurean——美国佛罗里达国际大学
Beverly Johnson——美国贝茨学院
J. Boone Kauffman——美国俄勒冈州立大学
Hilary Kennedy——英国班戈大学
Catherine Lovelock——澳大利亚昆士兰大学
J. Patrick Megonigal——美国史密森尼环境研究中心
Abdullah (Faiz) Rahman——美国德克萨斯大学泛美分校
Neil Saintilan——澳大利亚新南威尔士环境和遗产署
Marc Simard——加州理工大学喷气推进实验室

共同作者

Daniel M. Alongi——澳大利亚海洋科学研究所
Miguel Cifuentes——哥斯达黎加热带农业研究和高等教育中心 (CATIE)
Margareth Copertino——巴西格兰德河大学基金会 (FURG)
Steve Crooks——美国环境科学学会 (ESA)
Carlos Duarte——西班牙地中海高级研究所 (IMEDEA, CSIC-UIB)、澳大利亚西澳大学
Iginio Emmer——西尔维斯特气候联营公司
Miguel Fortes——菲律宾大学
Chandra Giri——美国地质调查局
Dorothee Herr——世界自然保护联盟
Andreas Hutahaean——印度尼西亚海洋和渔业研究开发机构
James Kairo——肯尼亚海洋与渔业研究所
Daniel Laffoley——世界自然保护联盟
Núria Marbà——西班牙地中海高级研究所 (IMEDEA, CSIC-UIB)
James Morris——美国南卡罗来纳大学
Daniel Murdiyarto——国际林业研究中心
Marco Quesada——保护国际
Peter Ralph——澳大利亚悉尼科技大学
Oscar Serrano——澳大利亚埃迪斯科文大学、西澳大学
Jorge Luis Valdes——联合国教科文组织政府间海洋学委员会
Tonny Wagey——印度尼西亚海洋事务和渔业部

中文版译者

陈鹭真——厦门大学
卢伟志——国家海洋环境监测中心
林光辉——清华大学

中文校对者

唐剑武——美国芝加哥大学海洋生物实验室

译者序

“蓝碳”的概念来自联合国环境规划署2009年发布的《蓝碳报告》，特指那些固定在红树林、盐沼和海草床等生态系统中的碳。它们对缓解全球气候变暖、减少温室气体的排放将起到至关重要的作用，也是“减排”之外的一条可行路径。

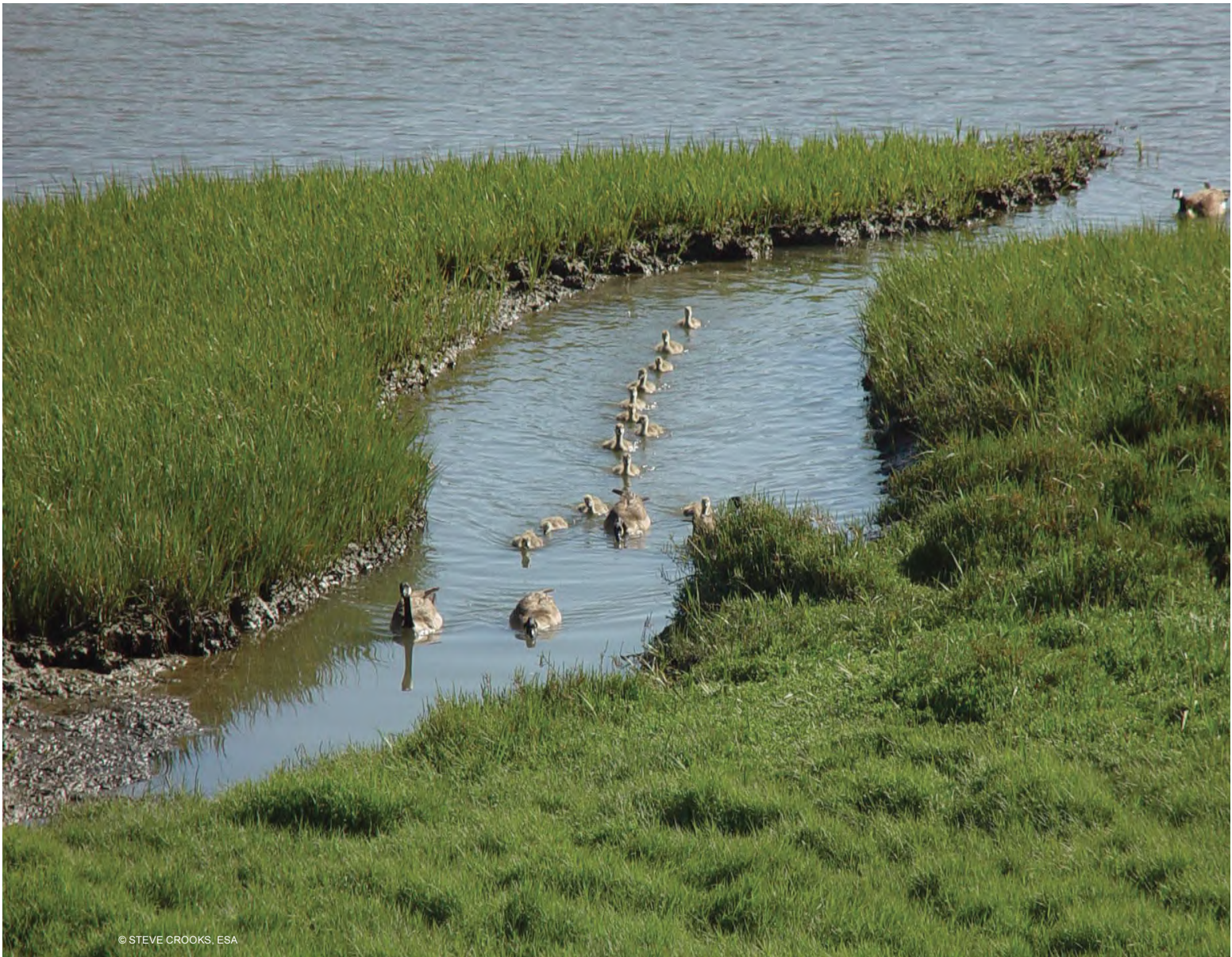
《滨海蓝碳——红树林、盐沼、海草床碳储量和碳排放因子评估方法》是由保护国际基金会（CI）、世界自然保护联盟（IUCN）、联合国教科文组织政府间海洋学委员会（IOC-UNESCO）共同发起写作的。它是一本用于指导“蓝碳”监测和评估的工作手册，是“蓝碳”领域最具影响力的国际计划。它在2014年面世。很荣幸，我们在2016年获得保护国际基金会的授权，翻译和出版中文版《滨海蓝碳——红树林、盐沼、海草床碳储量和碳排放因子评估方法》。

我国是世界上少数几个同时拥有这三大蓝碳生态系统的国家之一，发展蓝碳的潜力巨大。近年来，我国在相关领域的科学研究、项目实施和政策指定等方面的投入不断增加。我们希望这本译著能为我国滨海蓝碳监测和评估工作提供借鉴。

在翻译过程中，得到了众多同仁给予的宝贵意见。在此，我们致以诚挚的谢意！感谢参与本书的翻译、校对和整理工作的顾肖璇、彭聪姣、赵何伟、徐炼、冯虹毓、江小芳、郑扬航、董滢、胡娜胥、林秋莲和洪秋芸！感谢陈长平博士、闫静博士、陈能汪博士、李扬帆博士和邱广龙博士对本书的翻译提出的宝贵意见！最后，衷心感谢保护国际基金会Jennifer Howard博士、Jorge Ramos博士和Emily Pidgeon博士对本译著的支持和帮助！

本书的翻译和出版得到了国家自然科学基金面上项目（41476071）、国家重点研发计划科技基础资源调查专项（2017FY100703）、国家自然科学基金青年项目（31600338）和国家滨海湿地监测中心建设项目的共同资助。

陈鹭真 卢伟志 林光辉
2018年8月



目录

15	第1章	为什么要测定碳储量
25	第2章	立项策划和野外测定方案制订
39	第3章	滨海生态系统土壤碳库的野外采样
67	第4章	滨海生态系统植被碳库的野外采样
109	第5章	估测二氧化碳排放
123	第6章	遥感和制图
137	第7章	数据管理
145	附录	
173	参考文献	

图片列表

图 1.1	蓝碳生态系统.....	16
图 1.2	北卡罗来纳州博福尔（Beaufort）的潮汐盐沼土壤样品.....	19
图 1.3	滨海湿地碳输入和输出机制.....	20
图 2.1	野外测定计划的准备步骤.....	27
图 2.2	红树林项目区域细分示例.....	28
图 2.3	红树林生态系统碳库.....	30
图 2.4	潮汐盐沼生态系统碳库.....	31
图 2.5	海草床生态系统碳库.....	32
图 2.6	样地排列策略.....	35
图 2.7	样地嵌套和聚类设计.....	36
图 3.1	陆地森林和滨海生态系统的土壤和生物量平均碳储量的比较.....	40
图 3.2	有机土和矿质土示例.....	41
图 3.3	野外土壤碳库采样常用设备.....	42
图 3.4	探测器测定土壤深度示意.....	43
图 3.5	用土钻采集土柱示意.....	46
图 3.6	海草床的土壤取样器.....	46
图 3.7	海草床土柱采样器压入示意.....	47
图 3.8	海草床土柱样品采集示意.....	47
图 3.9	采样时可能发生的土壤压缩现象示意.....	48
图 3.10	沿土柱剖面径向切开保存土柱和二次取样示意.....	49
图 3.11	水分饱和或松散的土柱示意.....	50
图 3.12	使用预先钻孔的土壤采样器和切割过的塑料注射器采集土柱示意.....	51
图 3.13	两种可供选择的土柱采样方法.....	52
图 3.14	土柱二次取样方法.....	53
图 3.15	开放式土钻采集土柱示意.....	53
图 3.16	样品单独放入预先编号的容器.....	54
图 3.17	注射器中样品挤取和烘干准备示意.....	55
图 3.18	土壤样品置于干燥器中冷却至室温.....	56
图 3.19	三个潮汐盐沼采样点土柱样品的容重剖面.....	56
图 3.20	土壤有机碳含量最适计算方案的决策示意.....	57
图 3.21	研磨并混匀土壤样品.....	58
图 3.22	CHN 元素分析仪显示的样品燃烧后的色谱图.....	59
图 3.23	CHN 元素分析的样品制备示意.....	60
图 3.24	碳酸盐的去除示意.....	61

图 4.1	红树林的类型	69
图 4.2	树高差异显著的红树林植被类型	69
图 4.3	样方尺度选择与测定对象的关系	71
图 4.4	不规则树干的红树植物胸径测定示意	73
图 4.5	树木生物量估测值的比较	77
图 4.6	矮红树林的野外测定方法	79
图 4.7	枯立木分解状态示例	80
图 4.8	藤本植物	82
图 4.9	红树植物中的棕榈植物示例	83
图 4.10	呼吸根	85
图 4.11	用预标记的塑料袋收集落叶	86
图 4.12	倒木	87
图 4.13	木片样线调查策略示例	88
图 4.14	木片样线对倒木进行取样示例：应用样线相交法测定红树林倒木	88
图 4.15	根据海洋生态区域划分的潮汐盐沼丰度的空间分布	91
图 4.16	北美东北地区盐沼植被的带状分布示意	92
图 4.17	推荐用于潮汐盐沼的样方布设方法	93
图 4.18	株高测定	94
图 4.19	植株生物量和植株高度的异速生长方程	95
图 4.20	灌木的野外测定方法	96
图 4.21	潮汐盐沼的叶片凋落物	99
图 4.22	常见海草植物种类示例	100
图 4.23	位于巴西塞阿拉州 (Ceara) 的海草床的生物量和土壤柱状样品取样	102
图 4.24	川蔓草 (<i>Ruppia maritima</i>) 的地上和地下生物量	102
图 4.25	附生生物	103
图 4.26	附生生物的去和处理	104
图 5.1	建立土壤体积的参考基准点	111
图 5.2	沉积和侵蚀对土壤样品的影响	112
图 5.3	SET-MH方法示意	113
图 5.4	土壤表面由于浅部下沉或者侵蚀而造成的碳损失示意	115
图 5.5	静态箱示意	119
图 5.6	静态箱中的 CH ₄ 气体组成	120
图 6.1	分辨率大小对同一区域视觉外观的影响	125
图 6.2	Landsat-8 数据图像示例	126
图 6.3	MODIS 数据图像示例	128
图 6.4	SRTM 高程数据的伪彩色图像示例	129
图 6.5	PALSAR 图像数据示例	130

图 6.6	遥感图像的处理步骤.....	132
图 6.7	2000 年全球红树林分布图（应用 30 m分辨率 Landsat 卫星数据 解析）.....	134
图 7.1	拍照监测的位置示意.....	141
图 7.2	数据记录表示例.....	142
图 D1	帕劳共和国红树林土壤样品通过灼烧失重法获得的有机质含量（%） 和通过干烧法获得的有机碳含量（%）的相关关系.....	161
图 D2	美国缅因州潮汐盐沼土壤样品通过灼烧失重法获得的有机质含量（%）和 通过干烧法获得的有机碳含量（%）.....	162
图 D3	海草床土壤样品通过灼烧失重法获得的有机质含量（%）和通过 干烧法获得的有机碳含量（%）.....	163

表格列表

表 1.1	可用于评估碳排放因子的等级标准.....	23
表 1.2	红树林、潮汐盐沼和海草床生态系统的生物量和1 m深的土壤 有机碳密度及其 CO ₂ 当量的平均值和范围.....	23
表 3.1	野外土壤碳样品采集的常用设备.....	42
表 3.2	土柱采样设备比较.....	45
表 3.3	有机碳含量的实验室测定方法比较.....	57
表 3.4	酸化法测定无机碳含量举例.....	61
表 3.5	元素分析法测定无机碳含量举例.....	62
表 3.6	测定灼烧失重百分数举例.....	62
表 3.7	不同生态系统的灼烧失重百分数和有机碳含量的相关关系.....	63
表 4.1	红树植物木材密度.....	75
表 4.2	用胸径和木材密度计算红树植物生物量的异速生长方程.....	76
表 4.3	用胸径和树高计算特定物种生物量的异速生长方程和用木材 密度计算红树植物生物量的通用异速生长方程.....	77
表 4.4	红树林倒木各个等级枝条的木材密度和平均直径分级（红树、 杯萼海桑和木榄）.....	81
表 4.5	木片大小的常见分级.....	88
表 4.6	红树林倒木的标准木材等级的密度和平均直径.....	89
表 4.7	用互花米草地上生物量估算地下根系和根状茎生物量的方程.....	97
表 4.8	一些海草床的碳储量.....	101
表 5.1	计算通量箱中气体分子物质的量的方法示例.....	121
表 6.1	遥感技术的优缺点比较.....	125
表 7.1	典型滨海蓝碳项目收集的数据类型示例.....	139

缩写列表

A

AGEDI	阿布扎比全球环境数据倡议
ArcView	ArcGIS桌面页面
Arc	二维平面上可微曲线的闭合段
ASF	阿拉斯加卫星设备

B

<i>B</i>	生物量
----------	-----

C

C	碳
CaCO ₃	碳酸钙
CDM	清洁发展机制
CGIAR	国际农业研究协商小组
CH ₄	甲烷
CHN analyzer	碳、氢和氮元素分析仪
CI	置信区间
CI	保护国际基金会
CIFOR	国际林业研究中心
CO ₂	二氧化碳
C _{org}	有机碳

D

D_{30}	树干主茎离地面30 cm的直径
DAAC	NASA分布式主动归档中心
D_{base}	树干主茎基部的直径
DBD	干容重密度
dbh	胸径
DEM	数字高程地图
DIC	溶解性无机碳
D_{max}	树干主茎最大直径
D_{top}	树干主茎顶端直径

E

ECU	澳大利亚埃迪斯科文大学
Eqn	方程式

Equiv	当量
ESRI	美国环境系统研究所
EVI	增强型植被指数

F

FIU	美国佛罗里达国际大学
FURG	巴西格兰德河大学基金会

G

GHG	温室气体
GIS	地理信息系统
GLAS	地理科学激光测高系统
GPS	全球定位系统

H

H	水平横波
H	高度
H	氢
H_2O_2	过氧化氢
HCl	氯化氢
HH	水平发射、水平接收波
H_{\max}	最大高度
HV	水平发射、垂直接收波

I

ICESat	冰云和陆地高程卫星
ID	编号
IITA	国际热带农业研究所
IOC	政府间海洋学委员会
IPCC	政府间气候变化专门委员会
IUCN	世界自然保护联盟

J

JAXA	日本宇宙航空研究开发机构
------	--------------

K

KIOST	韩国海洋科学与技术研究所
KKP	印度尼西亚海洋和渔业研究开发机构

L

LCCS	联合国土地覆盖体系
LPDAAC	陆地进程分布式活动存档中心
ln	自然对数
LOI	灼烧失重法

M

MH	系统的水平标志层
MODIS	中分辨率成像光谱仪

N

n	次级样方的数量
N	氮
N_2	氮气
N_2O	氧化亚氮
NASA	美国国家航空航天局
ND	无数据
NDVI	归一化植被指数
NSIDC	美国国家冰雪数据中心

O

O	氧
OEH NSW	澳大利亚新南威尔士环境和遗产署
ORNL	美国橡树岭国家实验室
OSU	美国俄勒冈州立大学

P

ρ	木材密度
PALSAR	相控阵L波段合成孔径雷达
PCA	主成分分析
PVC	聚氯乙烯

Q

QMD	断面积平均木直径
-----	----------

R

R^2	回归方程的确定系数
RAE	“美国河口恢复”机构

REDD 减少森林砍伐和森林退化的排放
RFDI 雷达森林退化指数

S

SAR 合成孔径雷达
SCUBA 自携式水下呼吸装备
SD 标准差
SERC 美国史密森尼环境研究中心
SET 地表高程测定系统
SRTM 航天飞机雷达地形测绘任务
STS 美国国家航空和航天局空间运输系统
SWBD 航天飞机雷达地形测绘任务水体数据

T

T 温度
 T_1 第一次测量
 T_2 第二次测量
TanDEM-X 加载TerraSAR-X 的数字高程测量仪
th 树高

U

UNEP 联合国环境规划署
UNESCO 联合国教科文组织
USD 美元
USGS 美国地质调查局
UTS 澳大利亚悉尼科技大学
UW 美国威斯康辛大学
UWB 英国威尔士班戈大学

V

V 垂直的横向波
VCS 验证碳排放标准
VH 垂直发射、水平接收波
VI 植被指数
VV 垂直发射、垂直接收波

W

WCMC 世界保护监测中心
 W 冠幅

单位和符号列表

atmos	大气压
°C	摄氏度
cm	厘米
cm ³	立方厘米
e	欧拉数, 约为2.718 28
h	时
ha	公顷 (10 000平方米)
g	克
K	开尔文
kg	千克
L	升
m	米
m ²	平方米
Mg	兆克 (吨)
mg	毫克
min	分
mL	毫升
mol	摩尔
%	百分数
π	圆周率, 约为3.14159
\$	美元
σ	标准差
t	吨

关键词

主动遥感：遥感系统的一种。它能传输自己的能量脉冲，测定它在目标物表面与传感器之间的传播时间和脉冲强度。

活动数据：地理数据显示的某一地区的土地覆盖和利用类型。

外源碳：在一地产生、在另一地沉淀下来的碳。在蓝碳系统中，外源碳是在水动力环境中，随水流从邻近的生态系统（近海的和陆地的）中运输而来的沉积物和相关碳形态。

异速生长方程：建立容易测定的特征参数（如茎高和直径）和难以测定的特征参数（如生物量）之间的数量关系。

内源碳：在同一地点产生和沉淀的碳。在蓝碳生态系统中，这种碳由植物吸收海洋和大气中的 CO_2 而固定并转移到植物组织中，随后在植物周围的土壤中分解。

蓝碳^①：红树林、潮汐盐沼和海草床的土壤和地上活体生物量（叶片、分枝和树干），地下活体生物量（根系）及非活体生物量（凋落物和枯死木）中储存的碳。

碳排放清单：一段时间内从大气和海洋中排放或清除的碳的收支情况。政策制定者应用该清单建立跟踪排放趋势的基线，制定缓解策略和政策，并评估进展。

碳库：存储在土壤、植被、水体和大气等碳储载体中可以吸收和释放的碳。总的碳库形成碳储量。

碳储量：一定体积的蓝碳生态系统中存储的有机碳总量。碳储量包含一个或者多个碳库的碳总量。

排放因子：描述特定区域碳含量变化。这些碳含量的变化由土地面积或利用方式改变（如从红树林变成虾塘）或土地利用类型的内部变化（如海草中的营养富集）引起。

通量法：直接测量或用模型测定土壤、植被、大气和水体界面温室气体通量的方法。该方法用于估算 IPCC 提出的等级2和等级3的碳库清单。

收获-损失法：基于特定活动（如种植、排水、重新灌水和毁林）的排放因子。该方法用于估算碳储量的差异，并得到等级1和等级2的估算。排放因子数据可来自文献和国家活动数据库。

土壤无机碳：碳酸盐中的碳组分（如 CaCO_3 ）和在滨海土壤中的贝壳和珊瑚块。

^① 译者注：联合国环境规划署给出的定义，是蓝碳的狭义定义。

“IPCC碳库清单”界定的方法等级：政府间气候变化专门委员会（IPCC）确定了三个等级的碳库清单估算方法细节，进而决定不同等级碳储存清单（评估）的分辨率或准确性。

等级1：精确度和分辨率最低的等级，数据来自简化的假设和公布的IPCC的活动数据和排放因素的默认值。等级1的评估误差较大，其地上碳库的误差为 $\pm 50\%$ ，土壤碳库的误差达 $\pm 90\%$ 。

等级2：精确度和分辨率较高的等级，数据来自国家或特定地区——就已知国家而言，已知该国不同生态系统类型的平均碳储量。

等级3：精确度和分辨率最高的等级。从事这一等级的评估，要收集与每个组件生态系统或土地利用区域的碳储量相关的特定数据，不同时间里重复测量关键碳储量，以估计该地区的变化或碳通量。碳通量的估算可以通过直接野外测定或者模型得到。

红树林：天然生长在海岸环境和海湾边缘的平均海平面以上潮间带的树木、灌木、棕榈或地被蕨类植物，高度一般超过1.5 m；也指生长树木和灌木的潮汐生境。

被动遥感：遥感系统的一种，例如航空摄影成像系统。它是一种本身不带有辐射源的探测系统。在遥感探测时，它只能检测物体自身发射或自然反射的能量。

分辨率：遥感图像中的分辨率是指像素所代表的地面范围的大小。分辨率越低，像素越小；分辨率越高，图像越清晰。250 m分辨率指可以用于辨识地面上 250 m*250 m的物体（如用于生态系统制图的范围）。高分辨率数据，如 30 m分辨率，可以用于检测更多细节（如有助于检测水产养殖业侵占的范围）。

海草床：隶属于4个科的开花植物，均属于泽泻目。它们生长在海洋和完全盐生环境，已知的共有12属约58种。

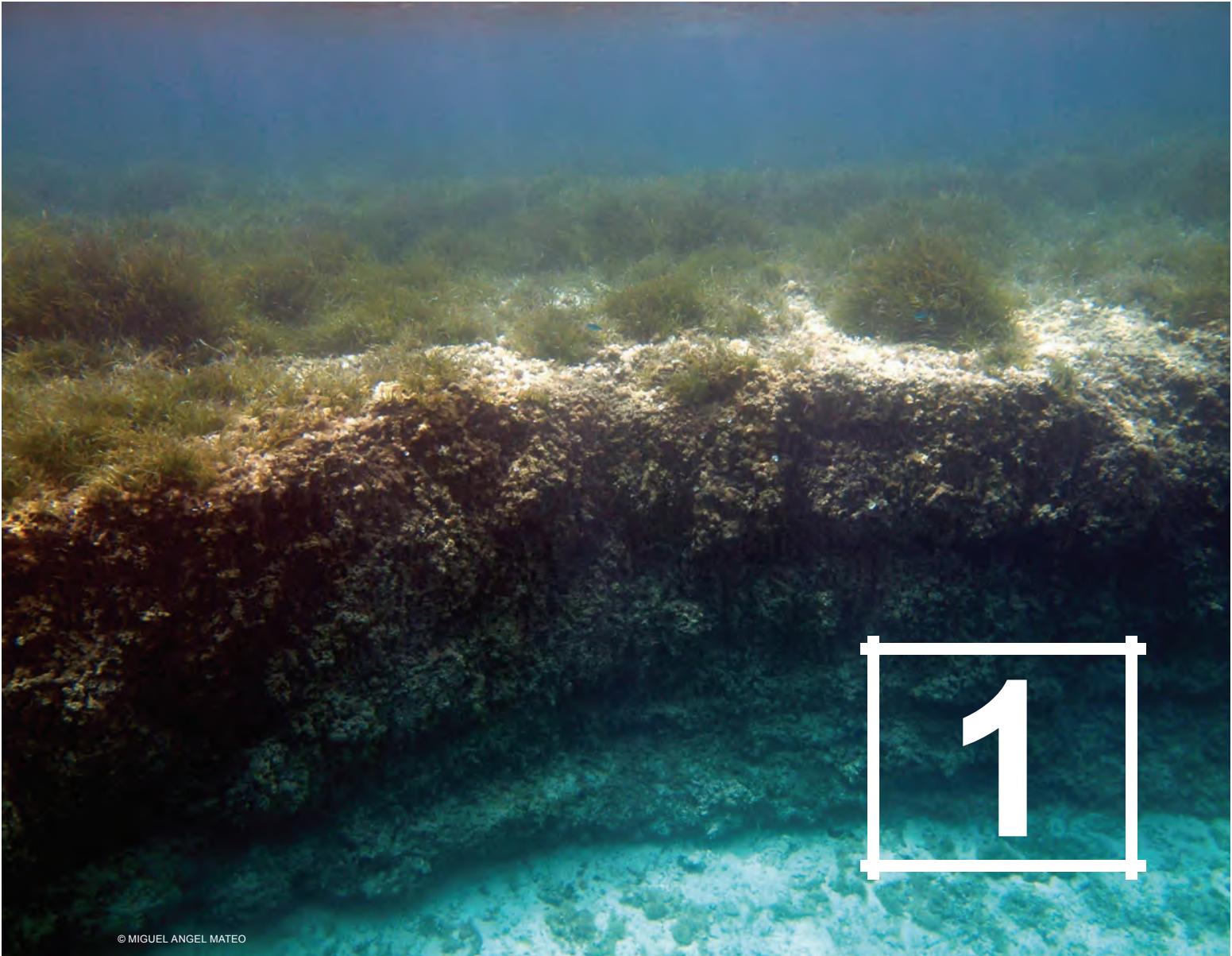
土壤有机碳：土壤有机质的碳含量组成。土壤有机碳量取决于土壤质地、气候、植被类型和历史上及现在的土地利用和管理类型。

土壤有机质：描述土壤中的有机质组成（如死的植物和动物体的未降解组织，这些物质分解的产物和土壤微生物生物量）。

储量差分法：该方法估算了在两个不同时间段测定的碳储量的差异，进而用于等级3的评估。

分层：用于划分大而具有异质性的区域（需要大量的取样来计算其中的差异）。它可以将这个区域分为一些均质的小区域（这些区域需要的样品量比较少）。在野外或因后勤问题和资源限制而无法密集取样时，使用该方法。

潮汐盐沼：陆地和被潮汐规律性淹没的开放盐水水体或者含盐水体之间的潮间带滨海系统。该区域密集生长有耐盐植物的植株，如草本植物、草地或低洼灌木丛。



© MIGUEL ANGEL MATEO

为什么要测定碳储量

主要作者

Jennifer Howard, Kirsten Isensee, Hilary Kennedy, Emily Pidgeon, Maciej Telszewski

共同作者

Steve Crooks, Igino Emmer, Dorothée Herr, Sarah Hoyt, Daniel Laffoley, Marco Quesada, Jorge Luis Valdes, Tonny Wagey

背景

保护滨海生态系统对人类福祉和全球生物多样性意义重大。滨海生态系统中的红树林、潮汐盐沼、海草床能抵挡风暴潮，减缓海平面上升和海岸侵蚀，调节滨海区域的水质和养分循环，捕获沉积物，还能为重要的或濒危的海洋生物提供栖息地，保护其他滨海生态系统的食物安全（Kennedy 1984; Robertson & Alongi 1992; King & Lester 1995; Hogarth 1999; Beck *et al.* 2001; Kathiresan & Bingham 2001; Saenger 2002; Mumby 2006; Gedan *et al.* 2009; Barbier *et al.* 2011; Sousa *et al.* 2012; Cullen-Unsworth & Unsworth 2013）。此外，它们还能固定和储存来自大气和海洋的碳，减少全球气候变化的负面影响，因而被称为“蓝碳生态系统”（Duarte *et al.* 2005; Bouillon *et al.* 2008; Lo Iacono *et al.* 2008; Duarte *et al.* 2010; Kennedy *et al.* 2010; Donato *et al.* 2011; Mcleod *et al.* 2011; Fourqurean *et al.* 2012a; Pendleton *et al.* 2012; Chmura 2013; Lavery *et al.* 2013）。



图 1.1 蓝碳生态系统

红树林（左上，© Sterling Zumbrunn, CI）、海草（左下，© Miguel Angel Mateo）和潮汐盐沼（右，© Sarah Hoyt, CI）。

滨海蓝碳生态系统拥有多种功能，提供多种助益，但它们是地球上最濒危的生态系统——它们每年以34万~98万公顷的速度遭受破坏（Murray *et al.* 2011）。在精确绘图技术成熟并能准确测定面积之前，滨海生态系统已遭受严重破坏，其受破坏的程度难以确定。粗略估计，67%的红树林、35%的潮汐盐沼和29%的海草床已被破坏。如果这一趋势不改善，一百年后，30%~40%的潮汐盐沼和海草床、几乎所有未受妥善保护的的红树林都会消失（Pendleton *et al.* 2012）。

人们逐渐意识到滨海生态系统在固碳方面的重要作用，也知晓其退化后将成为碳的排放源。尽管相关国际组织和国家在制定政策和确立经济制度时加大了对这些生态系统的保护力度，但人们还未完全将滨海地区管理一体化视为缓解全球气候问题的关键。这是推动滨海蓝碳进入行政决策视野的好机会——在世界范围内保护和恢复滨海生态系统，发挥其功能，增强其作用，为人类提供多种生态服务。

本手册的适用性

气候的迅速变化和社会持续发展迫使人们了解滨海生态系统，了解其直接和间接效应，调整人们对滨海生态系统的需求，也使人们越来越关注红树林、潮汐盐沼和海草床的固碳能力及其生态系统服务。若规划得当，滨海蓝碳可以成为滨海生态系统保护和修复的潜在筹资机制。因此，人们需要一种能合理评估单位时间内碳储量（某特定区域的总碳储存量）和监测碳储量及温室气体（GHG）排放的方法。但直到现在，蓝碳的定量研究仍然缺乏可操作的手段或理论，无法合理分析。发展中国家尤甚，这些国家的数据缺口较大，也缺乏技术和资金来完成这样复杂的分析。近年来，陆续出现一些指南和方法，但还需要参考国际上一致接受的测量和监测方法（附录A：其他指南文件）。因此，本手册将为决策者、科学家和野外工作者提供标准化测量和分析方法，方便评估和计量全球蓝碳。

本手册的目标

本手册为野外测定和分析滨海生态系统的蓝碳储量和通量提供标准方法，为使用者提供关键概念的背景知识、步骤的详细指导，标示需要专家指导或额外技术性数据支持的步骤。应用这些评估手段并通过多样的管理和政策手段调节框架和自愿性碳贸易的方式，支持保护和修复滨海湿地生态系统的行动。

本手册的服务对象

本手册可广泛适用于对蓝碳储量评估感兴趣的自然资源决策者、科学家、社会团体、地方和国家机构的工作人员。本手册可以聚焦在发展中国家，或为特殊区域现有资源保护的需求量身定制。本手册也适用于了解当地生态系统但未谙蓝碳策略和技术的使用者。

本手册的结构

本手册包含的基本原理和项目计划可适用于野外测定蓝碳，为数据分析和报告编制提供方法。力求与其他国际标准，包括政府间气候变化专门委员会（IPCC）的指南及相关资料保持一致。

本手册的结构如下：

- 第1章：介绍蓝碳在缓解气候变化中的作用，概括本手册目标和宗旨；
- 第2章：介绍制定详细的野外测量方案方法及其主要步骤；
- 第3章：提供测定三种生态系统土壤有机碳储量的方法和指南；
- 第4章：提供测定适用于每种特定生态系统的有机碳库（包括地上和地下生物量）的测定方法和指南；
- 第5章：重点介绍测定碳储量随时间变化的方法和监测温室气体排放的方法；
- 第6章：可选择遥感技术及其应用的概述；
- 第7章：提供大数据管理和分享的指导方案；
- 附录：提供补充信息、实例、方程式和表格等。

何谓蓝碳

蓝碳指储存在红树林、潮汐盐沼和海草床的土壤、地上活生物物质（叶、枝、干）、地下活生物物质（根）和非活体生物物质（如凋落物和枯死木）中的碳（Mcleod *et al.* 2011）。与陆地生态系统中储存的碳一样，蓝碳是在相对较短的时间内（几年到几十年）被植物活体固定下来的碳。不同于陆地生态系统，滨海生态系统土壤中的固定的碳可大范围且长时间封存，因此形成巨大的碳储量（Duarte *et al.* 2005; Lo Iacono *et al.* 2008）。滨海生态系统与陆地生态系统的差异还表现在潜在的土壤碳累积上：陆地土壤富含氧气，能够使好氧微生物将土壤中的碳氧化并返还大气中（Schlesinger & Lichter 2001）；但蓝碳生态系统饱和的土壤水环境使土壤保持厌氧状态（或几乎无氧），进而持续保持着垂直方向上的储碳（Chmura *et al.* 2003）。西班牙 Portlligat 湾的大洋波喜荡（*Posidonia oceanica*）海草床和巴西境内有6000年历史的、十几米厚的红树林沉积物，都是巨大的沉积物碳库（McKee *et al.* 2007; Lo Iacono *et al.* 2008; Serrano *et al.* 2014）。新英格兰北部的潮汐盐沼也很典型，其厚度可达3~5 m、历史长达三四千年，有机碳含量超过40%（Johnson *et al.* 2007）。

蓝碳生态系统中的碳分为内源碳和外源碳，两者应依据项目需要而独立评估 (Middelburg *et al.* 1997; Kennedy *et al.* 2010)。

- **内源碳：**碳的产生和沉积的位置相同。植物通过光合作用从大气或海洋中固定二氧化碳，转移到植物组织中（如叶片、茎、根和根状茎），进而增加植物生物量。其中，一部分植物生物量被分配到根系中，在厌氧的土壤中缓慢分解，进而形成储存在沉积物中的碳（图 1.2 Middelburg *et al.* 1997; Kennedy *et al.* 2010）。
- **外源碳：**碳的产生和沉积的位置不同。蓝碳生态系统水气活动频繁，常受海浪、潮汐和海岸洋流的扰动，从邻近的生态系统中（近海或陆地）获得沉积物和有机质。滨海系统中的植物根系和冠层结构复杂，可以有效捕获流经该系统的沉积物，使之沉积到当地的碳库中（图 1.2）。



图 1.2 北卡罗来纳州博福尔 (Beaufort) 的潮汐盐沼土壤样品

(© Jennifer Howard, CI)

不同的蓝碳系统之间，内源碳库和外源碳库的比例差异甚大。海草床的土壤中大约有 50% 的碳是外源碳 (Kennedy *et al.* 2010)；大部分红树林和潮汐盐沼系统中的碳均直接由植物体产生（内源碳，Middleton & McKee 2001）。有时候，红树林和潮汐盐沼中大部分碳来自邻近的陆地或海洋生态系统 (Middelburg *et al.* 1997; Bouillon *et al.* 2003; Adame *et al.* 2012)。

为什么要管理蓝碳

在全球范围内，人们制定了许多政策，拟定海岸带管理策略，用各种手段保护和恢复滨海生态系统。那些为缓解气候变化而制定的政策，为有效管理海岸带提供了条件。目前，蓝碳管理能有效地整合海岸带管理和减缓气候变化的实际目标 and 需求，为该地区吸引资金。

由于海岸带开发和土地利用方式的改变，红树林、潮汐盐沼和海草床正面临着巨大的压力（Alongi 2002; Gedan *et al.* 2009; Saintilan *et al.* 2009; Waycott *et al.* 2009）。为发展经济，滨海湿地植被清除，湿地被排干或淤积（红树林变成虾池、排干的潮汐盐沼变为农业用地、海草床被淤积等，都是全世界海岸带的普遍现状），沉积物被暴露在大气或水体中，储存在沉积物中的碳和大气中的氧气结合形成二氧化碳和其他温室气体，释放到大气和海洋中（Yu & Chmura 2009; Loomis & Craft 2010; Donato *et al.* 2011; Kauffman *et al.* 2011; Lovelock *et al.* 2011; Ray *et al.* 2011; Callaway *et al.* 2012; Fourqurean *et al.* 2012a）（图 1.3）。

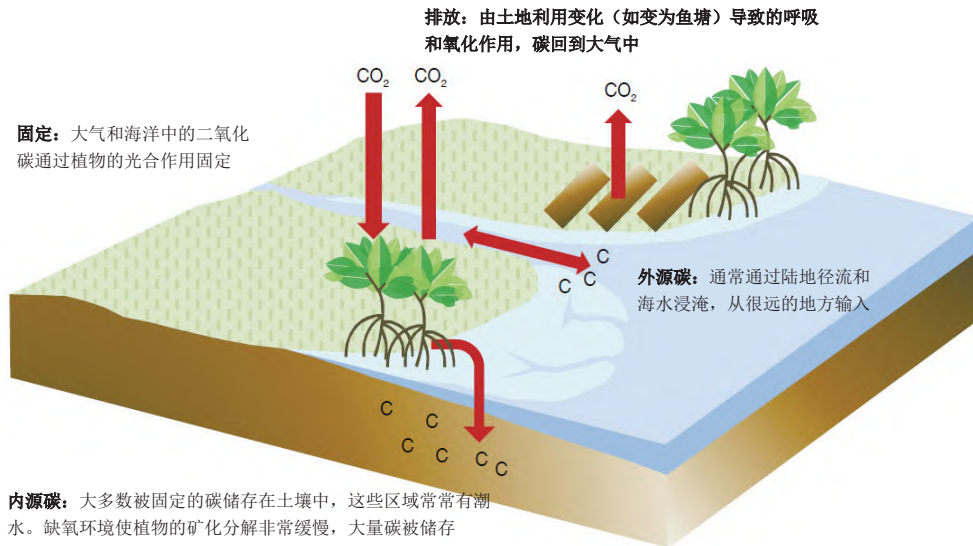


图1.3 滨海湿地碳输入和输出机制

人类活动不仅促进了二氧化碳的排放，还导致生物多样性降低和重要的生态系统服务功能丧失。滨海蓝碳生态系统通过减缓海岸侵蚀和保护岸线等方式来保护海岸带（King & Lester 1995; Gedan *et al.* 2011）。目前，已经证实红树林具有以上重要的功能（Mazda *et al.* 1997; Massel *et al.* 1999; McIvor *et al.* 2012a; McIvor *et al.* 2012b）。2004年12月的印度洋海啸（Danielsen *et al.* 2005; Kathiresan & Rajendran 2005; Alongi 2008）、2013年菲律宾的“海燕”台风（Gross 2014），以及其他破坏性的旋风和飓风（Tibbetts 2006; Williams *et al.* 2007; Das & Vincent 2009）发生后，滨海蓝碳生态系统的重要性得到广泛认可。蓝碳生态系统不仅能调节水质，为鱼类和贝类提供重要栖息地，为人类提供木材，还是许多濒危和珍

稀物种的栖息地（Valiela & Teal 1979; Beck *et al.* 2001; Duke *et al.* 2007; FAO 2007; Barbier *et al.* 2011; Cullen-Unsworth & Unsworth 2013），也是临近生态系统的养分来源，为重要的经济物种提供生存空间，兼具美学和生态旅游功能（Barbier *et al.* 2011）。

本手册聚焦碳储量评估，也可用于保护滨海植被生态系统，在维持储碳功能的同时保护着这些重要的生态系统服务。

知识缺口

蓝碳评估研究已开展多年，取得许多成果，但仍有知识缺口。未来，在蓝碳评估领域可进行下列修正。

- **地理范围**——尽管红树林的分布图已经绘制完成，但大面积的海草床（如东南亚、美国西南部和非洲西海岸的海草床）还未调查。全球潮汐盐沼的面积、盐沼和海草床的消失速率等相关资料也不完整。
- **固定和储存**——有关非洲、南美洲和东南亚的碳固定和储存速率的文献很少。
- **排放和转移**——需要对转变功能、退化和再种植的蓝碳生态系统进行制图；确定由这些变化、扰动以及海草床退化引起的有机土壤裸露而增加的碳排放量；确定修复滨海系统而减少的碳排放量，为这些数据建立相应的数据库（例如IPCC排放因子数据库）。
- **人为驱动因素**——在多因子驱动的生态系统退化中，还应了解与特定人类活动相关的排放速率和消失速度（如排干、燃烧、收割或不同强度的植被清除），尤其是了解海草床生态系统的这方面情况。目前，人们还不了解修复滨海系统而产生的转移率变化。
- **海岸侵蚀**——相当数量的由海岸侵蚀产生的碳在进入海洋-大气系统的过程中被溶解到海水中，保存下来的这部分碳则转移到近海沉积物中固定下来。因此，受侵蚀后的蓝碳系统中碳的归宿成为热点。

蓝碳收支清单

要清楚地描述蓝碳生态系统在减缓气候变化方面的效用，及其通过政策、监管、金融和其他机制提供人类福祉时，要用数据描述这些生态系统的碳储量、现存的碳排放量或者转变为其他生态系统过程中潜在的碳排放量，就需要制作碳收支清单。碳收支清单可以从站位、区域、国家和全球等不同尺度进行归纳。这些清单可用于量化因土地利用方式改变而产生的温室气体排放总量，估算特定滨海保护项目或行动减少的碳排放量和减缓气候变化的潜力。

制作区域的碳收支清单应了解的内容包括：

- （1）该地区过去和现在与人类土地利用相关的滨海植被生态系统的分布；
- （2）目前项目范围内的碳储量和碳累积速率；
- （3）期望的或预测的景观改变导致的潜在碳排放能力改变。

在单位时间和给定的土地利用变化中，碳排放通常表示为兆克（Mg）碳（C）每公顷（ha）或吨^①碳（C）每公顷（ha），也可以表示吨二氧化碳（CO₂）每公顷。将 MgC/ha 转换为 MgCO₂/ha 则是将 MgC/ha 乘3.67（CO₂与C的相对分子质量比）。每公顷CO₂的当量（equiv）用表示非CO₂（如甲烷）的排放量来表示，这样温室气体之间就可以进行数量上的比较。

IPCC 指南定义“活动数据”和“排放因子”，以计算特定区域的碳排放或移除。这是两种不同类型的数据。

- **活动数据**——指展示给定地区的土地覆盖类型和利用方式的地理数据，如原始红树林、退化的潮汐盐沼、农业用地、草原或养殖塘。这些数据包括预测的土地利用变化速率，如红树林变为虾塘的转变速率。遥感技术普遍运用于确定土地利用类型和追溯历史上土地利用方式的改变，这通常需要进行现场评估和制图。滨海环境下的精确遥感制图很具挑战性（第6章：遥感和制图）。
- **排放因子**——由于土地面积或利用方式的改变而引起的被调查区域的改变（碳的损失或者增加），如将红树林转变成养殖塘、将潮汐盐沼转变为农业用地而导致的碳损失，由于重新造林或滨海生态系统恢复而产生的碳累积。排放因子为正值时，表示生物量和土壤中的碳由于被排放到大气中而损失；其为负值时，表示大气中的碳被转移和固定到生物量和土壤中。精确量化排放因子需要以地面为基础测定生态系统碳储量及其随时间的变化率（第3章和第4章）或直接测定随时间变化的碳排放和固定量（第5章）。

^① “吨”指兆克，即1 000 000克。

碳收支清单的详细分级

毋庸置疑，目前使用的方法要和国际标准结合，IPCC对2006年IPCC指南中的“国家温室气体排放清单：湿地”进行了增补，还提供了相关原始资料（IPCC 2013）。IPCC指出，可以从多种水平的详细评估或特定的评估中获得碳收支清单，但评估的标准选择取决于收支清单的目标和可用的资源。IPCC确定了三个层次的碳收支细节，用于反映碳储量收支（或评估）的特定或者准确精度（表1.1）。

本手册引进评估生态系统碳储量的最高级别方法——等级3。IPCC鼓励各国用等级3的标准测定主要的碳库、碳源或碳汇。但等级3执行起来花费甚大，需要技术资源和执行能力，通常难以实现。

表 1.1 可用于评估碳排放因子的等级标准
(GOFC-GOLD 2009)

等级	必备的数据	备注
1	IPCC 默认的排放因子	使用活动数据和排放因子的简单假设和已出版的 IPCC 默认值进行评估，对精确度和准确性的要求最小。这一级评估的误差范围最大，分别达到地上碳库的 $\pm 50\%$ 和土壤碳库的 $\pm 90\%$ 。
2	具体国家的关键因子参数	使用国家和特定地点的数据，准确度和精确度较高。例如，对某个国家而言，不同类型生态系统的平均碳储量估算。
3	主要碳库的详细核查、定时重复测定或模型计算量	使用对每种组分的生态系统和土地利用面积具有特殊的碳储量数据；这些数据通过长时间的重复测定获得，用于评估该区域的碳库和碳通量变化。碳通量可以通过野外直接测量或模型估算获得。

全球蓝碳储量

当等级2和等级3无法实施时，可以实施等级1。即当缺乏特定地点数据时，可以用等级1的方法，利用全球平均值来估算特定区域的碳储量，如表1.2所示。这些数据是基于现有文献中的红树林、潮汐盐沼和海草床碳储量的全球平均值获得的，但误差很大。

表 1.2 红树林、潮汐盐沼和海草床生态系统的生物量和1 m深的土壤有机碳密度及其CO₂当量的平均值和范围

示例在不同生态系统中碳的分布及变异（IPCC 2013）

生态系统	碳密度平均值 Mg/ha	碳密度范围 Mg/ha	CO ₂ 当量 /ha
红树林	386	55~1376	1415
潮汐盐沼	255	16~623	935
海草床	108	10~829	396

等级 1 对特定区域碳储量的评估可以通过生态系统面积和该生态系统平均碳储量的乘积来计算。

举 例

- 问题1: 目标区域中, 564 ha 的红树林生物量和表层 1 m 的土壤中储存有多少碳?
- 问题2: 如果表层 1 m 的土壤中所有有机碳都被氧化成 CO₂, 在这个过程中, CO₂ 排放量是多少?

应用 等级 1 计算: 项目区域的总碳储量 (Mg) = 碳密度 (MgC/ha) * 面积(ha)

其中, 碳密度为特定生态系统的平均碳密度 (见表1.2), 面积为被调查的生态系统面积。

问题 1 的答案

- 该区域蓝碳的量: $386 \text{ MgC/ha} * 564 \text{ ha} = 217\,704 \text{ Mg}$ 。

每公顷的潜在 CO₂ 排放量 (MgCO₂/ha) = 该生态系统 CO₂ 的转换系数 * 系统的碳储量其中, 转换系数为3.67, 即 CO₂ (44) 与 C (12) 的相对分子质量之比; 该生态系统的碳储量为给定的生态系统的平均碳储量。

问题 2 的答案

- 该区域的 CO₂ 排放量: $3.67 * 217\,704 \text{ Mg} = 798\,974 \text{ Mg}$ 。

结 论

本手册推荐的方法可用于红树林、潮汐盐沼、海草生态系统碳库评估的野外收集和实验室分析, 也可用于温室气体 (CO₂和甲烷) 的测定。本手册还提供了符合 IPCC 标准的等级2和等级3的测定方法, 适用不同的精确度和准确度。但本手册只介绍技术层面上量化滨海生态系统碳的通用方法, 并不涉及社会、政治和经济要素 (持久性、泄漏和治理等问题)。如需获得这些主题的定义和相关的信息, 可参考 IPCC 指南 (IPCC 2007) 和其他资料 (GOF-C-GOLD 2009)。



立项策划和野外测定方案制订

主要作者

James Fourqurean, Beverly Johnson, J. Boone Kauffman, Hilary Kennedy

共同作者

Igino Emmer, Jennifer Howard, Emily Pidgeon, Oscar Serrano

碳储量和碳库的测定

碳储量，指蓝碳生态系统中储存的有机碳总量（ C_{org} ），特别指每公顷特定深度土壤的有机碳含量（ MgC_{org}/ha ）。所调查样地内所有相关碳库加起来得到碳储量。碳库，指土壤、植被、海洋和大气等储藏和释放碳的库。蓝碳碳库包括：

- 地上活生物量——主要是草本（海草床和潮汐盐沼）和木本（红树林），包括其上的附生生物（如生活在它们表面的藻类和微生物）。
- 地上死生物量——主要是叶片碎屑（在三个生态系统中）或木材（红树林）及其他有机碎屑，如死的大型藻类。
- 地下活生物量——主要是根系和根状茎。
- 地下死生物量——包括死亡的植物组织和土壤（内源碳和外源碳）。

碳库还可分为近期碳库（形成至今不超过50年，如活的生物量）和长期碳库（存在达上百年乃至上千年，如土壤有机碳）。就蓝碳而言，长期碳库决定了其减缓碳排放的潜能（IPCC 2007; Kyoto Protocol 1998）。

碳储量的评估

明晰的项目目标将直接影响过程的设计和执行。清晰的终极目标必须包含要调查的地理区域、要测量的碳库、精确度和再次评估的时间。此外，必须考虑成本。

计划的制订包括以下四项要素：

- （1）项目策划；
- （2）碳库的野外采样方案；
- （3）样品制备和实验室分析方法；
- （4）碳储量上推到项目区域的计算方法。

本章详细讨论了立项策划。第3章和第4章讨论碳库的野外采样方法和技术，介绍每个碳库特殊的实验室分析技术；第6章介绍可以用于测定结果尺度推移的遥感技术。

本手册介绍同行的最新研究，展示当下最实用的方法。然而，我们鼓励大家搜索文献，为项目选择最佳方法；同时结合实际情况，综合考虑方法与当地的实际状况、培训水平、资源限制或其他数据收集需求，更多参考最新的 IPCC 指南。

立项策划

图2.1展示了野外测定计划的主要准备步骤。步骤应具有连续性、合理性，每个操作应详细记录。一些手册可用于指导陆地森林调查（如Pearson *et al.*2007），很多细节也适用于蓝碳生态系统，值得借鉴。



图 2.1 野外测定计划的准备步骤

项目区域边界的界定

项目区域边界由项目的范围和目标决定。项目范围可以小到单一的地点（几十公顷），也可以大到整个国家（几百到几千公顷）。范围内可能会有退化或功能转变的生态系统。项目范围内的区域可能是一块完整、连续的土地，也可能是由整个区域内的许多小板块构成。边界一旦界定，尽力不去改变；改变不可避免时，应当详细记录。相应地，总碳储量或单个碳储量的测定方法都应调整，以反映面积的变化。

项目调查地点和尺度确定后，应该绘制地图。地图可方便野外调查人员做出最佳选择，如选择最佳的取样地点，使之尽量涵盖的区域地理范围、环境变化和生物物理变化；地图也方便确定道路、潮沟和河流。从一开始就绘制精确的地图，不仅便于确定采样地点，也便于通过个体样本碳储量上推到大尺度的项目区域碳储量。如果未来需要重新评估并进行预测，精确的原始地图就十分重要，可用于确定碳库和生态系统服务的变化。地形、土地利用类型、土壤和植被分布图、航拍图等资料通常可以从当地政府机构获得，通过不同精度的图片辨别项目边界。卫星图像和遥感技术对于蓝碳生态系统的制图极为有用，它们可用于广泛收集生态系统的相关信息。遥感的详细信息将在第 6 章中详细介绍。

项目区域的细分

分区是将存在异质性的调查区域（需要较多样本来解释内部的差异）划分为性质均一的小区（只需要少量样本）。在野外实施、后勤保障和资源限制的条件下，当密集采样受限时，分区就非常有用（图 2.2）。分区是将项目区域划分为生态同质（如物种多样性和地貌学相似）的亚区或“层”。地方资料、卫星图像和地理信息系统等现有资料都有助于分区。



图 2.2 红树林项目区域细分示例

(© Boone Kauffman, OSU)

分区的标准应当与测量的变量一致。就蓝碳而言，主要变量是碳，因此，分区标准应该是所有影响碳储量的因素。碳储量深受植被种类和密度的影响。红树林包括高红树、矮红树、灌木和水椰 (*Nypa fruticans*)；潮汐盐沼包含草本、灌木和芦苇等群落；海草床上的物种因水深不同而有差异。这些差异都可以指导分区。其他影响分区的因素有：

- (1) 现有的土地利用方式（如潮汐盐沼区域变为农业用地）；
- (2) 潜在的土地利用方式（如容易被改为水产养殖或被开发的区域）；
- (3) 土壤性质的变化（如土壤深度或类型，沉积物颗粒等级）；
- (4) 地貌特征（如邻近地质特征、排水特点）；
- (5) 离海距离（如每天潮汐淹水区域，或只在特大高潮时淹没的区域）。

虽然分区可用来减少采样的样本数量并提高碳储量估算的准确性，但标准严格时会使小区数量增多（所有样品都需要进行采样），标准宽松时只能形成几个大分区（容易忽略变异的存在），使分区失去意义。因此，分区的大小和数量应该综合考虑精确度、所需时间和可利用资源三者的平衡。

碳库的确定

目标区域内的每一个小区通常有一个以上的碳库。项目目标决定了每个小区内所需测定的碳库类型。当然，并非所有碳库都重要，并非所有项目都要量化。只要不显著改变评估结果，可以不包含部分碳库，但至少在有代表性的采样地点上测定所有碳库。

总的来说，满足以下任意条件的碳库都应当测定：

- 重要的碳库（例如占总碳库的比例大于 5% 的碳库）。
- 发生或已经发生显著变化的碳库（要么因为气候变化和极端天气；要么受人为影响，包括土地利用方式改变或挖掘等）。
- 从未测定过的碳库。

根据项目预算或其他限制，可以减少碳储量较小的碳库或碳储量受影响很小的碳库的测定频率，甚至不测量。大多数蓝碳系统中，土壤碳是最主要的碳库。为了符合碳认证的要求，通常需要测量额外的碳库。例如，国家级的碳会计和碳贸易项目都需要测量四个基本碳库：地上活生物量（如乔木、灌木和草本）、地上死生物量（如落叶和倒木）、地下活生物量（如根和根状茎）和土壤碳库。

在红树林、潮汐盐沼和海草床三个生境中，从周围迁移到目标地点的植被和沉积物十分常见。例如，海草床中常常有红树植物的繁殖体和叶片，红树林和潮汐盐沼的沉积物中也常常可见海草叶片。来源于陆地潮上带的有机物质被迁移并纳入蓝碳生态系统。大部分情况下，这些外源的有机物并不会成为生态系统总生物量的一部分，可以忽略。当这些外源物质的比例很大时（如大于5%），就要独立分类为单独的碳库并直接测量。某些情况下，土壤碳库中存在的外源有机碳可以用稳定同位素技术进行量化，但并非所有区域或所有项目都可行（Johnson *et al.* 2007）。

红树林碳库

与陆地生态系统相似，红树林的碳库大致可以分成四个部分（图 2.3）：

- 地上活生物量（乔木、灌木、藤本、棕榈和呼吸根）；
- 地上死生物量（凋落物、倒木和枯木）；
- 地下活生物量（根系和根状茎）；
- 包括地下死生物量的土壤碳库。

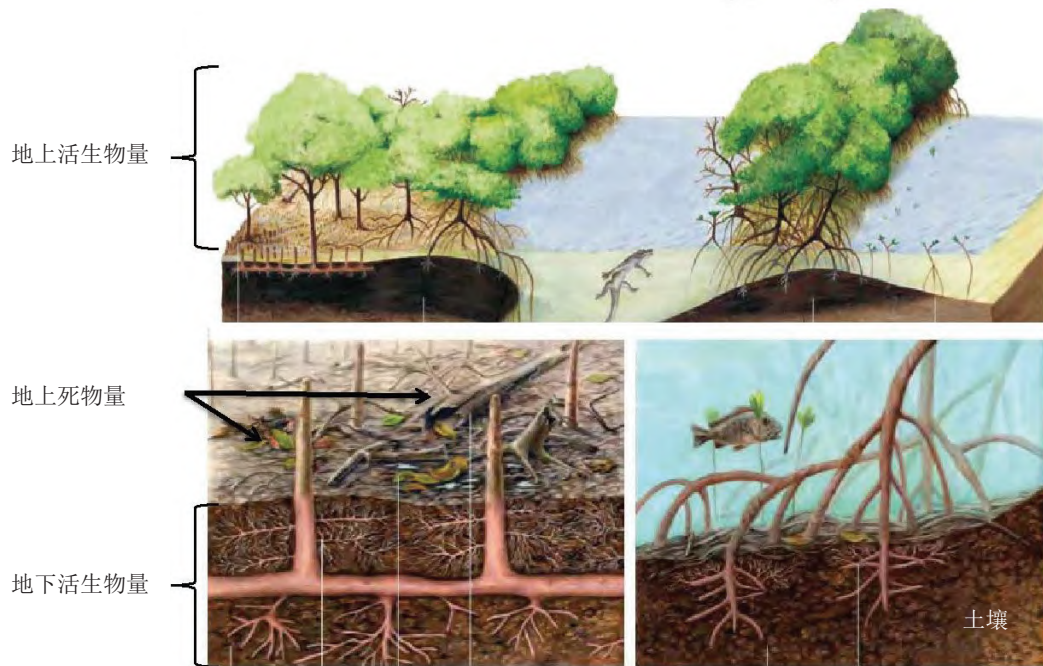


图 2.3 红树林生态系统碳库

在红树林中，所有树都应计入碳储量，因为这个碳库比较大（占总碳储量的 21%），相对容易测量（现有的许多红树植物异速生长方程，可用于计算植物生物量并换算为碳含量）；它们还容易受土地利用变化的影响。枯木也是重要的碳库（占总碳库的 2.5%~5.0%），但它们容易受土地利用方式变化或热带风暴的干扰（Kauffman & Cole 2010）。活根的组分（占地下碳储量的 5%~15%）很难测定，但可以用现有的异速生长方程来计算（详见第 4 章）。通常，非树木植被和叶片凋落物在生态系统中占的比例较小，可以不测量且不会影响测定精度。

大多数蓝碳储存在地下有机质丰富的土壤中，在数米深处可保存相当长的时间（上千年）。由于储量巨大，且目前人们对其应对土地利用变化的敏感性还不够了解，因此，对这一碳库的评估也极为重要。

潮汐盐沼碳库

潮汐盐沼的碳库大致可以分成三个部分（图 2.4）：

- 地上活生物量（灌木、禾本和草本等）；
- 地下活生物量（根系和根状茎）；
- 土壤碳库。

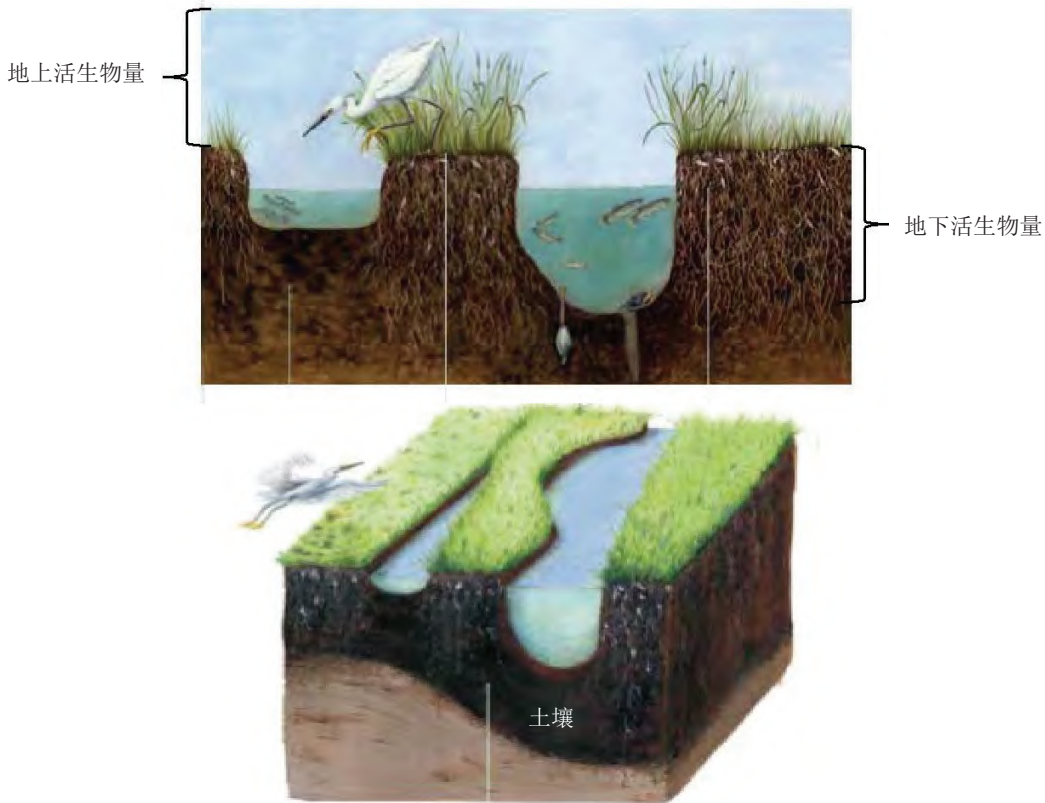


图 2.4 潮汐盐沼生态系统碳库

在潮汐盐沼中，地下生物量（根系和根状茎）占初级生产力的比重很大（Valiela *et al.* 1976），其根冠比（地下生物量与地上生物量的比例）在 1.4~50 之间（Smith *et al.* 1979; Darby & Turner 2008a）。因此，大多数潮汐盐沼中的碳储存在地下活生物量和无生命的土壤碳库中。然而，这两个碳库难以分开，通常被视为同一个碳库（Chmura *et al.* 2003）。测量中，通常不计算被潮汐带走的死的地上生物量，这并不影响评估的精确度。

海草床碳库

海草床的碳库可以分成三个主要部分（图 2.5）：

- 地上活生物量（海草叶片和附生植物）；
- 地下活生物量（根系和根状茎）；
- 土壤碳库。

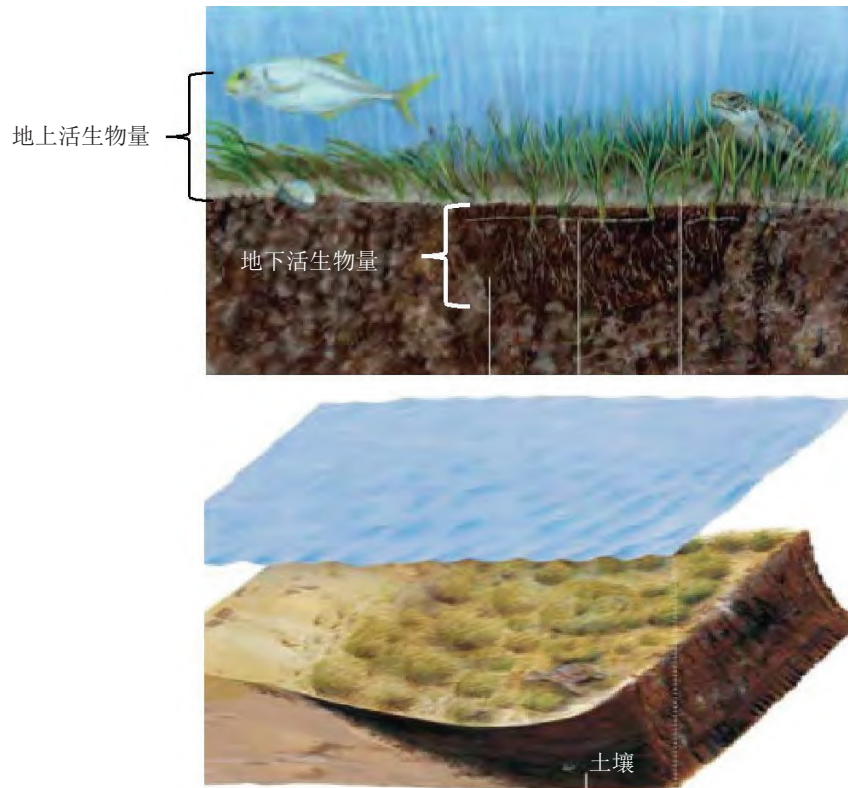


图 2.5 海草床生态系统碳库

海草生态系统中最大的碳库是土壤碳库。死亡的地上生物量通常可以忽略，海草的叶片通常很快被分解，或迅速被潮水带出海草床。附生植物可视为一个碳库，但其规模视种类和位置而显著不同。

在全球范围内，海草的地下活生物量仅占地下总有机碳库的 0.3%。因此，它通常被当成土壤碳库的一部分，但这样并不会高估土壤有机碳库（Fourqurean *et al.* 2012a）。

样方类型、数量和位置确定

在保证精确度的条件下确定最小的样方数量，这有助于降低野外初始测定和长期监测的成本。不过，取样密度最终由项目目标和精确度要求决定。

应用等级 2 进行评估时，要求有足够的估算数据才能估算出国家或地区的碳储量，并且可以通过较低的采样密度获得较大区域的碳储量数据。相比之下，碳市场项目则要求在一个小区域内增加采样量来获得高精度的结果。

根据生态系统和项目分区的现存碳库大小，我们需要确定最优的小区形状、大小和采样强度，并使结果能准确而精练地描述该生态系统的特性。因此，样方设定应充分考虑项目目标、准确性、采样效率和安全性。

样方类型

蓝碳碳库评估可选用固定样方和临时样方。固定样方可用于长期监测，可信度更高，可以通过实践来确定碳储量的变化。相比之下，临时样方则更实用。

(1) **固定样方**是永久的、规划完善的区域，可进行多次直接比较测定。

- **优点：**分区和样地设计只需进行一次。由于相同样方和植被在两个时间点上被重复测量，固定样方能更准确地反映碳储量随时间的变化；另外，它们使用低成本、可以测量固定区域并能直接进行比较的测定方法（Pearson *et al.* 2007）。
- **缺点：**样方可能被人为操纵和优化（如加强管理、增加种植），使得样方呈现固碳能力比其他小区高的假象；样方还会受自然灾害或人为活动的干扰而被破坏，所以需要足够多的样方来保证在破坏后仍能进行精确测量（Pearson *et al.* 2007）。

(2) **临时样方**仅限于一次性的蓝碳测定，也可以测定碳储量随时间的变化量。这种测定并没有直接的可比性，准确性低。

- **优点：**不需要设定永久的边界，成本低；当旧样方被破坏或丢失时，相对容易选择新样方。
- **缺点：**需要测定的样方数量多，以此提高测定精确度。

样方数量

项目要求的精确度、同一小区内样方之间的固有生物量变化及取样成本共同决定最优化的样方数量。在理想状态下，可以预先估测研究地点现存碳储量和测量方法带来的

误差。过去的研究推荐使用基于已知层次内的变化来确定取样数量的综合方法（Pearson *et al.* 2007计算样方数量的在线工具详见 <http://www.winrock.org/resources/winrock-sample-plot-calculator>）。因此，在资源（预算和时间）允许的条件下，第一次测量时尽可能多选择样方，后续的测量中就可以利用这些原始数据来决定是否增加或减少样方。

有些区域的空间异质性很大，最小样方数无法确定或不可行。高异质性的区域（主要由土壤深度碳含量差异引起）会有很大的不确定性（不确定性的水平需要报告结果），这就要确定项目的可行性。

样方位置

样方要布设在干扰少的地方，要能反映生态系统各分区的变化特征。常用的样方设置方法有以下三种：

（1）**样线取样法**：分区过程中，当样方的性质随着离某一地点（河流、海岸或沟槽）的距离变化而发生规律性变化时，可以采用这种方法；不能依据样方之间距离进行随机取样时，也可以采用这种方法。这一方法获得的样方不一定能真实反映生态系统的异质性（图 2.6 A）。

（2）**随机取样法**：在每个分区中随机选择样方，捕获不同分区之间和各小区内的真实异质性（图 2.6 B）。

（3）**基于概率的栅格取样法**：用正方形或六边形的栅格覆盖被定义小区，从每一个栅格内随机选取一个点作为样方。这既保证了取样的随机性，又使取样的位置平均分布到整个小区中（图 2.6 C）。

一般而言，要以在野外条件下能到达研究地点为原则来选择设置样方的方法；条件允许，首选随机取样法和栅格取样法。在分区合理的前提下，小区内样方不会有显著差异。如果存在显著的差异（ $p > 0.05$ ），则需要增加取样数量来进行准确的量化或者在报告中说明小区内的差异。显然，小区内的显著差异会降低测定的精确度。

样方大小和形状

样方大小和形状各有不同，但都可以用来描述生态系统的物种组成、生物量和碳含量。样方的大小和形状取决于精确度、时间和测定成本三者的平衡。例如，大面积的正方形样方（如100 m²）较容易确定，只需要基本的工具（卷尺和标杆）来划定边界，不管是从时间上，还是从资源上来说，取样都十分高效。但只做少数几个大面积样方会有缺陷，这限制了总的调查面积且不能反映整个项目区域的情况，这些样方推算出的碳储量不够精确。与此相反，在面积小但数量较多的圆形样方（如10个直径14 m的样方）进行取样，会消耗大量的时间和资源，但能涵盖项目区域，碳储量的量化更准确。因此，大量小面积的样方更适用于项目区域异质性强且资源充分的样地。

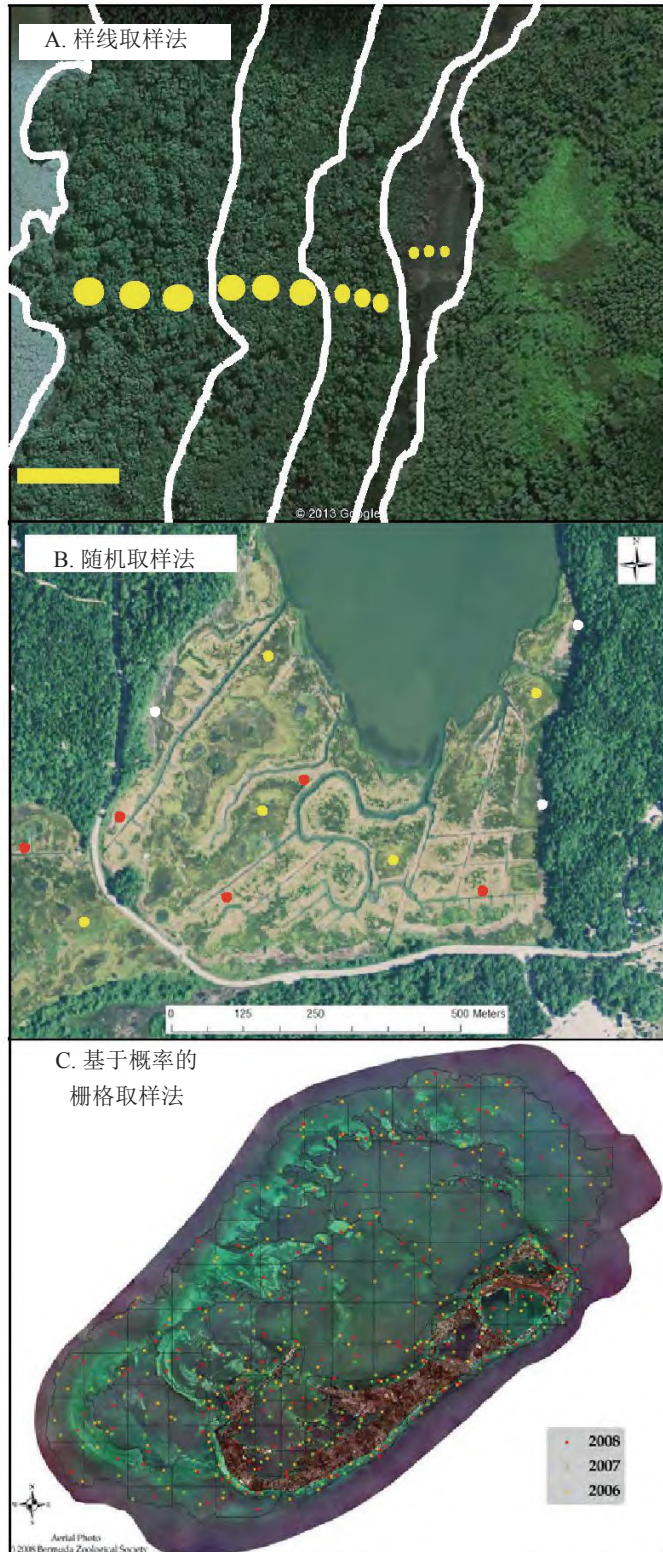


图 2.6 样地排列策略

(A) 线性的样方排列通常用于存在内在梯度但难以进入的植物密集区，或难以在样地内穿梭的区域（© Boone Kauffman, OSU）；(B) 随机取样法是在每个分区内随机地设置样方，假定所有小区都有等同的样方分布（红、黄和白点分别代表地势低洼、地势中等和地势较高处的盐沼植被分布区）（© Beverly Johnson, Bates College）；(C) 基于概率的栅格取样法利用软件（如ArcView）按比例划分出覆盖每个小区的格子；在格子里随机选出用于调查的样方（© Sarah Manuel, Department of Conservation Services, Bermuda）。

样方大小主要取决于分辨率要求或优势植被的大小。用遥感技术来绘制碳储量图，按照制图分辨率来确定样方大小，非常有效。样方大小由植被大小决定，但为了反映系统中不同碳库组分或小区情况，在同一评估中样方大小可能发生变化。例如，在红树林系统中，高大乔木需要在最大的样方内取样（如100 m²）；高密度且矮小的灌木、藤本和棕榈等，可用较小的样方（如10 m²）或一系列小样方来取样；凋落物、幼苗和草本植物选用更小的样方（如1 m²）就够了。同样地，大型海草波喜荡（如*Posidonia* spp.）的样方（如1 m²）比以禾本科占优势的盐沼样方（如0.5 m²）大，也可以比喜盐草属（*Halophila* spp.）或鳗草属（*Zostera* spp.）等小型海草植物样方（如0.25 m²）大。

次级样方和聚类

如果需要多种大小的样方，最有效的方式是先确定最大样方，将较小的样方嵌套在较大的样方中。在嵌套样方设计中，最大的植被组分（如乔木）在整个大样方中被测定，较小的组分（如灌木和草本）则在大样方内的一个较小区域测量（图2.7A）。在聚类设计中，当最大的样方被划分成次级样方时，采样的总面积保持不变，但聚类设计能捕获大样方中的异质性，提高总体的精确度。

例如，测定一个红树林大概需要1 520 m²（半径 22 m）的圆形样方供较大的组分取样，但供较小组分取样的嵌套样方只有 250 m²（半径9 m）。测定的总面积可以被分为 5 个次级样方，包括 1 个较大的次级样方半径 10 m（总面积约为 314 m² * 5 = 1 570 m²），每个次级样方中再嵌套半径为 4 m 的三级样方（总面积约为 50 m² * 5 个 = 250 m²）。

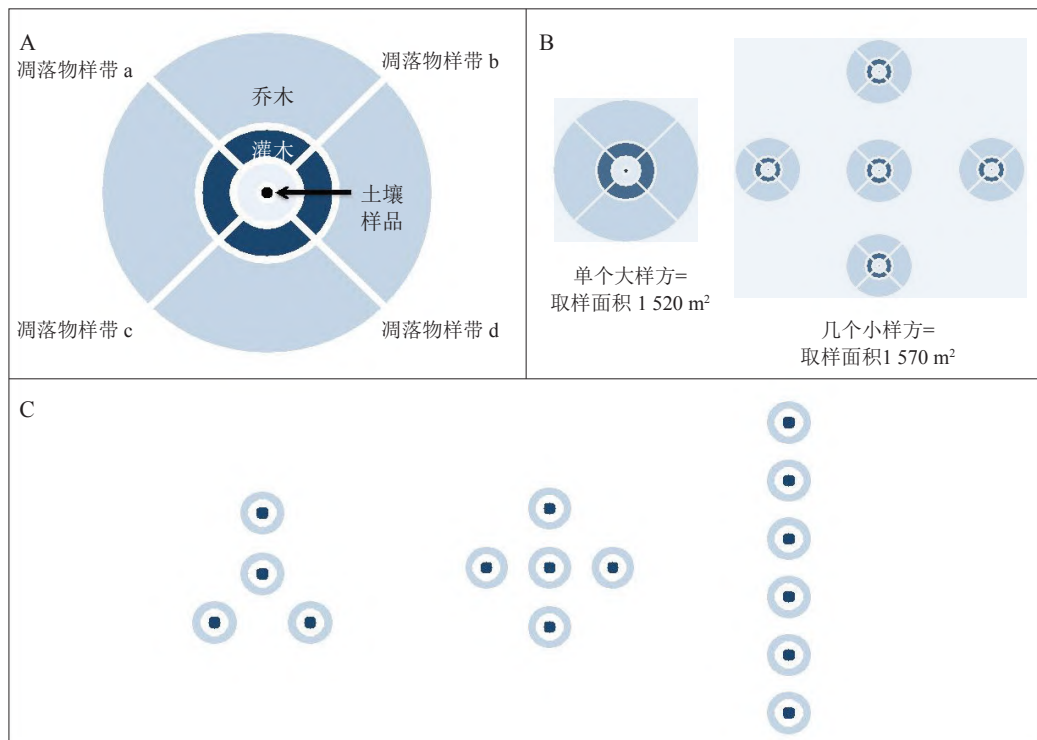


图 2.7 样地嵌套和聚类设计

(A) 包含小样方的嵌套样方设计；(B) 单个大样方和多个小样方的空间覆盖面积，其中小样方的取样面积减少，但由多个小样方组成的取样面积大于单个大样方；(C) 放射状聚集和线状聚集的样方设计（USDA 2008; Kauffman & Cole 2010; Donato *et al.* 2011; Kauffman & Donato 2011）。

分割前后，采样总面积大体保持一致。聚类的次级样方可以减少样方之间的差异。因此，增加样方数量对于提高预期的准确度十分必要（USDA 2008; Kauffman & Donato 2011）（图 2.7B）。

在次级样方设计和排布规划中，还需要细化。线状的次级样方排列（图 2.7C）有很多优点：方便实验人员在密集的红树林或泥泞的潮汐盐沼中穿行，减少踩踏对样地的破坏，反映样地的自然梯度；辐射状分布的样方排列则更适合在较小的取样区域，能获得更有代表性的数据。

测定频率的确定

碳储量评估的测定频率（和测定重复）取决于评估目标和所研究生态系统的可能变化速率。红树林、潮汐盐沼和海草床的碳储量变化受很多因素的影响，也因影响因子和时间尺度的不同而变化。这些变化包括自然干扰（如台风）、植物生产力的差异和自然的固碳速率、土地利用方式改变（如水产养殖或潮上带的农业），以及气候变化引起的改变（如海平面上升）。测定频率也应考虑当地法规、管理或资金的需求，资源的可用性；它也取决于被测定的碳库。例如，海草床地上生物量碳库的变化比土壤碳库要快。同时，季节性的生长或死亡的生长模式使地上生物量全年波动并极有可能互相抵消。对于生物量碳的测定，我们建议每年在地上生物量达到峰值的时候（每年夏季末）进行测量；重复测定应在每年的同一时间进行（Fourqurean *et al.* 2001）。

鉴于蓝碳生态系统的活跃程度，大约5年的间隔就足够监测地上碳储量的变化（Pearson *et al.* 2005; Pearson *et al.* 2007）。变化较缓慢的碳储量（如红树林、潮汐盐沼和海草床的土壤），在没有特殊事件干扰的前提下，一般采样间隔可以较长（可达10年，甚至20年）。但较长的时间间隔可能无法捕获其中发生的自然或人为干扰（Pearson *et al.* 2007）。因此，突发或偶发事件发生时，如强热带风暴、快速海平面上升或土地利用方式改变等，可以在原计划的基础上增大测定频率。

结 论

设定明确目标的项目将得到更可靠和翔实的碳储量估算。项目的设计根据当地的需求和生态系统类型而有所不同。项目的细节一旦确定下来，就可以开始测定。野外测定红树林、潮汐盐沼和海草床的地上和地下生物量的相应技术方法各有不同，我们将在第4章进行介绍。但是，野外测定这三种生态系统沉积物或土壤碳储量的方法大致相同，我们将在第3章进行介绍。

第1步：项目区域边界的界定

- 取决于项目的目的和目标（从单一区域到国家尺度的评估）。
- 确保评估的范围能充分地代表生态系统内物种的分布区和生长型。

第2步：项目区域的细分

- 如果项目区域由各种不同的生物组成（如高红树、矮红树和水椰），很有必要将项目区域分成相对均匀的单位或小区。
- 遥感和卫星图像很有用，但也需要实地的经验。
- 应注意不包括邻近海洋、高地或淡水生态系统。

第3步：碳库的确定

- 常用的碳库包括：
 - 地上活生物量（乔木、灌木和草本等）
 - 地上死生物量（枯倒木和叶片凋落物等）
 - 不一定适用于所有的生态系统。潮汐盐沼和海草床都不具有大的枯倒木和叶片凋落物碳库。这是由植被组成决定的，潮水和波浪会将大量的碎屑带走。
 - 地下活生物量（根系和根状茎）
 - 根据可行性取样。
 - 土壤
 - 生态系统内最大的碳库。
- 满足以下条件时，进行碳储量测定
 - 碳库很大；
 - 土地利用变化很容易影响碳储量；
 - 未来土地利用方式未知；
 - 碳库的大小不确定。

第4步：样方类型、数量和位置的确定

- 地上死生物量（枯倒木和叶片凋落物等）
 - 确定是临时样方（单次测量）还是固定样方（长期监测）。
- 大小和形状
 - 矩形或圆形样方可以获得较为可靠的数据。
 - 样方的形状和大小由精确度、时间、风险评估和成本决定。
 - 推荐一个嵌套的栅格取样方法，大小与感兴趣的区域在空间尺度是相对应的。
- 数量
 - 有足够数量的样方保证数据的准确性和统计学可靠性 ($p < 0.05$)。
 - 推荐一个用于计算所需样方数量的在线工具<http://www.winrock.org/resources/winrock-sample-plot-calculator>^①。
 - 如果样地有分区，那么每个小区的样方数量都应确定
- 位置
 - 为避免偏差，样方选择应当随机（如沿着一个条带进行），并且在没有任何关于分区结构的先验知识的情况下进行。

第5步：测定频率的确定

- 取决于碳储量预期的变化（自然灾害、土地利用变化、气候变化等）、参与碳贸易的需求和取样成本以及实验室分析的可利用资源。
- 最好测定年际变化，但这样花费高且经常不需要监测那么长时间的变化。
- 最常见的是5年的间隔（与参与碳市场的需求相一致）。
- 10~20年的间隔也很常见，但可能存在自然或人为干扰的风险。

① 译者注：原文网址有误。译者已修改。



滨海生态系统土壤碳库的野外采样

主要作者

James Fourqurean, Beverly Johnson, J. Boone Kauffman, Hilary Kennedy, Catherine Lovelock

共同作者

Daniel M. Alongi, Miguel Cifuentes, Margareth Copertino, Steve Crooks, Carlos Duarte, Miguel Fortes, Jennifer Howard, Andreas Hutahaean, James Kairo, Catherine Lovelock, Núria Marbà, James Morris, Daniel Murdiyarso, Emily Pidgeon, Peter Ralph, Neil Saintilan, Oscar Serrano

前言

实验细节和采样要求一旦确定，就可以开展生态系统碳库的野外采样工作。在不同生态系统中，例如在红树林、潮汐盐沼和海草床中，野外测定地上部分和地下部分活体生物量的方法不同。第4章中将详细介绍不同生态系统生物量碳储量的测定。然而，本章所讨论的土壤碳储量测定方法完全适用于这三个生态系统。值得注意的是，地下部分的碳有时会被称为沉积物碳，本手册统一用土壤碳^①。

地下部分碳库又称土壤碳，主要由活根、分解的死根、根状茎和叶片凋落物组成。土壤碳库通常是有植被的滨海生态系统中最大的碳库；对它们进行定量测定，对监测干扰、气候变化和土地利用变化等条件下的长期碳储量变化具有至关重要的作用。土壤碳储量通常占红树林生态系统总碳储量的 50%~90% (Donato *et al.* 2011; Kauffman *et al.* 2011, 图 3.1)。在潮汐盐沼 (Johnson *et al.* 2016) 和海草床 (Fourqurean *et al.* 2012a) 中，土壤碳库对生态系统碳库的贡献比例往往更高 (>98%)。目前，针对土壤碳库的相关研究仍较少。这很可能是因为直到最近人们才逐渐认识到这些生态系统中的土壤碳库在全球碳储量中的重要性 (Smith 1981; Chmura *et al.* 2003; Laffoley & Grimsditch 2009; Donato *et al.* 2011; Fourqurean *et al.* 2012a)。值得注意的是，土壤碳库是在长时间内累积起来的，新建或恢复几年内的蓝碳生态系统并不能明显增加生态系统的碳储量。

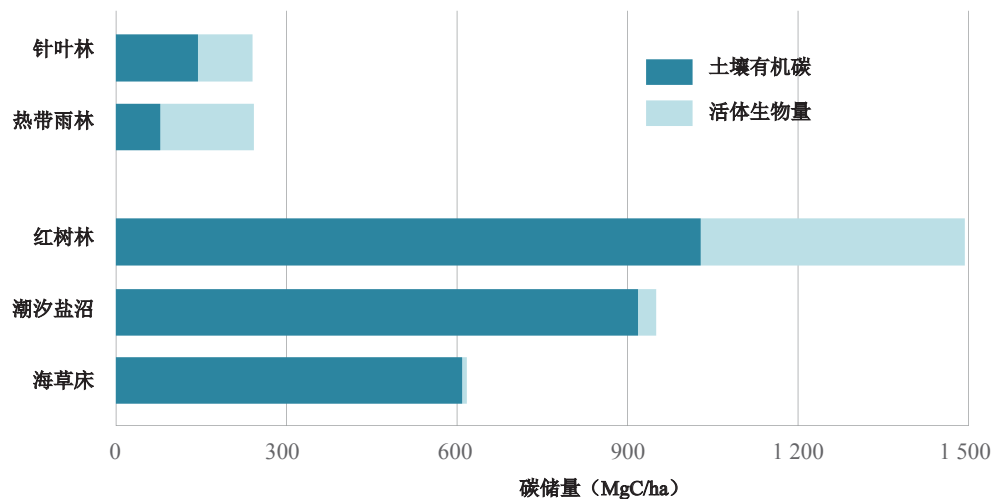


图 3.1 陆地森林的滨海生态系统的土壤和生物量平均碳储量的比较^②

(Pan *et al.* 2011; Fourqurean *et al.* 2012a; Pendleton *et al.* 2012)

所有土壤中都包含有机物和矿物质。根据碳百分含量的不同，可以将土壤分为有机土和矿质土。本手册把含有有机质含量超过20%的土壤定义为有机土，有机质含量低于20%的土壤定义为矿质土 (USDA 1999)。然而，土壤科学家用来定义有机土和矿质土的标准比

^①译者注：原文中两个术语在本章中通用。译者在此统一用“土壤碳”。

^②译者注：原文标题只提到地上/地下生物量，与图中不符合。译者略有修改。

本手册提及的更精准，但在全球范围内并没有统一的定义。有机质丰富的土壤一般在有机质埋藏和保存率高、矿化速率或土壤沉积速率低的地带发育。矿物质丰富的土壤一般产生于有大量陆源沉积物输入（如从河流输入）、由钙化生物体（如贝壳等）产生碳酸钙的地点，或河口发源地（如沉积物随潮汐运送）。一般来说，有机土呈较暗的颜色且含较高比例的植物碎片；矿质土含有更多的砂质和贝壳碎片（图 3.2）。



图 3.2 有机土和矿质土示例

(A) 哥斯达黎加Terraba Sierpe国家公园的有机土（© Sarah Hoyt, CI）；(B) 巴西南部Patos潟湖的砂质黏土（矿质土）（Bruno Lainetti Gianasi, © Margareth Copertino, FURG）。

陆地森林土壤的碳累积通常不超过30 cm，相当于一般人类活动（如耕种）可以影响的碳库深度。因此，许多陆地森林的碳估算常常在30 cm的深度进行野外采样。红树林、潮汐盐沼和海草床通常拥有10 cm~3 m 深度的有机质丰富的土壤。由于土地利用状况和气候变化等扰动了滨海生态系统的有机土，且很可能通过排水、氧化、海平面上升等变化影响更深的土层（Hoojoer *et al.* 2006; Pendleton *et al.* 2012），因此，与陆地生态系统相比，在滨海生态系统中需要采集更深层的土壤样品（标准深度至少为1 m，但通常要到达3~5 m）。

为了精确量化土壤碳库，土柱的采样、二次取样和分析就必须到达一定的深度（通常是1 m）。为了估测土壤碳库量，需要量化野外样方、小样方和土柱取样点的三个参数：

- (1) 土壤深度；
- (2) 土壤容重；
- (3) 土壤有机碳含量。

土壤深度用土壤深度探测器测定，或在土钻采样和样品取样过程中确定。土壤容重和土壤有机碳含量可以用来计算碳密度。由于土壤容重和土壤有机碳含量随土壤深度和地点不同，碳密度与深度之间并不完全一致。必须采集足够数量的土柱样品（每个样方1个，每个小区至少3个样方），对每个小区中的碳储量进行三维评估。

表 3.1 野外土壤碳样品采集的常用设备 (图 3.3)

设备	用途
土壤深度探测器 (选用)	测定土壤深度
卷尺	测定土样的厚度及土柱的深度
尖刀或 25 mL 注射器	土柱二次取样
土柱采样器	采集土柱样品 (也可测定土壤深度)
GPS	记录采集土柱样品的位置
塑料样品袋	存放样品
防水文具及胶带	标记样品
相机	归档样品外观及编号

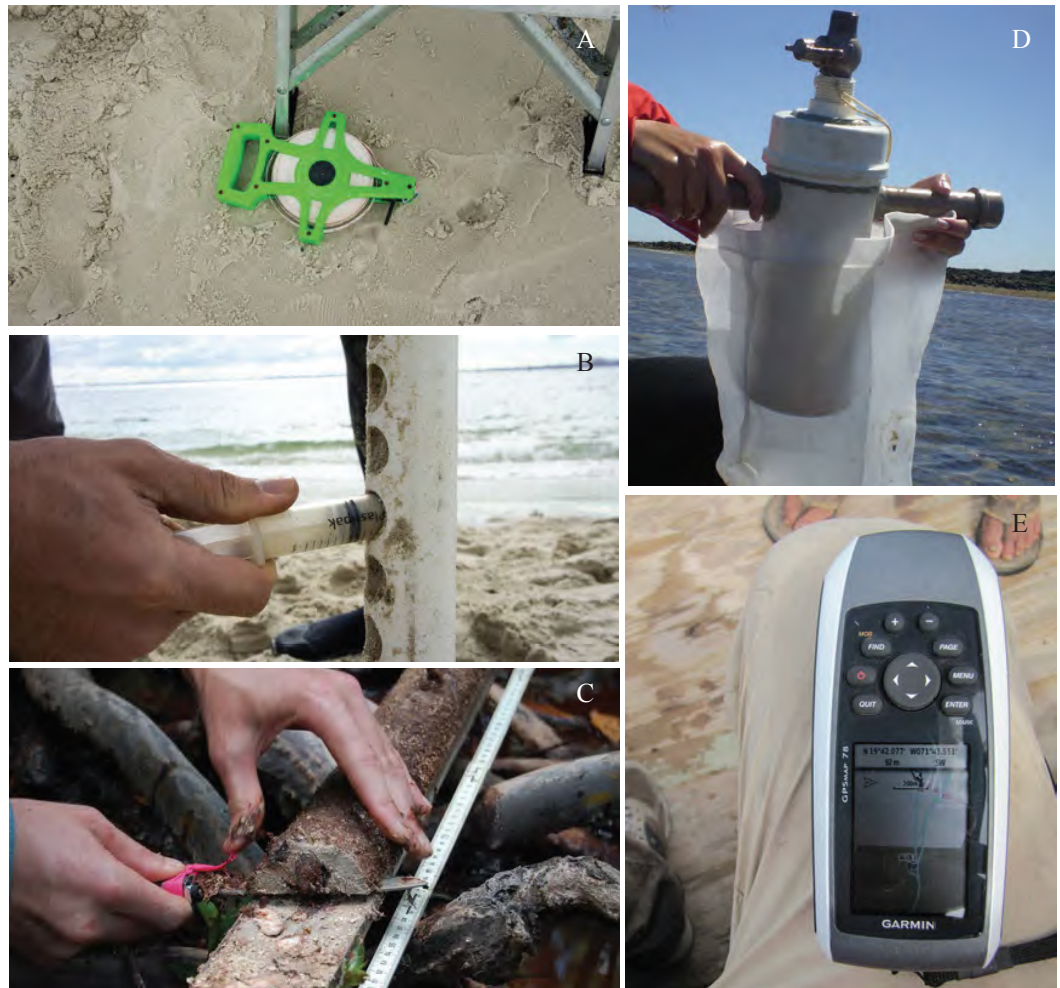


图 3.3 野外土壤碳库采样常用设备

(A) 沿着土柱样品测定深度的卷尺 (© Sarah Hoyt, CI); (B) 对土柱样品进行二次取样的注射器 (© Sarah Hoyt, CI); (C) 二次取样的刀 (© Boone Kauffman, OSU); (D) 土柱样品和采样袋 (© Kcrishna Barros, UFC); (E) 记录取土位置的GPS (© Boone Kauffman, OSU)。

土壤深度

取样深度取决于土壤性质（矿质土或有机土）和设备能到达的土壤深度这两个因素。在厚度超过5 m、矿物质丰富的深层土壤中采样最困难；在厚度5 m以内、肥沃的表层土壤中采样较简单。在有机土中，土壤深度指成土母质（基岩或其他坚硬的基质，如珊瑚或矿化砂）的深度。为了准确测量深度，可用竹竿或雪崩探头作为探测器来探测（图3.4）。为了确保完全穿透土层，可以使用扩展杆，将探头尽可能伸长。在大多数情况下，探头无法继续深入时即可停止测量，该深度可被认为是有机土厚度。有机土比砂石和基岩更容易穿透，这与杆子的直径和强度及底层土壤的情况有关，用这种方法估测土壤深度，一开始采集时就要考虑相关因素。当估测深度与土柱样品的最深处位置一致时，这种采样就是可行的。根系和纤维质会阻碍探头穿透土层，必须在不同的位置测量土壤深度。

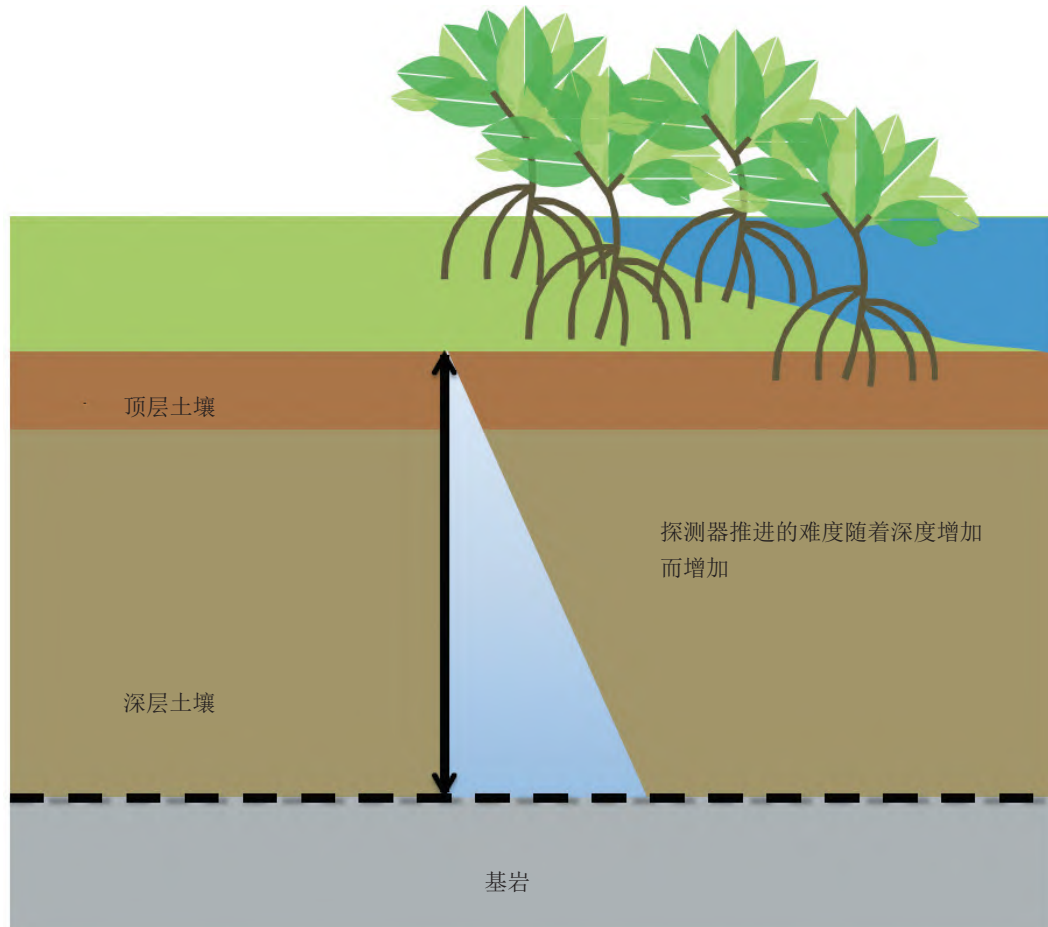


图 3.4 探测器测定土壤深度示意

有机质丰富的海草床土壤中，由于有纤维质且累积很深，土壤深度只能通过更先进的采样仪器或者地球物理学的手段来测量。土柱采样器需要沉重的钻土设备配合使用，很难用于深层土壤的采样。此外，除非土壤类型有明显变化或者有不可逾越的边界，否则很难确定土壤深度。矿物质丰富的土壤中，由于土层深且难以穿透，问题变得复杂。探测器不能继续推入或者捶击到深层的土层中时，只能采集深层土柱样品并进行测定，以确定有机层的厚度。

钻取土柱

要获得可用于容重测量和碳含量分析的土壤样品，需要适宜的土壤采样设备。这种设备应使样品在采样时受到的干扰最小，采样时受到采样工具的挤压最小（表 3.2 是常见土柱采样设备比较一览表）。推荐使用专门用于有机质或泥炭土采样的螺旋形土钻，如一种俄罗斯产的泥炭采样器（以下简称“俄罗斯泥炭采样器”）或 Eijkelkamp 螺旋形土钻。两者都可取到长达 2 m 的半圆柱形土柱。采样时，半圆柱形箱体被推入土壤、旋转，然后拉出，保证最小限度的挤压。采样器还可加载长度扩展器，采到更深层的土柱（3~5 m）。俄罗斯泥炭采样器在收取前会闭合鳍状刀片，防止土壤从采样器底部脱落。Eijkelkamp 螺旋形土钻是开底的，如果样品是湿的或者没有黏性（如松散的沙子），取样时样品都会有损失。

在红树林、潮汐盐沼和海草床区域，可使用简单的活塞式取土设备。在柱筒的土壤表层加盖活塞，使其对土柱产生吸力。土柱筒被压入或敲入土壤后，活塞可将土柱样品吸在取柱筒中。

在沙含量高的区域，由于螺旋形土钻和半圆形土钻无法轻易穿透地层，只能用手动土钻或振动式土钻将管子捶入地面。振动式土钻的原理并不复杂，将重型振动动力头连接到铝质管或塑料管上，将其振动到底层土壤中。

容重可能由于采样方法（特别是锤击）导致土壤被挤压而发生变化。不同样地采用不同的采样设备，确保土柱采集不受干扰。根据样地植被和土壤类型的不同，选用不同的设备。例如，螺旋形土钻适用于有机质丰富的泥炭土，振动式土钻适用于生长在沙质或淤泥中的红树林和海草床。

土壤中埋藏的粗糙植物纤维会阻止土钻深入（无法深入）或引起“钉子效应”（取样器像钉子一样插入土壤，而土壤无法进入取样管）。为了采集富含纤维的土壤柱状样，最好确保采样器底部边缘锋利。打磨和切割采样器的底部，使其锋利，也可附加可移动的取土柱钻头。这种取样和手动敲打或机械敲打结合、通过旋转就可以切割纤维（Serrano *et al.* 2012）。

表 3.2 土柱采样设备比较

土柱采样设备	俄罗斯泥炭采样器	Eijkelpamp螺旋形土钻
	有可旋转鳍状刀片和半圆柱状箱体；箱体从侧面封闭；拓展后可采集数米深的土壤	具有开口端的半圆柱状箱；拓展后可采集数米深的土壤
	优点	优点
	可伸展至 5 m；可取未被干扰的疏松土壤；最大限度地减少土壤塌陷	展开可达数米；可取未被干扰的疏松土壤；构造简单，便携
	缺点	缺点
	取样深度取决于取样者的力度；取样过程中扇片可能会卡住	取样深度取决于取样者的力度；如果土壤潮湿或松散，可能会从底部滑落
活塞式土钻	铲斗式土钻	振动式土钻
开顶式半圆柱状箱体，拓展后可采集数米深的土壤	用圆桶或气缸压住土壤，用钻刃使土壤挤入圆桶	用发动机使大管振动，把采样器压入土壤底部
优点	优点	优点
可以在饱和的土壤中采样；不需要与盒子和采样管相连	可适用于不同情况的土壤采样	大管回收方便
缺点	缺点	缺点
使用前后需要清洗活塞以避免磨损；直径小	采集的土壤样品受到部分干扰	可能挤压土壤；取土柱需三脚架和起重设备；不便于携带

红树林和潮汐盐沼土柱采集步骤

步骤一：去除采样土壤表面凋落物层和活体组织（图3.5A）。

步骤二：稳稳地将采样器垂直插入土壤中，直至采样器的顶部与土壤表面齐平。采样器插进土壤时应稳而慢（轻敲锤子），采样器尽量不挤压土壤。遇见大的根系或者珊瑚礁碎片，采样器无法深入时，不要用蛮力推压，应另选一个位置采样或者更换采样工具切断阻碍物（图 3.5B）。

步骤三：到达所需深度后，扭转采样器将残留的细根切断，顶部端口密封（真空可以防止样品丢失）。然后，缓慢拔出采样器，拔出同时注意继续扭转采样器，完整取得土壤样品（图 3.5C）。



图 3.5 用土钻采集土柱示意
(A) 步骤一；(B) 步骤二；(C) 步骤三。(© Boone Kauffman, OSU)

海草床土柱样品采集步骤

步骤一：选择适宜的采样设备。该采集步骤较为特殊。由于土壤含水量大，土柱形状无法保持，易受挤压。此外，海草床可能在水下，要求采样者屏住呼吸或者使用潜水设备。

对于粒径小的土壤，可以使用薄壁PVC管获取柱状样，用橡胶塞、螺栓、垫圈和螺母制成的活塞（图3.6）。对于粒径大的土壤，取样难度加大，建议选用配有活塞的厚壁PVC管。

步骤二：用长柄大锤和夯锤把PVC管、土柱采样管（采样筒）敲入土层中（图3.7）。到达所需的深度后，用橡皮塞或布基胶布封住采样管顶端，再取出土柱。采样管可能难以拔出，可用链条（其他非弹力的绳子）和绞盘拉出。用铁管（梯子）就可制成便携式起重设备，确保竖直拉出采样管（图3.8），也可先挖开采样管周围的土，取出采样管。

步骤三：采样管被取出后，用布基胶布封住底部并保持直立，将样品带回实验室进行二次取样。运输过程中土样应保持直立，这样可以避免土壤样品在管内发生混合。整个柱状样难以运输回实验室时，应当就地进行二次取样。



图 3.6 海草床的土壤取样器
PVC管、橡胶塞和针筒示意 (© CI/Sarah Hoyt)



图 3.7 海草床土柱采样器压入示意

(A) 浅水区使用长柄大锤 (© Sarah Hoyt, CI) ; (B) 浅水区使用夯锤 (© Sarah Hoyt, CI) ; (C) 深水区佩戴水下潜水设备; (D) 使用长柄大锤 (© James Fourqurean, FIU) 。

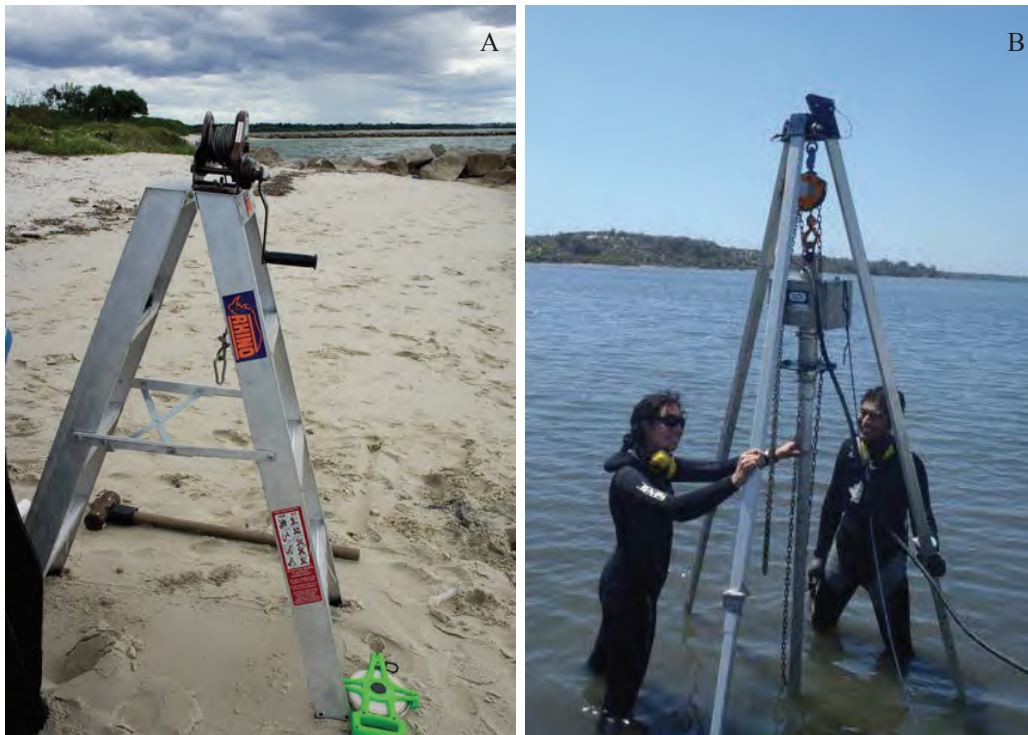


图 3.8 海草床土柱样品采集示意

(A) 在浅滩软泥地上用带绞盘的人字梯取出土柱 (© Sarah Hoyt, CI) ; (B) 在深水区或浅水区的软基地上均可用带起重滑轮组的坚固三脚架取出土柱 (© Oscar Serrano, ECU) 。

土柱压缩现象

土柱压缩现象（土柱压实或变短现象）通常有三个原因：（1）随着时间推移，沉积物的质量增加；（2）随着时间推移，沉积物中的有机物分解；（3）采样过程中，沉积物移动。新的沉积物不断堆积在旧的沉积物上，对旧的沉积物产生压力，这个过程导致沉积物彼此挤压。因此，随着时间的推移，有机物丰富、密度较低的上层沉积物会变得越来越紧实。这个过程是自然发生的，而且通常难以测定，因此不予考虑。然而，将采样器插入沉积物的过程经常会挤压沉积物，不同深度样品的容重会发生改变（海草床的沉积物中尤为明显），使碳储量估算出现偏差（图3.9）。土壤柱状样品的长度比采样器插入的土壤深度短许多，就是前面所述的“钉子效应”引起的，即采样管被堵住之后，采样器就像实心钉子一样插入土壤中。理想情况下，避免用被挤压过的沉积物样品进行碳含量分析，但沉积物的压缩有时候无法避免。因此，我们要尽量减少对沉积物的挤压。一旦发生挤压，就要将情况记录下来，方便校正。

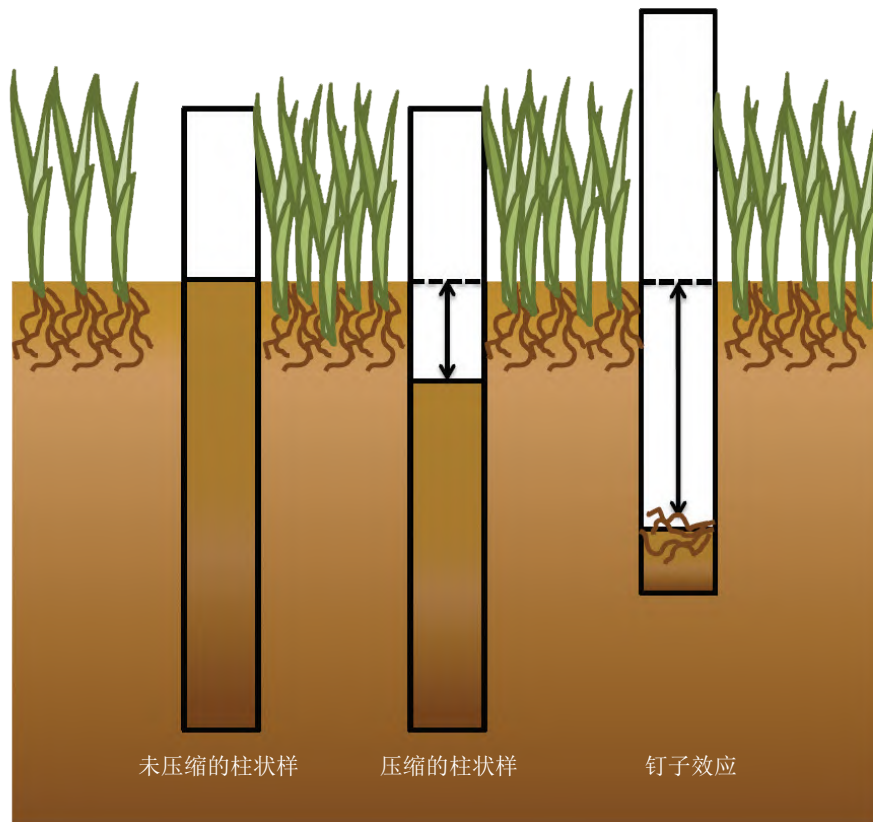


图 3.9 采样时可能发生的土柱压缩现象示意

未被压实的土壤柱状样顶端与周围的土壤表面平齐（左）；采样时，在采样器上施力使其进入土壤，导致土柱柱状样压缩紧实（中）；当根系、岩石、贝壳等物体堵住土柱采样器并使其下土壤被压实，就出现了“钉子效应”（右）。

土壤柱状样品受到明显压缩时，应就近另取一个样品。重复操作至压缩情况最不明显。然而，即使采用最有效的方法来减小沉积物的压缩（如用特殊设计的土钻、减缓土钻打入土壤的速度或旋转和使用切割头等），土壤柱状样品依然存在30%的压缩（Morton & White 1997）。在这种情况下，应使用压缩校正系数来校正土柱的“人为”压缩。

可以将所采集样品的长度除以穿透的土壤深度来计算压缩校正系数。处理样品时，通过将预期的深度乘以压缩校正系数来确定土柱样品的长度。

举 例

- 样品的长度为 150 cm。
- 土柱采样器达到的深度为 175 cm。
- 这样会有 25 cm 的土层被压缩，将样品的长度除以土柱采样器到达的深度，即可确定压缩校正系数（ $150 \text{ cm} / 175 \text{ cm} = 0.857$ ）。
- 如果需要采集土壤表层 10 cm 的样品，就需要将深度（10 cm）乘以压缩校正系数（ $10 * 0.857$ ），得到新采集的样品长度为 8.57 cm。

为方便起见，整个土柱样品可以使用平均的压缩校正系数来计算。但这种技术是假设整个柱子的压缩是均匀的，并非实际情况。不同深度上的容重和土壤紧实度有差异。因此，在土柱样品的取样过程中，以不同间隔多次测定压缩程度更为精确，但也更为复杂。

致密的土壤

使用一面开放的土钻（如俄罗斯泥炭采样器），很容易获取土柱样品，也容易将其分类和进行二次采样。使用侧面封闭式的土钻（如活塞式螺旋土钻），要将柱状样品沿中心线切开。从取样器的筒中取出土柱，沿塑料衬胶或金属柱切取柱状样；用钢锯、电动旋转工具、小刀或振动锯沿两侧纵向切开。此时，非常重要的一点是要控制沿着线管切割土壤的深度，保证切穿衬胶壁却不会明显地切入土壤，以免将塑料或衬胶碎片混入样品中。如果沿着相对的侧面切割衬胶，可以用小刀沿径向将土柱样品垂直切割成两个半圆柱（剖面）。

垂直切开土柱时，适当清洁小刀，缓慢打开柱状样。用刷子和镊子去除切割衬胶时留下的塑料或金属片。小刀沿着柱状样品筒的方向滑动，轻轻刮下土柱裂片表面薄薄的土壤（表层 1 mm），清理样品表面的碎片（图 3.10），为土壤样品的照片存档和描述提供新鲜土壤切面。



图 3.10 沿土柱剖面径向切开保存土柱和二次取样示意
图片下部为清晰的土柱表面（© Boone Kauffman, OSU）。

松散的土壤

遇见松散的土壤时，把柱状样品侧向放置（运输或二次采样的需要，图3.11），就可能混合土层。为了对松散或含水量饱和的土壤进行精准采样，可把注射器当作微型土壤柱状采样器（图3.12），用带有钻孔取样口的柱状样品采样器来采样。例如，对海草床进行采样时，可使用一个直径 5.2 cm、可以潜水操作的活塞式采样器来取样，并将取样器插入土壤中直至用长柄大锤都无法继续打入为止（Fourqurean *et al.* 2012b）。在这个采样器上，每隔 3.0 cm 预先钻一个直径 2.5 cm 的采样端口。在采样器插入土壤之前，所有的采样端口都用布基胶布封口。当土柱从土壤中取出时，需确保土样竖直、土层不混合，再带回岸边进行二次采样。此时，将胶带从上到下缓慢地剥开，将用预先截去顶端的 25 mL 塑料注射器（直径 2 cm）制成的活塞采样器插入每个端口，自上而下从土柱取出已知体积的土壤样品。必须注意始终保存注射器采集到的土壤体积相同，或者记录下每次采样的体积。

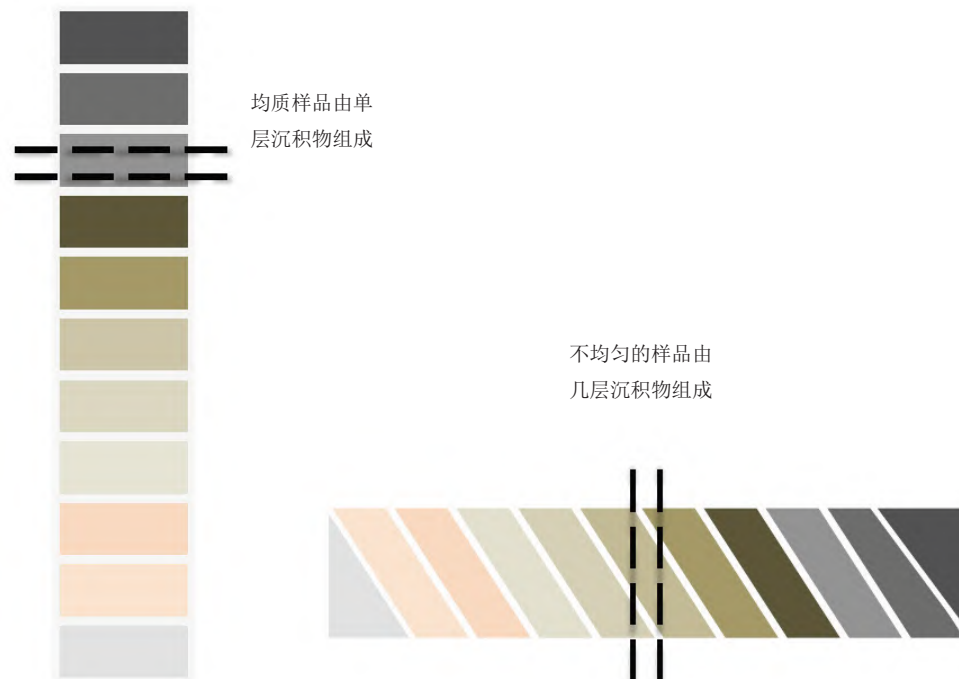


图 3.11 水分饱和或松散的土柱示意

(A) 土柱应保持直立以防土层混合并方便土柱分层二次取样；(B) 侧向放置土柱会使松软而未结块的土层发生混合，导致二次取样不准确。



图 3.12 使用预先钻孔的土壤采样器和切割过的塑料注射器采集土柱示意
(© Sarah Hoyt, CI)

采样前土柱的保存措施

土柱样品的外观图片可以用于规划二次取样方案和实验室分析。如果土壤是黑色的，且有很多植物碎屑，含碳量丰富，在分析有机碳时所需要的样品量就较少；如果土壤组成以浅色的砂为主，分析有机碳含量所需的样品量就比较多。

将土柱样品存档，应当用GPS记录采样位点并为站点设置唯一的标记，然后从上到下拍摄整个柱状样品并记录其随着深度而发生的变化。在红树林和许多潮汐盐沼的样品中，土柱被取出后，只要其中一个剖面被清理干净，就可以在野外拍摄照片。将一个卷尺沿着土柱展开，拍摄重复多帧的土柱剖面的细节照片，从上到下（从土壤表面到深层）记录拍照，再把这些照片拼接成完整的土壤剖面图。切记每个土壤剖面图都要有一个标尺。拍照时，在土柱样品上贴上带有编号的标签并使其出现在照片中；标注土柱的顶端和底端方向；采用偏光滤光片来控制湿的土柱表面对光线的反射。

土柱必须保持直立。海草床的土壤采样过程更困难。在这种情况下，需要先记录和大体描述柱状样品的子样品。因为随着深度的变化，可以观察到它们由不同颜色、质地的植物碎片和贝壳组成，并能观察其所属的沉积物类型（如泥土、砂子和砾石）。

土柱采集方法

理想状况下，土柱被取出就要立即送实验室分析，但通常无法实现。因此，样品必须在野外从土柱中分离出来。样品从土壤中取出的深度非常重要。尽管可能性和可行性不高，但最好在土壤的所有深度进行采样。当土壤深度达到数米时，标准的做法就是对顶层的样品进行较为密集的采样，深层样品分层相对较少（图 3.13）。

- 红树林：一些科学家采用高度密集的采样技术来采集红树林的土壤（kauffman *et al.* 2011; Donato *et al.* 2011）。依深度范围为 0~15 cm、15~30 cm、30~50 cm、50~100 cm 和超过100 cm 分层采样。当土壤深度超过100 cm 时，建议以不超过2 m 的间隔进行土柱采样。这些深层土壤中，碳含量随深度的变化通常趋于缓慢，在红树林中用以上间隔采

样即可 (Donato *et al.* 2011; Kauffman *et al.* 2011)。

- 潮汐盐沼和海草床：土柱上层20~50 cm的碳含量变化最显著 (Choi *et al.* 2001; Connor *et al.* 2001; Choi & Wang 2004; Johnson *et al.* 2007; Fourqurean *et al.* 2012b)。因此，建议采用更细的分层来采样。例如，在整个土壤剖面中（或上部50 cm的土壤剖面中）进行连续的间隔5 cm的样品采集。由于这些土壤中，50 cm深度以下的有机物含量随着土壤深度的增加变化缓慢，较可行的方案是采用较大的采样间隔以减少子样本的数量。

必须确定所采集样品的原始体积。例如，整个土柱被拔出后，可以使用土柱的间隔深度和柱状筒的直径来计算土柱的体积。如果使用注射器采样，则可以直接根据1 mL 注射器的体积等于1 cm³ 来确定采样体积。

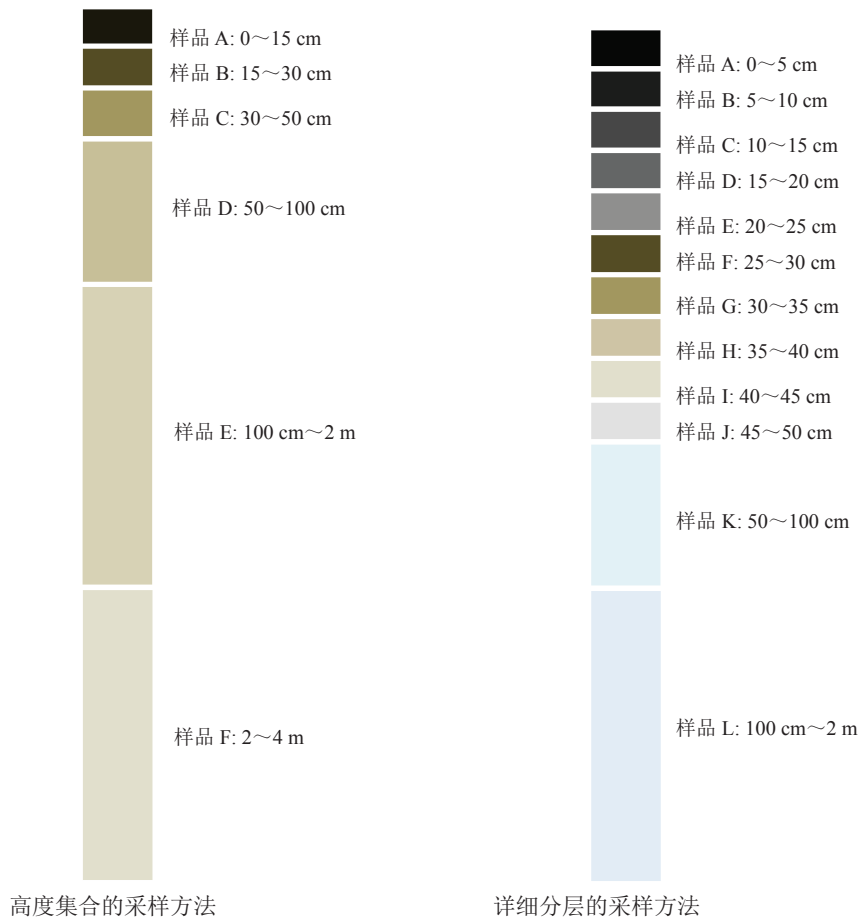


图 3.13 两种可供选择的土柱采样方法

土柱二次取样方法

为了精确进行二次取样，先测定所有深度间隔的样品容重，然后将二级样品混匀，测定其有机碳含量。或者可以从每个深度间隔的样品中直接采集二级样品。

可以用直尺或卷尺测定用于二次取样的土柱长度。二级样品的长度通常为5 cm，根据土柱采样器柱筒的尺寸和沉积物的物质组成，将采样质量控制5~50 g。不对整个土柱进行采样，就在所采样深度范围内的中心点采样。例如，如果采样深度间隔是0~15 cm；样品最好是从5~10 cm处采集；如果采样深度间隔是50~75 cm，就在60~65 cm处采样，以此类推（图3.14）。对于致密的土壤，可以使用小刀来采集二级样品（图3.15）。采集两个二级样品之间应当清洗刀刃。采集样品时，样品应当单独放置在有编号的塑料容器或袋子中，记录包括采样地点、样方编号、土柱识别号、土壤深度、日期、采样装置、用于计算体积的柱状采样器的直径以及其他相关信息（图3.16）。

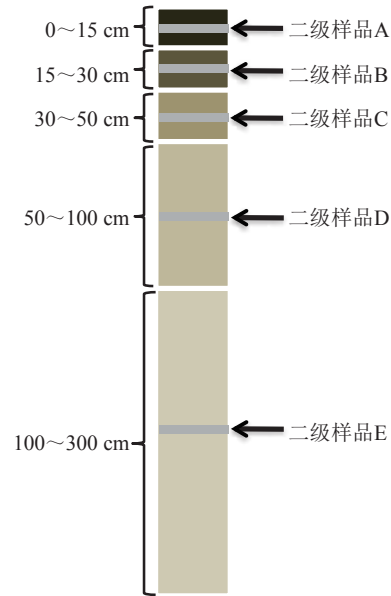


图 3.14 土柱二次取样方法



图 3.15 开放式土钻采集土柱示意

(A) 沿土钻表面切去多余的土壤；(B) 测量和标记间隔深度；(C) 切出每段二级样品；(D) 将样品去除放入预先编号的塑料容器中（© Boone Kauffman, OSU）。

样品存档

为了避免样品混淆，必须对野外采集的土柱样品和二级样品进行标记。每个样品或二级样品均需标上编号、样品深度和深度间隔。可携带打印在防水标签纸上的模板标签，用马克笔在标签上做永久标记，用布基胶带或其他防水胶带把标签贴紧。



图 3.16 样品单独放入预先编号的容器

编号应与野外记录中的样品标识信息一致。（© Boone Kauffman, OSU）

为尽可能减少有机物的分解和微生物生长，样品温度应保持低温（4℃），尽可能在收集后 24 h 内进行冷冻或干燥（参见样品制备部分）。分析前，冷冻样品应解冻和干燥，因为干燥后样品分解速率降到最低，可储存多年。

实验室分析方法

为了准确测定土壤碳密度，先量化两个参数：容重和有机碳含量（ C_{org} ）。一旦测定出容重，就可以和有机碳含量一起计算出特定深度的土壤碳密度。具体的分析过程如下。

容重测定方法

容重（DBD）由完全干燥的样品质量和原始体积来确定。

- 容重（ g/cm^3 ）= 土壤干重（g）/ 原始体积（ cm^3 ）

采样原始体积的确定

测定原始体积时，要知道所使用的土柱采样器的类型和内径（如封闭式土壤采样管或注射器），样品的厚度（如果是从较大的土柱上切割下来的），或样品的长度（如果是用注射器取样的）。采用圆柱体积的数学公式计算土壤样品的体积，如下所示：

- 容重样品取自完整的土柱，使用以下方程：
 - 预干燥土壤样品体积 = $\pi * \text{土壤采样管半径}^2 * \text{样品深度}$
- 如果样品取自对半劈开的土柱，使用相同的方程来确定完整土柱体积时，体积减半。
- 如果使用注射器进行二次取样，用注射器的刻度直接读取体积（1 mL^① = 1 cm³）。

干重测定

将土壤样品分配到预先称重的容器中，如培养皿或烧杯，在 60 °C 的烘箱中干燥。样品可以切成小块，以加速干燥（图 3.17）。

土壤样品应被烘干直至恒重。为了确保恒重，样品要在 60 °C 下烘干至少 24 h，然后在干燥器中冷却到室温至少 1 h，再进行称重（图 3.18）。



图 3.17 注射器中样品挤取和烘干准备示意

(A) 注射器中的样品；(B) 从注射器中挤出样品；(C) 将样品放在预先称重的培养皿上；(D) 用刮刀摊开样品^②。
(© Hilary Kennedy, UWB)

① 译者注：原文用CC代表体积，此处改为 mL。

② 译者注：原文的B和C对调。

称量培养皿中的样品质量，然后放回烘箱再烘干24 h，重新称重。重复此步骤直到连续称量的质量差小于4%（须使用相同的天平）。通常，这个过程需要48~72 h。

测定容重时，建议在60 °C下干燥样品，也可以在105 °C下干燥样品。部分土壤有机质会在60 °C以上温度下损失（被氧化），不建议使用较高的温度干燥样品。在105 °C下干燥样品，水分和有机质会损失，有机碳的含量将减少。

一旦样品达到恒重，就可用样品的质量和上述计算的体积来确定容重。分析容重前，不应去除无机碳（如碳酸钙质地的贝壳）。图3.19展示了具有代表性的潮汐盐沼土壤样品中不同深度容重的分层情况。



图3.18 土壤样品置于干燥器中冷却至室温
(© Hilary Kennedy, UWB)

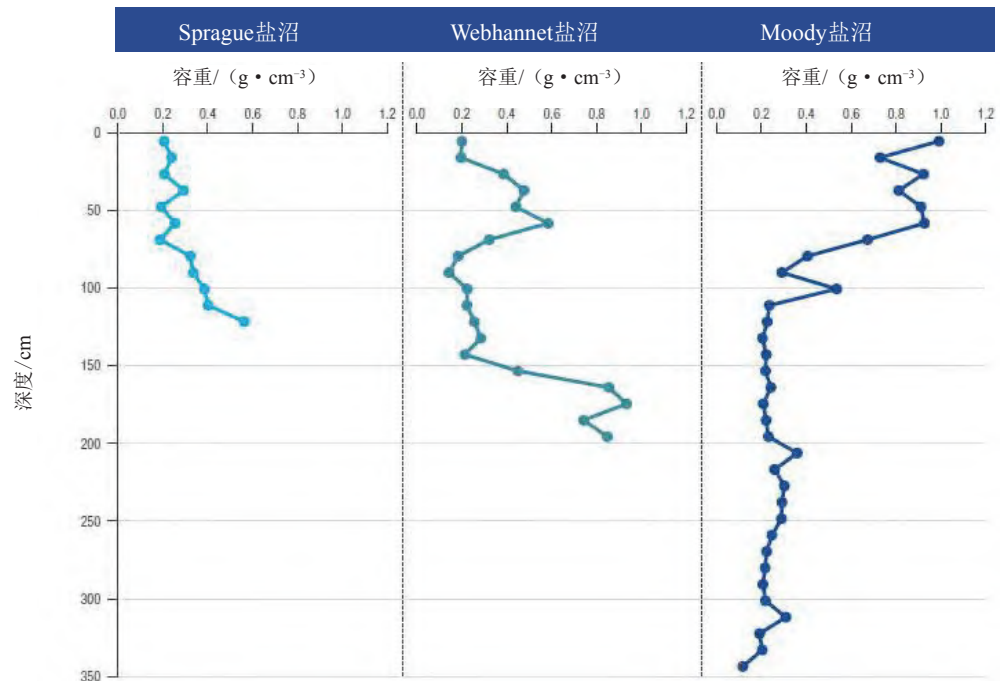


图 3.19 三个潮汐盐沼采样点土柱样品的容重剖面

样品分别取自美国缅因州 Phippsburg 的 Sprague 盐沼 (N 44°44'21.64" / W 69° 49'48.90")、Wells 的 Webhannet 盐沼 (N 43°18'14.82" / W 70°34'16.61") 和 Wells 的 Moody 盐沼 (N 43°16'26.19" / W 70°35'12.21")。每个采样点的最深位点标记所能采到的最大深度。(Johnson *et al.* 2016)

有机碳含量测定方法

土壤样品的有机碳含量的测定方法很多，主要取决于设备。

用于测定有机碳含量的方法有：(1) 使用自动元素分析仪 [许多元素分析仪被配置为同时测量碳 (C)、氢 (H) 和氮 (N) 的含量，故又称为CHN分析仪]；(2) 用有机碳和有机物燃烧的经验关系（灼烧失重法，LOI）；(3) 使用湿法化学技术，如Walkley-Black法，该方法简单且需要的设备最少。

各种方法的优缺点详见表3.3。湿法化学技术测定的结果并非定量分析的结果，该过程会产生有毒废物，仅适用于装有可安全使用和处理化学氧化剂的实验室和低分辨率的研究中（Nelson *et al.* 1996; Sollins *et al.* 1999）。湿法化学技术有局限，在此只介绍元素分析仪和LOI法。需要根据仪器的可使用性、预算及测定的容量限制等条件选用方法（图3.20）。

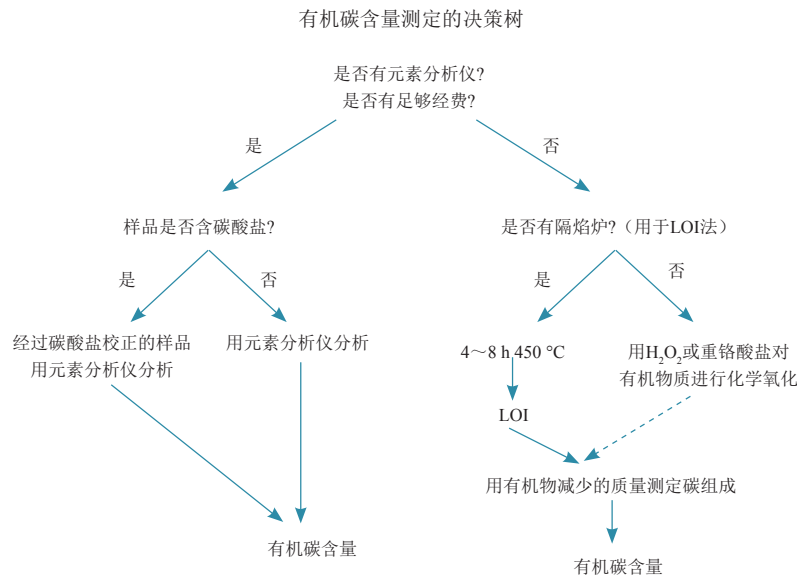


图 3.20 土壤有机碳含量最适计算方案的决策示意

表 3.3 有机碳含量的实验室测定方法比较

方法	干烧法		湿氧化法
	元素分析仪	LOI	H ₂ O ₂ 和重铬酸盐消解 (Walkley-Black法)
优点	定量分析有机碳含量	半定量分析有机碳含量; 费用低廉; 技术简单	半定量分析有机碳含量; 费用低廉; 化学过程简单
缺点	需要特殊的检测器或费用高昂	有机碳含量是由碳和有机质之间的经验公式计算得到的	H ₂ O ₂ 常常不能被均匀消解成碳而产生有害废物

均质化

测定碳含量前，将每个样品和二级样品混合均匀。把烘干好的样品中的石头和小树枝等较大的物品挑出来，较大的土块则用小铲子铲碎。剩下的样品可以用研钵和杵手工研磨成均匀粒径的粉末，也可以用自动粉碎机或磨粉机来研磨（图 3.21）。无论使用哪种方法，研磨样本之间都要清理研磨装置（如用乙醇清理），尽量避免交叉污染。这些均匀的样品（以后称“原始土壤样本”）可用于测定有机碳和无机碳含量。



图 3.21 研磨并混匀土壤样品

（A）研钵和杵；（B）商用研磨仪的玛瑙罐；（C）玛瑙罐中的珠子可以帮助粉碎和均匀土壤样品。（© Hilary Kennedy, UWB）

用元素分析仪测定有机碳含量

该方法采用干烧来测定每个样品的总碳含量（有机碳和无机碳），这是对总碳进行常规分析的最适方法。如果可能，建议使用元素分析仪来分析（Sollins *et al.* 1999）。元素分析仪是用于确定样品元素组成的实验室仪器。分析仪使用高温感应炉和红外光谱法或气相色谱分离气体和热导率检测来测量样品中的C、H和N（其他元素）的含量。

使用元素分析仪，样品将自动落到恒温1 000 °C的石英管顶部。这些石英管填充有氧化剂和催化剂，有稳定的氦气流通过柱体。样品落到柱顶部时，氦气流暂时充满纯氧。随后，样品迅速燃烧并产生CO₂、H₂O和N₂。使用干燥剂除去燃烧后组分中的H₂O，再通过气相色谱从N₂中分离出CO₂。输出曲线图，其中碳峰和氮峰面积成一定比例（图 3.22）。这种仪器是以有机化合物为标准的，如乙酰苯胺。分析的精确度用国际标准来确定，并使用与样品组成接近的内标对测定精确度进行监控。

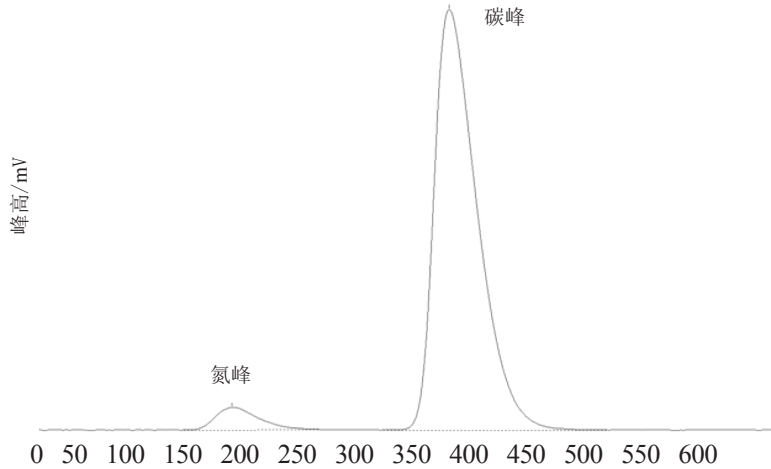


图 3.22 CHN元素分析仪显示的样品燃烧后的色谱图

(© Hilary Kennedy, UWB)

没有元素分析仪，也可将样品送至商业实验室测定。其中，元素分析的成本通常为每个样品10~20美元。如果有适当的称量工具（微量天平和锡杯），可以自己称量样品后再运送到具有资质的实验室测定，以节约成本。在这种情况下，用药匙将样品添加到预先称重的锡杯中，用镊子封闭并压缩。称量锡杯与样品的总重，减去锡杯的质量，就是样品的质量。记录下每个样品在托盘中的位置、质量，送到实验室测定。在实验室中，用每个样品的质量来计算每份土壤样品中的碳含量。在分析之前，样品可以存储在干燥器内的托盘中（图3.23）。在包样前，应询问仪器设备的状况（该仪器的测定所需的有机碳含量、锡杯的大小等）。可以先分析具有代表性的样品，然后根据需要调整所有样品的进样量。

元素分析仪的测定包括有机碳和无机碳在内的总碳含量。因此，必须校正、确定无机碳的含量。

无机碳含量的校正方法

无机碳常以碳酸盐（如 CaCO_3 ）的形式出现在滨海的土壤中，主要以贝壳和珊瑚礁碎屑的形式存在，且最常见于海草床。 CaCO_3 也可能存在于泥炭层下方富含矿物质的土壤中。（碳中性的砂、淤泥和黏土也可能以不同的比例存在于沉积物中，但它们的存在不会影响有机碳的分析）。 CaCO_3 （碳酸盐）虽然含有碳，但它们不计入蓝碳碳库中。在元素分析仪的测定中，碳酸盐会转换为 CO_2 ，使碳库估算结果产生偏差。

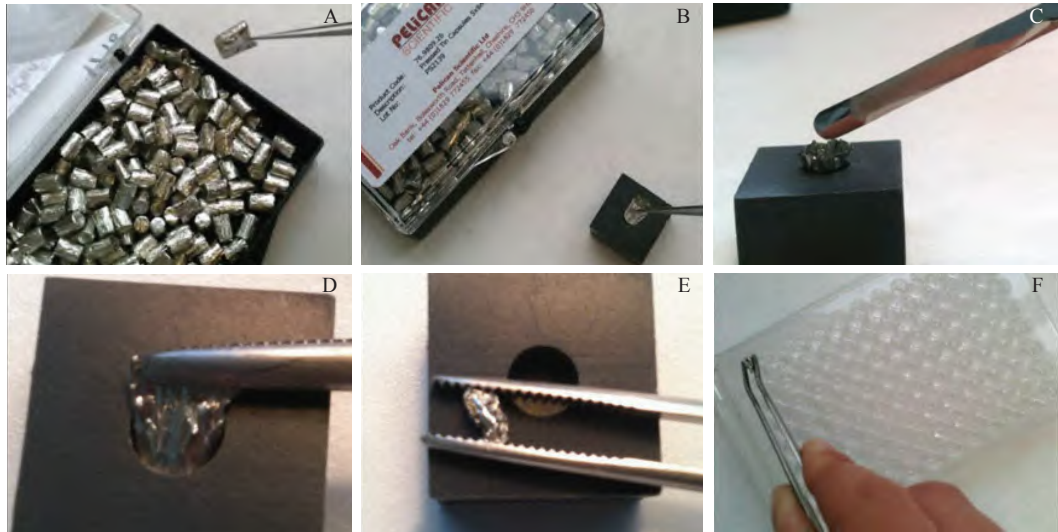


图 3.23 CHN元素分析的样品制备示意

(A) 夹出一个锡杯进行称重；(B) 称重后的锡杯放在干净的样品托板上待分析；(C) 用药匙添加样品；(D) 用镊子夹紧锡杯口；(E) 压紧锡杯；(F) 锡杯置于96孔板中待分析。(© Hilary Kennedy, UWB)

土壤碳酸盐含量的两种基本校正方法：

(1) 酸化：这种方式简单，价格低廉且不需要精密的仪器。强酸可使土壤次级样品中的无机碳转化为 CO_2 并释放出来。可以用处理前后次级样品的质量差估算无机碳含量。使用这种方法有一定风险——部分有机碳会被除去，导致有机碳的含量被低估。因此，可以用稀酸进行较长时间的反应，减少有机碳的分解。

(2) 元素分析仪：将土壤样品加热至 $500\text{ }^\circ\text{C}$ 。在该温度下去除有机碳，保留灰分中的无机碳。用元素分析仪测定残留在已灰化次级样品中的无机碳含量。

在两种方法所得结果中，从总碳中减去无机碳含量的就是有机碳含量。

酸化

短时间浸泡在一定浓度的酸中可以去除碳酸盐（如脱钙作用）（Mortlock & Froelich 1989），但也可以采用比较温和的方式（Weliky *et al.* 1983; Pilskaln & Paduan 1992）。首先，取出一个次级样品（要与用于全碳分析的样品相对应），把它放在表面皿上并添加几滴 1 mol/L 的盐酸（HCl），检验样品中是否含有大量的碳酸盐。含有碳酸盐，会产生 CO_2 气泡，样品将会沸腾（图3.24）。

若含有碳酸盐，从事先混匀的土壤原始样品中称取 1 g 样品，放至 125 mL 烧杯或 50 mL 玻璃锥形离心管中（如果需要将样品离心出土壤溶液，优先选用锥形离心管）。将HCl溶液稀释至 1 mol/L ，加入烧杯并没过样品，通过手动振荡样品或使用超声波振荡或探针搅拌 15 min 。

这两种技术都有助于分解土壤的团粒结构，用酸尽量去除土壤中的无机碳。酸的浓度不高，有机物得以完好保留。所有的气泡消失后，让样品静置过夜（18~24 h）。之后，再加入几滴HCl溶液，并振荡或超声波处理15 min，看样品是否还冒气泡。



图 3.24 碳酸盐的去除示意

(A) 把次级样品放置在表面皿上；(B) 滴加几滴稀 HCl；(C) 冒泡的样品。（© Hilary Kennedy, UWB）

如果不再产生 CO_2 气体（没有观测到新的气泡），说明碳酸盐已经完全去除。待土壤沉淀在烧杯或试管底部则可以将上层的酸移出。如果有许多细粒悬浮在土壤溶液中，就要对样品进行离心，将溶液从土壤中分离出来，然后将液体倒出或用移液管将液体移除。酸被移除后，将蒸馏水加到样品中并振荡，待固体沉淀（或离心）后，将水移除。重复清洗两次，将样品放在 $60\text{ }^\circ\text{C}$ 下烘干过夜，再称量样品质量。

样品酸化前后的质量差可以用来估算样品中 CaCO_3 的含量。然而，只有12%的质量差可归因于碳（C占 CaCO_3 分子量的12%）。因此，可以通过将 CaCO_3 的质量乘0.12来估算无机碳的含量。最后，从次级样品的总碳含量中减去无机碳含量（从上文介绍的元素分析法中得到的无机碳含量），得到样品的有机碳含量（表 3.4）。

表 3.4 酸化法测定无机碳含量举例

样品编号	总碳含量 (元素分析仪)	酸化之前 干重/mg	酸化之后 干重/mg	碳酸盐质量/ mg	无机碳质量/ mg	样品无机碳 含量	样品有机碳 含量
	A	B	C	$D = B - C$	$E = C * 0.12$	$F = E / B * 100\%$	$G = A - F$
举例	25.0%	100	90	10	1.2	1.2%	23.8%

元素分析仪

取一个独立的二级样品的干燥土样（要与用于有机碳分析的样本相对应，约0.5 g），称重并精确到毫克，将其放入耐高温容器中（陶瓷坩埚）。然后，将这些样品放入炉中在 $500\text{ }^\circ\text{C}$ 下加热至少3 h（加热到恒重），使有机化合物灰化。然后称量剩余灰分的质量并精确到毫克。假定灰分全部是无机碳，按照上述步骤使用元素分析仪来测定灰分中的碳含量。

用元素分析仪测定的结果中，由灰分与样品干重的比例可以计算原始干燥土样中无机碳的含量。二级样品的总碳含量中减去无机碳含量，就得到样品的有机碳含量（表3.5）。

表3.5 元素分析法测定无机碳含量举例

样品编号	总碳含量 (元素分析仪)	酸化之前干重/ mg	酸化之后干重/ mg	样品灰分的 无机碳量/ mg	样品无机碳 含量	样品有机碳 含量
	A	B	C	D	$E=D*C/B$	$F=A-E$
举例	25.0%	500	250	10.0%	5.0%	20.0%

灼烧失重法测定碳含量

使用元素分析仪的成本过高，建议通过使用灼烧失重法计算损失的百分比来计算碳含量（通常称为“灼烧失重百分数”）。用于分析灼烧失重所需设备（包括马弗炉和陶瓷坩埚）的初始成本为5 000~10 000美元。这种相对简单的设备可使用多年，非常耐用，样品分析的成本大大降低。

灼烧失重法是测定加热到高温时的样品损失质量（如氧化或以气体形式损失或挥发）。通常将样品在 450 °C 下加热 4~8 h (Heiri *et al.* 2001)。该温度可以确保只有有机碳（而不是无机碳）被氧化。

灼烧失重百分数的计算如下：

- 灼烧失重百分数 = { [燃烧前干重 (mg) - 燃烧后干重 (mg)] / 燃烧前干重 (mg) } * 100

表3.6 测定灼烧失重百分数举例

样品编	灼烧前初始 质量/ mg	灼烧后最终 质量/ mg	燃烧前后的 差值/ mg	灼烧失重百分数/%
举例	50	40	10	$(10 / 50) * 100 = 20$

灼烧失重百分数代表由C、H、N、O、S等组成的有机物的损失，而不仅是有机碳的损失。因此，需要确定灼烧失重百分数与有机碳含量之间的关系。

有机质与有机碳之间的相关关系：必须构建有机物含量（灼烧失重百分数）与同一样品的有机碳含量的方程式。可以通过使用元素分析仪将少量的样品用于有机碳分析，比较有机碳含量与灼烧失重百分数的结果。

如果上述方法都无法取得理想数据，推荐使用文献中最相似的研究地点和类型的有机碳含量值来计算。表 3.7 汇总了红树林、潮汐盐沼和海草床的有机物灼烧失重百分数和有机碳含量之间相关关系的实例。更多关于红树林、潮汐盐沼和海草床中有机物和有机碳之间相关关系的信息可参见附录E。然而，文献中报道的有机碳含量与有机物含量的比例有很大的差异，使得标准比值可能成为估计有机碳含量的误差来源。因此，可以将几个样品送到实验室进行元素分析，确定两者的比例。送测少量样品并不昂贵，但可大大提高结果的准确性。

表 3.7 不同生态系统的灼烧失重百分数和有机碳含量的相关关系

生态系统	确定系数 (R^2)	% LOI 和 % C _{org} 相关关系	位置 (来源)
红树林	0.59	$\% C_{org} = 0.415 * \% LOI + 2.89$	帕劳群岛 (Kaufmann <i>et al.</i> 2011)
潮汐盐沼	0.98	$\% C_{org} = 0.47 * \% LOI + 0.0008 (\% LOI)^2$	美国缅因州 (Johnson <i>et al.</i> 2016)
	0.99	$\% C_{org} = 0.40 * \% LOI + 0.0025 (\% LOI)^2$	美国北卡罗来纳州 (Craft <i>et al.</i> 1991)
海草床 (%LOI > 0.2)	0.87	$\% C_{org} = 0.40 * \% LOI - 0.21$	全球数据集
	0.96	$\% C_{org} = 0.43 * \% LOI - 0.33$	(Fourqurean <i>et al.</i> 2012a)

注：生态系统中的偏差可能来自所使用的方法和土壤特性的细微差异。

尽管 %LOI 可以作为许多类型样本中有机物含量的适用指标（通常定义为有机物含量），但更重要的是要知晓这种技术的局限。据报道，%LOI 导致的有机碳含量高估主要由以下两种情况导致：

(1) 如果样品中含有碳酸盐（如样品来自那些在珊瑚礁区域周边有大量附生植物或土壤覆盖的海草床）被加热到 500 °C 以上，则还可能从 CaCO₃ 中释放出 CO₂ (Hirota & Szyper 1975; Leong & Tanner 1999)。

(2) 黏土矿物含量大于 11% 的土壤在较高温度下加热时，会排出大量结合水（这些结合水不会在 60 °C 加热中失去）(Barillé-Boyer *et al.* 2003)。

在这两种情况下，有机碳含量会被高估，因为 %LOI 可以反映样品中含有的有机物、无机碳和结构水的损失。通过测定和校正无机物含量可以减少由 %LOI 引起的误差。

土壤总碳储量的计算

项目区域内的土壤总碳储量是由一定区域内的碳含量和土壤深度决定的。要计算项目区域内的土壤碳总量，需要以下信息：

- 土壤深度；
- 次级样品的深度和采样间隔；
- 土壤容重；
- 有机碳含量。

项目区域的总碳储量计算如下：

步骤1：对于土柱的每段取样间隔的采样或分析，用以下方法计算土壤有机碳密度
土壤碳密度 (g/cm^3) = 容重 (g/cm^3) * (% C_{org} / 100)。

步骤2：将步骤1中获得的每个土壤样品的碳密度值乘样品间隔的厚度 (cm)，计算土柱各层样品的碳含量

土柱各层样品的碳含量 (g/cm^2) = 土壤碳密度 (g/cm^3) * 取样间隔厚度 (cm)。

步骤3：加和计算取样区域内取样深度 (最少1 m) 的每层样品的碳含量。报告必须包含总采样深度。

#1土柱的总碳含量 = A部分的碳含量 (g/cm^2) + B部分的碳含量 (g/cm^2) + C部分的碳含量 (g/cm^2) + ... = 一个土柱中所有的分层样品的碳含量

* 整个土柱都包括在这一计算中。如果沿土柱采集二级样品 (图3.11)，则对每个二级样品的碳含量进行加和，然后对所有层样品的碳含量求和，获得总碳储量。

步骤4：使用以下单位转换因子来计算步骤3的总土柱碳含量，使之转化为碳储量评估的常用单位 (MgC/ha) (1 000 000 g 等于1 Mg, 100 000 000 cm^2 等于1 ha)：

土柱样品总碳储量 (MgC/ha) = 土柱样品碳含量之和 (g/cm^2) * (1 MgC / 1 000 000 g) * (100 000 000 cm^2 / 1 ha)

这里的单位是 MgC/ha (表层1 m的土壤)，它是用于碳库估算的典型单位。

对每个土柱重复以上计算。

步骤5：确定给定深度土壤中的平均碳含量，计算相关的标准偏差以确定变异性或误差。

土柱样品的平均碳含量 = [#1土柱的碳含量 (步骤4的结果) + #2土柱的碳含量 + #3土柱的碳含量 + ... + #n土柱的碳含量] / n

土柱样品之间的标准差 (σ) 确定平均值与所有数据的聚集程度, 计算方法如下:

$$\sigma = \sqrt{\frac{(X_1 - \bar{X})^2 + (X_2 - \bar{X})^2 + \dots + (X_n - \bar{X})^2}{N-1}}$$

- X 为每个土柱的平均碳含量;
- X_1 为 #1 土柱的结果, 单位是 MgC/ha; X_2 为 #2 土柱的结果, 单位是 MgC/ha; 以此类推。
- N 为总土柱样品的数量。

步骤6: 为了获得生态系统的总碳含量, 将步骤5中获得的每个土柱的平均碳含量 (MgC/ha) 乘每个小区的面积 (ha) 来确定每个小区的碳含量 (MgC)。然后累加每个小区的碳含量, 得到总土壤碳储量。

要注意土柱的总深度。因此, 每个项目每个小区的特定深度间隔 (通常是 1 m, 但不总是 1 m) 的土壤碳储量的最终单位是 MgC。

项目区域总有机碳含量 (MgC) = [A 小区土柱的平均碳含量 (MgC/ha) * A 小区面积 (ha)] + [B 小区土柱的平均碳含量 (MgC/ha) * B 小区面积 (ha)] + ...

步骤7: 要报告与这些测量相关的可变性和误差值, 需计算数据中的总偏差。首先, 计算各个小区平均碳含量的标准差 [将步骤5中计算得到的每个土柱碳含量的标准差 (MgC/ha) 乘每个小区的面积 (ha)], 然后通过计算, 将平均碳含量的标准差与下面各小区间的标准差加和起来计算偏差, 如下所示:

$$\sigma_T = \sigma_A^2 + \sigma_B^2 + \dots + \sigma_N^2$$

- σ_T = 与测量值相关的总变异;
- σ_A = A 小区土柱碳含量的标准差 * 小区面积;
- σ_B = B 小区土柱碳含量的标准差 * 小区面积;
- σ_N = 其他层土柱碳含量的标准差 * 所有小区面积。

这种方法可以在加和平均值时使用, 和在组合来自各个小区的数据时的算法一样。

步骤8: 最终的土壤碳储量将以“平均值 \pm 总不确定性”来表示。可通过将项目区域的面积分别乘最小和最大碳密度来表示最小和最大碳储量

项目区域的总有机碳含量 (由步骤6计算得到) \pm 标准差 (由步骤7计算得到)

方程和案例见附件B和附件C。

快速指南

步骤 1: 确定土壤深度

- 测定母质、基岩或珊瑚砂的厚度。

步骤 2: 钻取土柱

- 据土壤类型和土壤水分饱和度选择土柱采样设备。
- 将采样设备稳稳地插入土壤中,直到取样器顶部与土壤表面平齐。
- 达到所需深度,旋转采样器,切断所有残留的细根,测量采样管外沉积物的长度和空管的长度,并使采样管顶部密封(真空可以防止样品损失)。
- 将土柱取样器轻轻拉出土壤,并在提取时继续旋转。这种旋转有助于获取完整的土柱。
- 在海草的土壤取样过程中,土壤采样设备必须使用绞盘才能从土壤中拉出。
- 必须记下柱状样的总长度和任何压缩的情况。

步骤 3a: 采一个完整的土柱(如果不行,可进行二次取样)

- 最好在整个土柱的所有深度取样,但这并不总是可行和实际的。
- 必须记录二级样品的采样深度、深度间隔和体积。

步骤 3b: 土柱二次取样

- 从均匀的间隔或每个期望的深度的近似中心点采集样品。

步骤 4: 样品保存

- 在野外正确标记柱状样和次级样品对于避免样品识别中的混淆和常见错误至关重要。
- 每个样本/二级样本应该至少有一个土柱编号、样本深度和间隔深度。

步骤 5: 样品储存

- 为减少有机物的分解,样品应该低温(4 °C)保存,如果可能,应在收集后 24 h 内冷冻。

步骤 6: 测定容重

- 用公式计算样品体积(cm^3)。
- 测定土壤干重。
- 用样品的土壤干重除以土壤体积,计算容重(g/cm^3)。

步骤 7: 测定有机碳含量

- 根据预期结果、容积和预算确定使用的测定方法。
- 测定无机碳含量。
- 测定有机碳含量。

步骤 8: 计算土壤总碳储量

- 如果对土柱进行二次取样,将需要土柱的每 1 cm^3 样品碳含量再乘每个样品的长度,再将全部间隔加在一起计算土柱的总碳含量。
- 必须包括与测量结果相关的变异尺度,并在报告结果时评估总的土壤深度。



滨海生态系统植被碳库的野外采样

主要作者

James Fourqurean, Beverly Johnson, J. Boone Kauffman, Hilary Kennedy, Catherine Lovelock, Neil Saintilan

共同作者

Daniel M. Alongi, Miguel Cifuentes, Margareth Copertino, Steve Crooks, Carlos Duarte, Miguel Fortes, Jennifer Howard, Andreas Hutahaean, James Kairo, Núria Marbà, Daniel Murdiyarso, Emily Pidgeon, Peter Ralph, Oscar Serrano, Daniel Murdiyarso, Emily Pidgeon, Peter Ralph, Neil Saintilan, Oscar Serrano

前言

蓝碳的植被碳库有三个部分：

- 地上活生物量：不仅包括草本群落（海草和潮间带盐沼）的地上生物量，木本群落（红树林）的地上生物量，还包括附生生物（如附生在主要植物上的藻类和微生物）和气生根（如呼吸根）的生物量。
- 地下活生物量：主要指地下根和根状茎。
- 地上死生物量：包括由落叶组成的凋落物层（三个生态系统中均有）、藻类和红树植物的枯立木和倒木。

这三种不同生态系统的植被类型和密度不同，测量其碳库的方法也不同。异速生长方程专门用于描述测量参数（如树高、冠幅和胸围等）和总生物量之间的关系，通常在无法采样（没有得到许可，或采样产生过度破坏或不方便把所有样品带回实验室）的情况下使用。该方法的使用已见于诸多文献，有一些异速生长方程（本章中将会用到很多这样的方程）已经得到确认。依据物种相似原则和地理位置相似原则，推荐使用已有的异速生长方程来计算被调查范围内的植物生物量。

一般而言，植物类型的碳库等于该种植物组织（如木材、树叶、树根等）的生物量乘相应的碳转换系数。碳转换系数是植物组织中碳的百分含量。例如，植物活的地上部分木材含有45%的碳，碳转换系数就是0.45。通过将碳转换系数乘样方中地上部分木材的总生物量，可以得到这个特定区域内地上部分木材的碳储量。

本章用适合不同生态系统的测定技术来量化其相应蓝碳碳库中的生物量和有机碳含量。对特定的生态系统而言，一旦确定所有碳库的碳含量，就可以进行加和，得到单位面积生物量的碳含量（MgC/ha）。这个值加上特定深度的土壤碳库，就可得到整个蓝碳生态系统的总碳储量 [MgC/ (ha · cm)] 。

红树林

红树林生态系统由盐生的乔木、灌木和其他生长在热带和亚热带沿海潮间带含盐环境的植物组成（Mitsch & Gosselink 2007）。一般来说，红树林生长在平均海平面到最大高潮水位线之间的潮间带。

依据生存环境的物理、气候和水文条件的不同，红树林群落结构有四种类型：（1）海沿红树林；（2）河沿或河口红树林；（3）盆地红树林；（4）矮红树林或红树林灌丛（Cintrón *et al.* 1978; Mitsch & Gosselink 2007）（图 4.1）。不同类型红树林的地上部分生物量不同，最高的为河口到海洋边缘红树林（如亚太地区的红树林），其生物量为 500 MgC/ha，最低的为矮红树林，其生物量为 8 MgC/ha（Kauffman & Cole 2010; Kauffman *et al.* 2011）。



图 4.1 红树林的类型

(A) 海沿红树林 (© Enrico Marone, CI) ; (B) 河沿或河口红树林 (© Ginny Farmer, CI) ; (C) 盆地红树林 (© Colin Foster, CI) ; (D) 矮红树林或红树林灌丛 (© Catherine Lovelock, UQ) 。

红树林生长在潮汐淹水、含盐或盐生的滨海湿地环境中，因而沉积物往往处于缺氧或低氧状态。在这特殊的生境中，红树林进化出许多与之适应的生理特征，最明显的是地上根系（如典型的支柱根和呼吸根），这使得地下根系能够进行气体交换。由于温度、降雨、水文和基质的不同，植被的结构（如树高、密度和物种组成）和功能均存在很大差异 (Saenger & Snedaker 1993)。成熟红树林的结构多样，既有高度不超过1 m的灌木丛，又有直径大于1 m的乔木森林。



图 4.2 树高差异显著的红树林植被类型

(A) 低于2 m的矮红树林 (© C.I. Feller, SERC) ; (B) 高达数米的高大红树林 (© Andreas Hutahaean, KKP) 。

尽管和陆地森林有相似之处，但红树林的组成和结构与之有很大的差异：红树林下有大量的支柱根和呼吸根，而陆地森林没有；红树林中，由于螃蟹摄食和潮汐带走一部分枯枝落叶，林下往往没有明显的植被层或者枯枝落叶层。这些结构和环境上的差异，导致红树林和陆地森林这两种生态系统的组成、结构、碳储量和状态的采样方法不一样。当然，陆地森林生态系统的采样方法也可以为红树林的项目设计和执行提供指导。文献中可以找到很好的案例（Pearson *et al.* 2005; Pearson *et al.* 2007; GOF-C-GOLD 2009）。

野外采样注意事项

一般而言，红树林的野外调查和采样工作十分困难。红树林的植株密度很高，且有很密的支柱根和呼吸根。项目所覆盖的区域经常被难以穿越的潮沟分开。整个生态系统可能会被潮水浸淹，尤其是在高潮的时候。这些障碍限制了采样者在红树林中的活动范围，且有较大的安全隐患。大多数红树林受半日潮的影响，只能在低潮时采样，这大大缩短了采样过程及持续时间，尤其是采集林下组分时。在高程最低处的红树林内，采样时间可能只有低潮时的三四个小时。采样时间这么短，需要制订高效的采样计划。

第2章中讲到确定某一个项目范围内或者一个层内的样方数量和位置的方法。由于红树林中不同碳库有不同的规模、采样的难度也不一样，因此，常常需要评估不同采样区域内各个组分的碳库。乔木、灌木、草本、藤本、棕榈和死的植物组分（如落叶、枯立木和倒木）都需分开测定（图4.3）。例如，为了得到有代表性的乔木样本，采样面积就需要大一些（如50 m * 50 m）；如果只想采集落叶的样本，收集那么大面积内所有的落叶并不切实际，也没有必要，这时小的样方（如2 m * 2 m）更合适。

样方的大小和位置一旦确定，先要决定采样样地是固定的还是临时的。如果某一地以后会再次测定来研究该区域的变化，这样就需要做成固定样地。临时样地则常常只进行一次采样，或在固定样地不可行的时候使用。第2章给出了建立固定样地和临时样地的方法。如需获取更多建立固定样地和采样的指导，可登录亚马逊森林库存网络（www.rainfor.org）和热带森林科学研究中心（www.ctfs.si.edu/group/Resources/Methods）的网站。

样地的大小、规模和类型确定下来后，就要评估每一个相关碳库的碳含量。

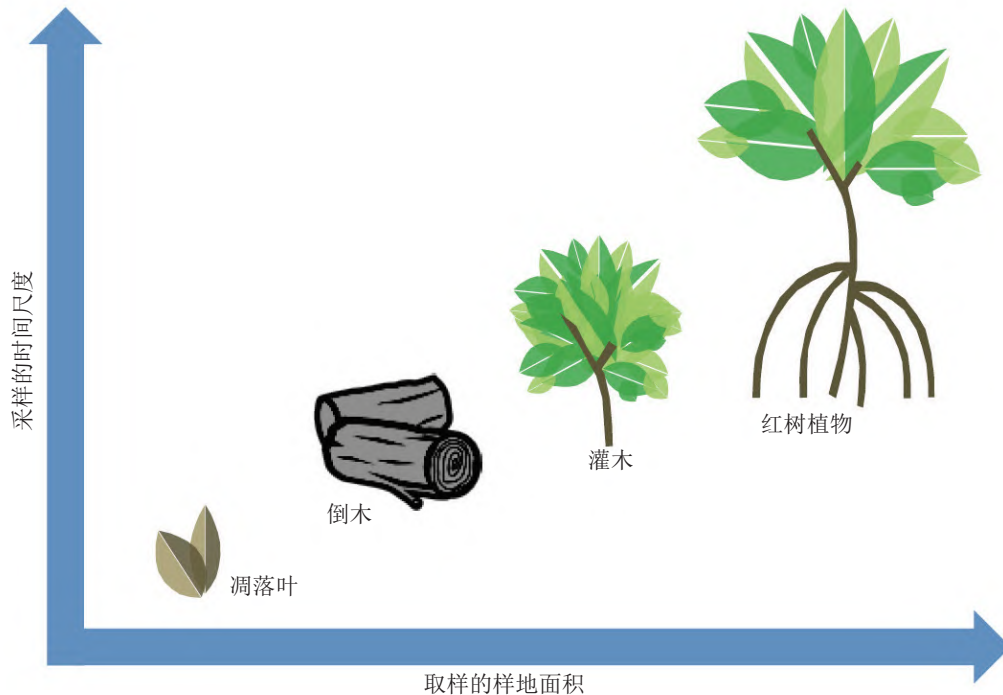


图 4.3 样方尺度与测定对象的关系

大树取样需要足够大的面积来获取代表性的样本，小树取样所需的面积会相对小一些；凋落叶、藤本、倒木和呼吸根等组分体积比较小但数量多，相对来说，很小的采样面积就足够了。（Kauffman & Donato 2011）

生物量的估算

这一部分将提供野外采样中可能遇到的不同植被类型的地上生物量测定的指导方法。可以根据不同的生长型调整不同的采样方法。

活的树木

树木是红树林的主要地上部分碳库，其存在和生长状况揭示土地利用变化和生态条件。因此，应该全面、准确地测量这部分碳库。样方内每一棵树的基本信息，都要做好记录：

- 树种（红树林通常会由几种不同树种组成，在一个样地内进行种类鉴定训练，就可以区分树种）；
- 树木的胸径（dbh）；
- 如果条件许可，要测定树高；
- 位置和编号（ID）。

样方内的所有活树都要进行采样和记录，尤其是在用于监测碳含量变化趋势的固定样地中。然而，这与陆地森林的标准调查方法（GOF-C-GOLD 2009）的不同之处在于：陆地森林只测定胸径超过10 cm的树木。在陆地森林的碳库测定中，小树常被忽略，因为它们通常只占陆地森林总碳储量的极少一部分（Cummins *et al.* 2002）。但大多数红树林是由较小

的树木组成；这些小树都必须计算在内（Lovelock *et al.* 2005; Kauffman & Cole 2010）。实际调查中，如果一棵树主干的50%以上在样方边界内，这棵树应被算进样方。

为了提高工作效率，直径很小的树木可以采用小样方来测量，以减少测定数量。例如，科学家测量了样方内所有胸径大于5 cm的树木；对于胸径小于5 cm的就采用已知面积的小样方来测量（Kauffman & Cole, 2010）。在计算小树的总数时，可以认为在整个调查区域内小树的密度恒定。

如果样方内有很多的小苗，可以通过分区计算个体数的方式记录小苗的数量。根据研究目的，一株小苗被当作一株10~30 cm高的木本植物（Esquivel *et al.* 2008）。为了测定小苗的碳含量，应当从样方中随机采样进行测定（只有在固定样方测定时，才需要从样方外采样，这样可以把样方内的小苗留下来进行长期的监测）。碳含量的测定方法是：烘干小苗获得生物量后，再在实验室内用元素分析仪进行碳含量分析（第3章）；但是大多数情况下，可以从文献资料中找到特定物种的碳转换系数。小苗的平均碳含量乘密度（单位面积的小苗数量），就可以得到小苗对样方或层的生物量的贡献情况。

目前，通常采用现存的异速生长方程来计算红树植物的生物量（Chave *et al.* 2005）。异速生长方程建立了整棵树（或者其各个组分）的生物量和容易测量的参数之间的相关关系。准确地识别树种是进行估算的前提，通常采用的参数包括树木直径、木材密度（表4.1）和树高，并需要为测定的每一棵红树选择最合适的异速生长方程（表4.2）。

胸径（dbh）的测定：树木的直径主要用来计算木材的体积。我们通常测量的是树木主干地上1.3 m处的直径，即胸径。胸径通常会用胸径生长环来监测（如果需要多次测定），或者用游标卡尺来测量（用于单次的快速测定）。由于树木主干的结构存在差别，胸径的测量并不简单。图4.4概示了胸径测量中不同树木的测量位置。

- 如果树木很直且有高大的主干，胸径的测量可以从地面开始，平行于主干（图 4.4 A）。
- 如果树木在斜坡上，就测量坡上的那一侧（图 4.4 B）。
- 如果树木斜着生长，就根据树的自然角度平行于主干测量（图 4.4 C）。
- 如果在1.3 m或1.3 m以下有分叉，就测量分叉处下不远处的直径（图 4.4 D）。
- 如果分叉的地方十分接近地面，就当成两棵树来测量（图 4.4 E）。
- 如果树的基部有隆起，且超过1.3 m，就在隆起的上面不远处测量（图 4.4 F）。
- 有支柱根的物种（如红树属植物），通常测量从最上端的支柱根处往上1.3 m处（图 4.4 G）。根支柱可以延伸到冠层的树，没有必要准确测定最高的支柱根；通常支柱根以上才是真正的主干。

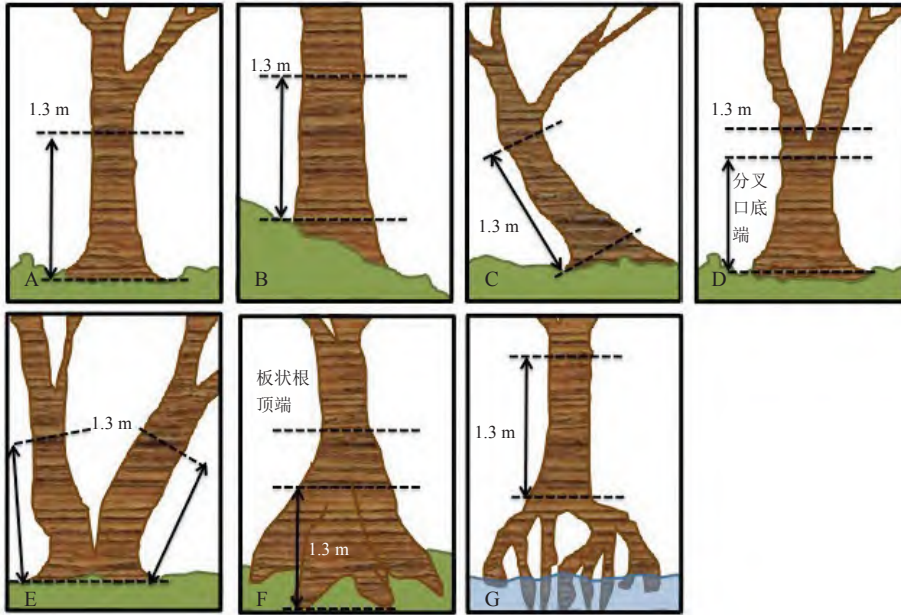


图 4.4 不规则树干的红树植物胸径测定示意

(修改自 Pearson *et al.* 2005)

固定样地中，如果胸径的测量不是在1.3 m处，一定要标记好测量的位置，这样重复测量的时候才能找到相同的位置。可以在测量处绑一个树木标签或围着主干画一个圈。有些研究者用不锈钢钉子来标记测量的位置。钉钉子的地方会形成伤口并长出凸起，导致后续测量中得到的直径大于实际直径，进而高估树木的生长速度，一般不建议使用这种方法。

木材密度：木材的密度反映木材干重（g）和木材体积（ cm^3 ）的关系。由获得样品的实际情况和期望的精确程度决定选取测量木材密度的组分（枝、主干和树皮等）。木材密度测量要获取多个数据——木材样品新鲜时的体积和烘干后的质量（样品数量最好是每种类型大于25个）。采样时，通常是割去一小部分树皮，切下树枝的一小段（约2.5 cm），用树木生长锥从主茎（从固定的高度取样）中钻取木材。粗略估测，用来分析的样品质量为0.5~50 g。

新鲜样品的体积通过排水法获得，即测定被淹没木材的质量。主要步骤如下：在电子天平上放一个容器，容器的大小应该要保证盛水时可以把每一个样品都浸没。往容器中加水，不用加到顶端，只要水的体积变化后不溢出容器即可。把样品固定在一根针上，这根针固定在天平上方的环上。让样品全部浸没在水中（不要触碰到容器的底部，也不要触碰到容器的壁），记下这个过程前后的质量变化。变化的质量（g）除以水的密度（ g/cm^3 ）就是样品的体积。由于水的密度是 $1 \text{ g}/\text{cm}^3$ ，所以天平上增加的质量就是样品的体积。

干重：木材放到通风良好的烘箱中，100 °C 烘干至恒重（一般烘干24~72 h，时间视样品大小而定）。推荐烘干温度是100 °C，因为细胞壁中的水只有在100 °C时才能完全烘干。用以下公式计算样品木材密度；计算多个样品的平均值可作为每种物种的木材密度（表4.1）。

- 木材密度 (g/cm^3) = 干重 (g) / 新鲜木材的体积 (cm^3)

在构建某些异速生长方程，包括红树植物通用异速生长方程时，需要用到活树的木材密度（这一密度的测定可能和倒木碎片不一样）。不同地点同一物种的木材密度也会有较大的差别。应该使用从相同区域野外样地采集的样品，经实验室分析来确定特定区域的木材密度。查不到木材密度时，可以寻求当地的森林管理机构的帮助，以获知特定树种的木材密度。还有其他一些木材的密度的通用来源，包括世界农林数据库（世界农林中心2001）和由美国农业部出版的书籍（如Hidayat & Simpson 1994）。表4.1列出常见红树林物种的木材密度。

红树植物树木生物量的异速生长方程：很多文献都报道过红树植物生物量的异速生长方程（Saenger 2002; Chave *et al.* 2005; Smith III & Whelan 2006; Komiyama *et al.* 2008; Kauffman & Cole 2010; Kauffman & Donato 2011）。表 4.2 中列出了利用胸径和木材密度这两个参数构建的方程，表4.3还列出了利用胸径、木材密度和树高这三个参数构建的方程（Kauffman & Donato 2011）。在决定选择使用哪一个异速生长方程之前，应当考虑方程数据来源的地理位置和具体物种。理想情况下，最好选择采样区域内已有特定物种的方程。考虑到物种之间结构和木材密度的差异，具有特定物种的方程可能会比通用方程的精确度更高。另外，也要注意构建方程时树木的最大直径，这很关键。如果树木的最大直径超过构建异速生长方程时的最大直径（ D_{\max} ），在统计中可能会显著地高估生物量。在数据非常缺乏的情况下，也可以使用红树植物的通用异速生长方程，但其不确定性较高。

表 4.1 红树植物木材密度

1 Mg/m³ = 1 g/cm³ (Saenger 2002; Komiyama *et al.* 2005; Donato *et al.* 2012; World Agroforestry Center 2001)

物种名称	取样重复 _n	平均木材密度/(Mg · m ³)	标准误差
<i>Avicennia germinans</i> (萌芽白骨壤)	5	0.72	0.04
<i>Avicennia marina</i> (白骨壤)	6	0.62	0.06
<i>Avicennia officinalis</i> (药用白骨壤)	3	0.63	0.02
<i>Brugueria gymnorhiza</i> (木榄)	8	0.81	0.07
<i>Ceriops decandra</i> (十雄角果木)	2	0.87	0.10
<i>Ceriops tagal</i> (角果木)	7	0.85	0.04
<i>Excoecaria agallocha</i> (海漆)	7	0.41	0.02
<i>Heritiera fomes</i> (小叶银叶树)	3	0.86	0.14
<i>Heritiera littoralis</i> (银叶树)	6	0.84	0.05
<i>Laguncularia racemosa</i> (拉关木)	3	0.60	0.01
<i>Rhizophora apiculata</i> (红树)	4	0.87	0.06
<i>Rhizophora mangle</i> (美洲大红树)	7	0.87	0.02
<i>Rhizophora mucronata</i> (红茄苳)	9	0.83	0.05
<i>Sonneratia alba</i> (杯萼海桑)	6	0.47	0.12
<i>Sonneratia apetala</i> (无瓣海桑)	2	0.50	0.01
<i>Xylocarpus granatum</i> (木果楝)	7	0.61	0.04
平均值		0.71	0.02

表 4.2 用胸径和木材密度计算红树植物生物量的异速生长方程

物种名称	取样重复 n	D_{\max}	地理位置	生物量方程	R^2
通用方程	84	42	美洲	$B = 0.168 * \rho * D^{2.471}$	0.99
通用方程	104	49	亚洲	$B = 0.251 * \rho * D^{2.46}$	0.98
萌芽白骨壤	25	42	法属圭亚那	$B = 0.14 * D^{2.4}$	0.97
萌芽白骨壤	8	21.5	美国佛罗里达州	$B = 0.403 * D^{1.934}$	0.95
木榄（叶片）	17	24	澳大利亚	$B = 0.0679 * D^{1.4914}$	0.85
木榄（木材）	326	132	密克罗尼西亚	$B = 0.0754 * \rho * D^{2.505}$	0.91
拉关木	70	10	法属圭亚那	$B = 103.3 * D^{2.5}$	0.97
拉关木	10	18	美国佛罗里达州	$B = 0.362 * D^{1.930}$	0.98
红树	20	30	马来西亚	$B = 0.1709 * D^{2.516}$	0.98
红树（木材）	191	60	密克罗尼西亚	$B = 0.0695 * \rho * D^{2.644}$	0.89
红树、红海榄（叶片）	23	23	澳大利亚	$B = 0.0139 * D^{2.1072}$	0.86
红树、红海榄（支柱根）	23	23	澳大利亚	$B = 0.0068 * D^{3.1353}$	0.97
美洲大红树	14	20	美国佛罗里达州	$B = 0.722 * D^{1.731}$	0.94
红树属植物 [含 <i>Rhizophora racemosa</i> (多花红树) 和美洲大红树]	9	32	法属圭亚那	$B = 0.1282 * D^{2.6}$	0.92
杯萼海桑（木材）	346	323	密克罗尼西亚	$B = 0.3841 * \rho * D^{2.101}$	0.92

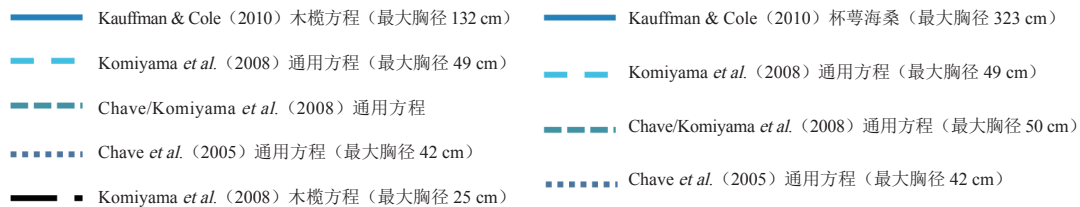
注：通用方程包括所有地上部分生物量。其中个别物种的异速生长方程根据树木的组成部分来计算。 B 为生物量（kg）， D 为胸径（cm）， ρ 为木材密度（g/cm³）， D_{\max} 为样本树木的最大直径（cm）。（修改自Kauffman & Donato 2011）

表 4.3 用胸径和树高计算特定物种生物量的异速生长方程和用木材密度计算红树植物生物量的通用异速生长方程

物种类型	取样重复 n	D_{\max}	H_{\max}	生物量方程	R^2
通用方程	84	42		$B = 0.0509 * \rho * D^2 * H$	
木榄	325	132	34	$0.0464 * (D^2 H)^{0.94275} * \rho$	0.96
红榄李	20	70.6	19	$B = 0.0214 * (D^2 H)^{1.05655} * \rho$	0.93
红树	193	60	35	$B = 0.0444 * (D^2 H)^{0.96842} * \rho$	0.96
红茄苳	73	39.5	21	$B = 0.0311 * (D^2 H)^{1.00741} * \rho$	0.95
红树属植物	265	60	35	$B = 0.0375 * (D^2 H)^{0.98626} * \rho$	0.95
杯萼海桑	345	323	42	$B = 0.0825 * (D^2 H)^{0.89966} * \rho$	0.95
木果楝	115	128.5	31	$B = 0.0830 * (D^2 H)^{0.89806} * \rho$	0.95

注：通用异速生长方程包括所有的地上部分生物量。单个物种的方程代表的生物量不包括叶片或根系。 B 为生物量（kg）， H 为树高（m）， D 为胸径（cm）， ρ 为木材密度（g/cm³）， D_{\max} 为样本树木的最大直径（cm）， H_{\max} 为样本树木的最大高度（m）。（修改自Kauffman & Donato 2011）

异速生长方程的变异性：不同采样地点的木材密度、形态、高度—胸径关系均有所不同。这些要素都会影响已知的异速生长方程的精确性和实用性。估算生物量时，不同的异速生长方程可能产生很大的差异。图 4.5 展示了应用同一组来自雅浦岛（Yap）的FSM地区红树植物的数据，但应用不同的异速生长方程预测的结果有差异（Kauffman *et al.* 2011）。



[括号里的数字是用来拟合方程的最大树木胸径（Chave *et al.* 2005; Komiyama *et al.* 2008; Kauffman & Cole 2010）]

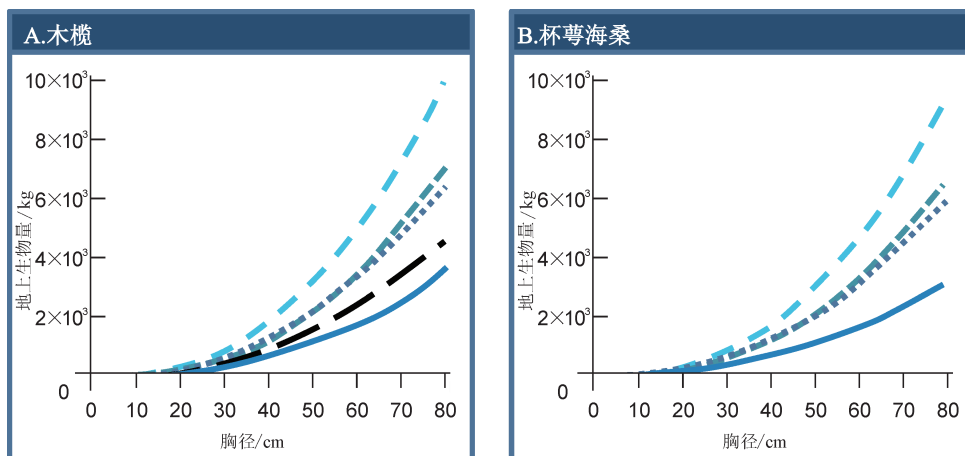


图 4.5 树木生物量估测值的比较

在这片红树林中，最大的木榄属植物胸径为69 cm，用Kauffman、Cole（2010）的方程计算出来的生物量是2 588 kg；而用Komiyama *et al.*（2008）的方程计算的结果是7 014 kg。同样，胸径为45 cm的杯萼海桑用Kauffman、Cole（2010）的公式计算的生物量是873 kg，而用其他方程计算的结果大于1 500 kg。对于最大的树木，用这两种方法计算的结果相差更大。对于一棵胸径为80 cm的树木，用Kauffman、Cole（2010）的公式计算的生物量是3 034 kg，而用Komiyama等（2008）的通用公式计算的结果超过前者的3倍，高达9 434 kg。值得注意的是，只有Kauffman、Cole（2010）的公式覆盖了密克罗尼西亚雅浦岛（Yap）地区所有树木胸径的范围，而且红树植物生物量的异速生长方程仅仅包含胸径和木材密度这两个参数。从这一巨大的差异可以看出：在比较不同红树植物时，对同一目标区域内的所有树木进行估算，尤其是在研究固定样地中的红树植物生物量随时间的变化规律时，采用相同的异速生长方程很重要。

活树各组分碳含量的测定 (kgC/m²)：活树的总含碳量是用每棵树的生物量 (kg)（生物量是结合异速生长方程和实验室分析等方法获得的）乘该区域内特定红树物种的碳转换系数。采用这种方法计算样方中的每一棵树的总含碳量。然后，将每棵树的含碳量加起来，即可得到特定面积 (m²) 样地中的活树的总碳含量 (kgC)。碳转换系数是基于生物量中的有机碳的百分比。碳转换系数可以通过实验室的元素分析仪测得（同第3章），但大多数时候，可以在文献中找到特定物种的碳转换系数。据报道，木榄的碳转换系数是46.3%，红树的碳转换系数是45.9%，杯萼海桑的碳转换系数是47.1%（Kauffman *et al.* 2011）。如果不能获得当地的或者物种特定的碳转换系数，可以用生物量乘0.46~0.50得到碳含量。

举 例

- 每棵树的碳含量 (kgC) = 树木生物量 (kg) * 碳转换系数 (0.46~0.50)
- 活树的各部分碳储量 (kgC/m²) = (#1树的碳含量 + #2树的碳含量 + ... + #n树的碳含量) / 样方面积 (m²)

灌木红树林

全球有很大一部分红树林由树高低于几米的小树构成，通常被称为矮红树林、灌木红树林或“manglar chaparro”。到目前为止，适用于测定这些红树植物种类的地上部分生物量的异速生长方程很少，因此，这是一个重要的研究方向。目前少数几个常用测定矮红树的异速生长方程来自美国南佛罗里达的矮红树林（Ross *et al.* 2001; Coronado-Molina *et al.* 2004）。利用离地表30 cm高处的主干直径和树冠体积可以估算单一红树植物的地上部分生物量（Ross *et al.* 2001）；利用冠幅和支柱根数量也可以构建异速生长方程（Coronado-Molina *et al.* 2004）。当然最精确的方法还是在目标区域内构建出特定物种的异速生长方程。

在新的样点构建异速生长方程，针对每个树种需要测定15~25棵树（从最小的幼苗到最大的树木）。通常要测量其冠幅、树冠体积、树冠面积、树高和离地面30 cm处的直径（图4.6），收获和带回实验室烘干，获得生物量。研究生物量与测量参数（树冠直径、树冠面积和体积、主茎离地面30 cm处的直径）之间的关系并进行回归分析。

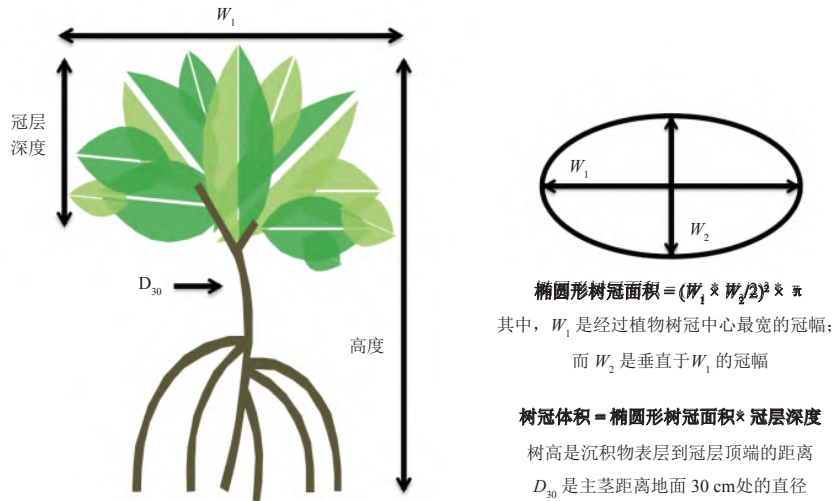


图 4.6 矮红树林的野外测定方法

测定椭圆形树冠面积和冠层深度、树高和主茎离地 30 cm 处的直径 (D_{30})。用异速生长方程来测量这些矮小树木的地上部分生物量的效果较好；方程中的地上部分生物量是因变量，树冠面积、树高和冠层体积是自变量 (Ross *et al.* 2001)。

异速生长方程建好后，就可以开始计算样方内每一棵灌木红树植物的生物量。样方的面积通常比较小，但由于灌木红树植物常常形成很密的群落，野外调查会比较耗时（图4.2A）。例如，可以采用半径2 m的半圆形样方作为典型的样方（样方总面积是 6.3 m^2 ）。

灌木红树植物的碳含量的测定 (kgC/m^2)：灌木红树植物的碳含量测定是用生物量 (kg) 乘该区域内某种灌木红树物种的碳转换系数。计算样方内的每一棵灌木的碳含量，然后把每棵灌木的含碳量值 (kgC) 加起来，就可得到指定面积 (m^2) 样方内灌木的总碳含量 (kgC)。

文献中很少见到灌木红树植物的碳转换系数，因此可以采用元素分析仪（详见第3章）测定或者使用校正的高大红树植物的碳转换系数（即0.46~0.50，详见上一小节的红树植物碳转换系数）。

举例

- 每棵树的碳含量 (kgC) = 树木生物量 (kg) * 碳转换系数 (0.46~0.50) (kgC)
- 活树的各部分碳储量 (kgC/m^2) = (#1树的碳含量 + #2树的碳含量 + ... + #n树的碳含量) / 样方面积 (m^2)

枯立木

样方内所有已经枯死但未倒下的树被称为枯立木。这些树木应该作为单独的碳库进行记录和分析。枯立木的腐烂程度决定其生物量的计算方法，可以将腐烂程度划分为以下等级（图4.7）：

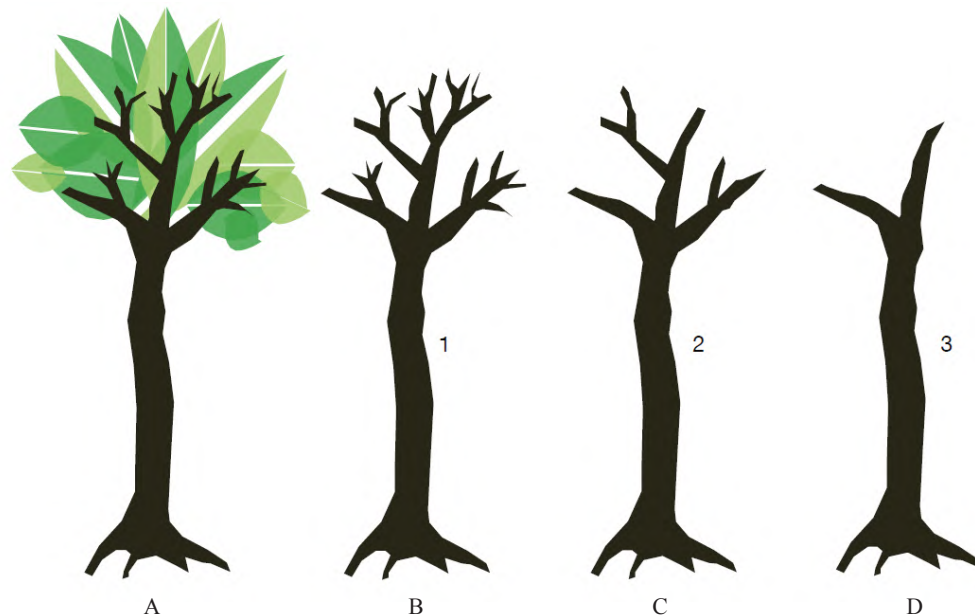


图 4.7 枯立木分解状态示例

(A) 健康；(B) 刚死不久的树，仍然保留很多的枝和细枝；(C) 已经没有小枝和细枝，甚至失去一部分大枝的树；(D) 大部分大枝也没了，基本只剩下主干且经常发生断裂。（Solochin 2009）

- 腐烂等级1：较活的树木，其大、中、小枝完整，只是没有叶、花和果。
- 腐烂等级2：没有小枝，且可能失去一部分大枝。
- 腐烂等级3：很少或已经完全没有枝条，只剩下主干，主干顶端也可能已经掉落。

枯立木的生物量可以根据腐烂等级来进行计算。

腐烂等级1：可以用活树生物量的异速生长方程来计算。唯一不同的是，要从总生物量中扣除叶生物量。叶生物量可以用叶的异速生长方程来计算（Clough & Scott 1989; Komiyama *et al.* 2005; Smith III & Whelan 2006）或者采用活树总生物量的2.5%来估算。

腐烂等级2：生物量等于活树生物量减去一部分生物量。除了没有叶片之外，枯立木还掉了一些枝，所以叶生物量和失去的枝条的生物量都必须考虑在内。通常要扣除总生物量的10%~20%，即将其作为树叶和部分枝的生物量扣除。这个百分比可以根据野外实地观察的情况进行调整。

腐烂等级3：由于进一步腐烂，树木已丢失大部分体积，很难从活树的生物量来估算这类枯立木的生物量。这时，剩余树木的体积可以用分截法来计算。为此，需要记录树木的基径，用激光测高仪或倾角仪（用于测量红树植物高度的仪器）来测量其高度。枯立木最顶端的直径用锥形方程进行估算。

用来估算顶端断裂的枯立木顶端直径的锥形方程是：

- 顶端断裂的枯立木的顶端直径(cm) = 基径(cm) - {100 * 树高(m) * [基径(cm) - 胸径(cm)] / 130}
 - $d_{\text{top}} = d_{\text{base}} - \{100 * \text{th} * [(d_{\text{base}} - d_{\text{bh}}) / 130]\}$
 - 用锥形方程计算的结果是负值，于是用0代替顶端直径进行下一步计算。

接下来，枯立木的体积可以用截断的方式进行计算：

- 枯立木的体积 (cm³) = { $\pi * [100 * \text{树高(m)}] / 12$ } * {基径² (cm) + 顶端直径²(cm) + [基径 (cm) * 顶端直径 (cm)]}
 - 体积 (cm³) = [$\pi * (100 * \text{th}) / 12$] * [$d_{\text{base}}^2 + d_{\text{top}}^2 + (d_{\text{base}} * d_{\text{top}})$]

枯立木生物量 (kg) 就等于木材的密度 (g/cm³) 乘体积 (cm³)。

- 腐烂等级3的枯立木生物量 (kg) = 枯立木体积 (cm³) * 木材密度 (g/cm³) * (1 kg / 1 000 g)

理想情况下，枯立木的木材密度需要在实验室中测定。如果无法实现，可以采用不同直径分级的木材密度（表4.4）来计算。值得注意的是，表4.4的数据的来源比较特殊，其测定对象是台风过后不久但未发生腐烂的倒木。研究表明：不同组分的密度变动范围很大（小枝的密度为0.350~0.628，中等枝条的密度为0.284~0.60。支柱根的密度为0.276~0.511，而树干的密度为0.234~0.340）。如果条件允许，还需注意不同地点的木材密度不同（Robertson & Daniel 1989）。

表 4.4 红树林倒木各个等级枝条的木材密度和平均直径分级（红树、杯萼海桑和木榄）

（Kauffman & Cole 2010）

直径分级 (cm)	木材密度± SE (g/cm ³)	取样数量 <i>n</i>
≤ 0.64	0.48 ± 0.01	117
0.65~2.4	0.64 ± 0.02	31
2.5~7.6	0.71 ± 0.01	69
> 7.6	0.69 ± 0.02	61

枯立木的碳含量的测定 (kgC/m²)：枯立木碳含量的测定是用每棵腐烂等级明确的枯立木的生物量 (kg) 乘碳转换系数获得的。必须计算样方内每一棵枯立木的碳含量，然后把每棵枯立木的碳含量值 (kgC) 加起来，就得到指定面积 (m²) 的样方中枯立木的总碳含量 (kgC)。

枯立木的碳转换系数可以用元素分析仪在实验室中测定（第3章）。如果条件不允许，通常可以用死木材的碳含量，即50%来计算（Kauffman *et al.* 1995）。因此，用枯立木的生物量乘0.5就可以得到碳库的值。

举 例

- 每棵枯立木的碳含量 (kgC) = 枯立木生物量 (kg) * 碳转换系数 (0.46~0.5)
- 枯立木的各部分碳储量 (kgC/m²) = (#1枯立木碳含量+ #2枯立木碳含量+ ... +#n枯立木碳含量) / 样方面积 (m²)

藤本植物

藤本植物是主干较长的木质蔓藤。它们扎根在森林土壤中，攀援到树木的冠层（图 4.8）。其形态差异很大：可以是小而均质、缠绕在树木主干上的蔓藤，也可以是直径几厘米且可以在森林的树木之间独立生长的巨大藤本植物。红树林中很少见到巨大的藤本植物；如果有，它们会被当成树木。

样方内的每一棵藤本植物都应该测定。目前已经有许多可以确定藤本植物生物量的方程（Schnitzer *et al.* 2006），因此可以采用通用异速生长方程来估算藤本植物生物量：



图 4.8 藤本植物

（A）红树林内典型的藤本植物近照（© IITA）；（B）对植物生物量有所贡献的大型藤本植物（© Mark Marathon, Wikimedia Commons）。

- 藤本植物生物量 (kg) = [离地面1.3 m的直径 (cm)]^{2.657} * e^{0.968} * ln [离地面1.3 m的直径 (cm)]
 - 生物量 = 离地面1.3 m的直径^{2.657} * e^{0.968} * ln (离地面1.3 m的直径)^①

① 译者注：英文版公式中e的上标有误，已更正。

藤本植物碳含量的测定 (kgC/m²)：红树林中有藤本植物时，其碳含量可以用每棵藤本植物的生物量 (kg) 乘相应的碳转换系数计算。然后，把样方内每棵藤本植物的含碳量值 (kgC) 相加，就可得到给定面积 (m²) 样方内藤本植物的总碳含量 (kgC)。

藤本植物的碳转换系数可以用元素分析仪在实验室中测定 (第3章)。如果可行性不高，可以用墨西哥红树林中报道的藤本植物碳含量 (以干重为标准)，大约为46%。因此，藤本植物的碳转换系数参考值是0.46。

举 例

- 每棵藤本植物的碳含量 (kgC) = 藤本植物生物量 (kg) * 碳转换系数 (0.46)
- 藤本植物的碳储量 (kgC/m²) = (#1藤本植物的碳含量+ #2藤本植物的碳含量+ ... + #n藤本植物的碳含量) / 样方面积 (m²)

棕榈和其他非木本植物

红树林中的地被层 (如非红树植物的幼苗和草本) 常常被忽略，通常也没有必要把它们计入生态系统碳库 (Snedaker & Lahmann 1988)。

但棕榈植物水椰 (*Nypa fruticans*, 图4.9) 是例外。因为在亚洲-太平洋某些地区的红树林中，水椰可能是优势种，其取样方法依据群落密度、结构和分布区而不同 (Snedaker & Lahmann 1988)。对于水椰和草本植被生物量的测定可采用非破坏性取样，也可采用破坏性取样 (破坏性取样是在草本植被中最常用的方法，可以用于蕨类植物、海草、禾草、莎草、灯心草和阔叶草本等植物)。对于那些需要保留下来进行再次取样的样地，特别是多年生植物群落，应该进行非破坏性取样。



图 4.9 红树植物中的棕榈植物示例

(A) 水椰 (© Andreas Hutahaean, KKP); (B) 椰子 (© Enrico Marone, CI)。

测定这些棕榈植物的生物量 (kg)，需要从固定样地外面不同的植物个体上收集 15~25 个叶片。这些叶片样品的大小必须覆盖所观察到样品的个体大小范围，且采样时每个叶片都要从地面处被切割下来。在实验室中烘干，得到每个叶片的干重，计算平均值。对一个样方 (或次级样方) 中所有的棕榈叶片进行计数，再乘每个叶片平均干重，得到其生物量。

有木质主干的椰子，可采用类似于阔叶树生物量的方法来测定。采用棕榈生物量的异速生长方程，需要测定植物的胸径和树高等指标。目前用得最多的、计算棕榈生物量的指标是枝下高（从地表到主茎上最低的一片叶子之间的高度）。

棕榈植物的碳含量的测定 (kgC/m²)：棕榈植物碳含量为样方内棕榈植物的生物量 (kg) 之和乘该区域特定物种的碳转换系数，其中，生物量可以从收集叶片的平均值计算得到，也可以通过大型木质棕榈的异速生长方程计算得到。

如果要测定整个样地的生物量，可以用收集到的叶片的平均生物量乘样地中所有叶片的数量，再与碳转换系数简单相乘，获得样地中棕榈植物的总生物量。

如果要测定椰子的生物量，就需要将每棵椰子的碳含量进行加和，获得给定面积样地 (m²) 中所有椰子的总碳含量 (kgC)。

棕榈植物的碳转换系数可以用元素分析仪在实验室中测定（第3章），或者应用其经验值0.47（Kauffman *et al.* 1998）。

举例：水椰的碳含量

- 水椰的碳含量 (kgC/m²) = [水椰叶生物量估计值 * 碳转换系数 (0.47)] / 样地面积 (m²)

举例：椰子的碳含量

- 每棵椰子的碳含量 (kgC) = 椰子生物量 (kg) * 碳转换系数 (0.47)
- 椰子的碳含量 (kgC/m²) = (#1树的碳含量 + #2树的碳含量 + ... + #n树的碳含量) / 样方面积 (m²)

呼吸根

在白骨壤属、木榄属和海桑属红树植物中，呼吸根是重要的组成结构和生物量组分。但不同于红树属的支柱根，这些呼吸根的生物量并不包括在活树生物量的异速生长方程中（图4.10）。我们可以统计小样方内或邻近样方内呼吸根的数量，计算呼吸根密度。

常用的小样方是50 cm * 50 cm，但也可以是从30 cm * 30 cm 到1 m * 1 m不等。计算生物量 (kg) 时，我们可以从长久固定用地外面收集呼吸根并统计样地内所有呼吸根数量。同时剪下50~100个呼吸根，剪下的呼吸根大小必须覆盖样方内分布的所有呼吸根大小，而且是与地面平齐剪下的。在实验室获得每个呼吸根的干重，计算平均值。



图4.10 呼吸根

(A) 测定呼吸根高度；(B) 可以在小样方内或边上测定呼吸根，它们可以和凋落物来自同一个收集的样方。(© Boone Kauffman, OSU)

- 呼吸根生物量 (kg) = 取样呼吸根的平均干重 (kg) * 小样方内呼吸根数量

可以建立呼吸根高度和生物量的异速生长方程。在固定样地内，这个方程非常有用。一旦方程建立，就可以只测量每个小样方内呼吸根的高度。这对于像杯萼海桑这样具有很大呼吸根的物种而言至关重要。

呼吸根碳含量的测定 (kgC/m²)：呼吸根碳含量是用呼吸根的平均生物量 (kgC) (从取样的呼吸根计算得到) 乘该区域内特定物种的碳转换系数。

小样方内所有呼吸根的平均生物量乘样方内所有呼吸根的数量即可得到呼吸根生物量，也可以简化为用小样方内所有呼吸根的数量乘碳转换系数来测定呼吸根的总碳含量。

呼吸根的碳转换系数可以用元素分析仪在实验室中测定 (详见第3章)，也可以使用经验值0.39 (Kauffman & Donato 2011)。

举 例

- 呼吸根的碳含量 (kgC/m²) = [呼吸根生物量估算值 (kg) * 碳转换系数 (0.39)] / 样方面积 (m²)

凋落物层

凋落物层是最近掉落到土壤表面的非木质的、死的有机物。它主要由死的叶片、花、果实、种子和树皮碎片组成。在红树林中，这部分碳库的比例非常小。因为食碎屑的螃蟹喜欢取食它们，且潮汐和季节性洪水可以把它们带出系统。

要测定凋落物层，就需要进行破坏性取样，收集小样方内（通常是0.5 m * 0.5 m）的所有凋落物。把样方表层的、除了木质部以外的有机物都收集到袋子或者其他容器中。在袋子上标记地点、日期、样地和样品编号等（图4.11）。考虑到红树林潮湿的特性，用预先标记的、带有永久标记的塑料袋可能是收集凋落物层样品最有效的方法。



图4.11 用预标记的塑料袋收集落叶

(© Boone Kauffman, OSU)

凋落物层碳含量的测定 (kgC/m^2)：所有凋落物层样品被送到实验室中，放入烘箱烘干到恒重。由于需要从路途遥远的野外携带大量的样品且烘箱的空间有限，建议先在野外称取所有样品的鲜重，然后取出混合均匀、具有代表性的一部分样品带回实验室烘干。最后测定这部分样品的干湿质量比，即样品湿重相对于干重的比例（Cummings *et al.* 2002）。

- 凋落物层生物量 (kg) = [部分样品干重 (g) / 部分样品鲜重 (g)] * 样方内所有凋落物湿重 (kg)

这样，就可以测定特定样方面积内凋落物层的生物量 (kg)。目前已知热带森林凋落物层干重的平均碳含量范围是38%~49%（Kauffman *et al.* 1993; Kauffman *et al.* 1995）。因此，建议用 0.45 作为碳转换系数。

举 例

- 凋落物层碳含量 (kgC/m^2) = [凋落物层平均生物量 (kg) * 碳转换系数 (0.45)] / 样方面积 (m^2)

枯死树和倒木

目前已经有几个指南介绍倒木体积和质量的测定方法（Harmon & Sexton 1996; Waddell 2002）。特别是在受到像热带气旋这样的自然干扰时，枯死树和倒木成为地上部分生物量的重要组成（图4.12）。土地利用和土地覆盖的变化也会增加红树林土壤表面的倒木数量。为了精确估算生态系统碳库及其受自然和人为干扰的程度，枯死树和倒木都需要测定。倒木可以用样方法取样，也可以用样线法取样（Waddell 2002; Baker & Chao 2009）。我们推荐用非破坏性的样线相交法来取样。



图 4.12 倒木

（A）孟加拉国一次暴风雨后的倒木；（B）密克罗尼西亚雅浦岛（Yap）地区苏特（Sudal）台风后被连根拔起的红树属和海桑属植物。（© Boone Kauffman, OSU）

样线（或平面）相交法对倒木进行取样：样线（或平面）相交法是指对沿着垂直的采样平面（样线）来统计与样线相交的木片数量。在每个样方内，需要建立一系列这样的样线。操作时，让样线贯穿整个样方的长度。例如，在每个样方内设立6个次级样方，每个次级样方内设置4条这样的样线，那么每个样方内就一共有24条样线。

倒木测定的主要规则：

- 样方内仍然站立的死树不可以采用样线相交法测定。
- 倒木必须是完全从原来的树上断开。因此，一些仍然连在直立的乔木或灌木上的死枝条和茎干不应计入。
- 每条样线必须与要测定的木片中轴相交。当一条样线只和倒木末端的一个角落相交时，这段倒木不应计入。
- 如果一段倒木和一条样线有多个交点，就需要多次记录（如一段弯曲的木材，或倒木的分枝和主干都与同一条样线相交的情况）。

所有倒了的、死了的木材（倒下或断开的主干、分枝、支柱根、树木和灌木的茎干），只要掉落下来（距离地面2 cm以内）、掉在样线上或穿过样线，都用这个方法来进行计数和分类。木片可以根据直径大小分为四类——细小、小、中等和大的木片（表 4.5）。森林调

查中使用这些分级可以方便测量并简化基于这些限制的现场取样过程（图 4.13）。

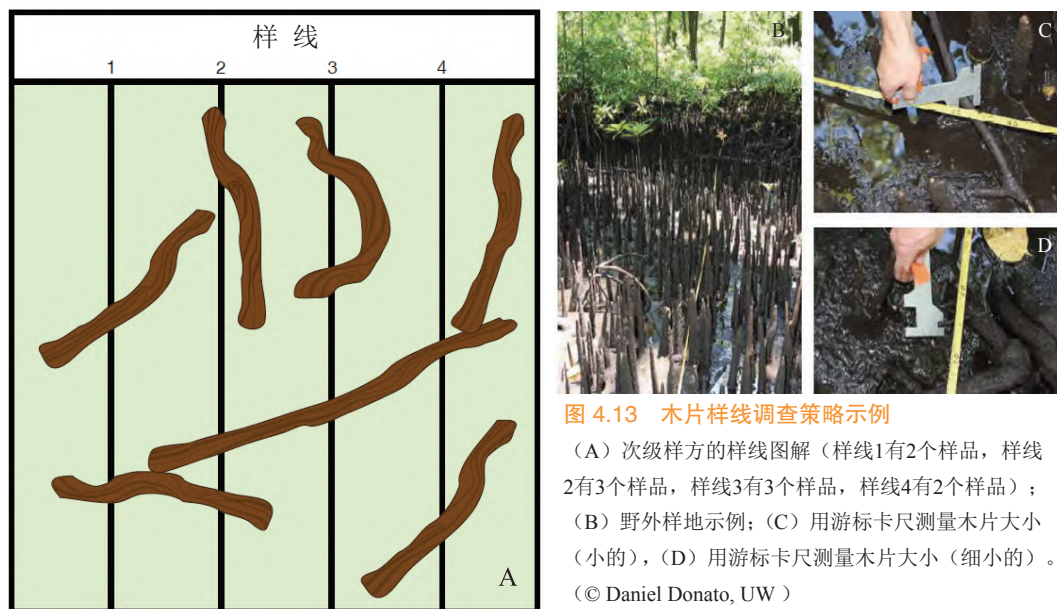


图 4.13 木片样线调查策略示例
 (A) 次级样方的样线图解（样线1有2个样品，样线2有3个样品，样线3有3个样品，样线4有2个样品）；
 (B) 野外样地示例；(C) 用游标卡尺测量木片大小（小的），(D) 用游标卡尺测量木片大小（细小的）。
 (© Daniel Donato, UW)

表 4.5 木片大小的常见分级

描述	直径 / cm
细小	0.6
小	0.6~2.4
中等	2.5~7.5
大	≥7.6

依据大小分级，单独统计穿过样线的细小的、小的和中等的木材数量。小的木片可能很多。为了节约时间，可以沿着每条样线设置一些小段来取样（图 4.14）

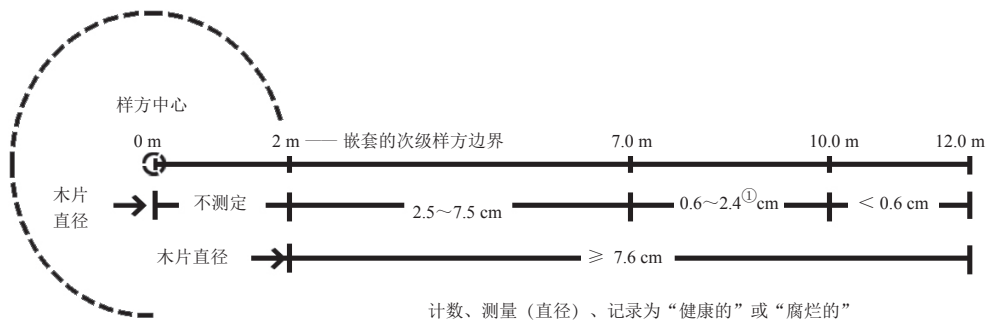


图 4.14 木片样线对倒木进行取样示例：应用样线相交法测定红树林倒木
 在固定长度的样线上测量每个大木块的直径；只计数小木块数量但不测量长度。

将较小分级的木片数量转换为生物量，就需要估测每个分级木片的平均直径。针对每个分级（细小、小和中等），随机选取50~100个木片并测量直径。推荐使用电子游标卡尺测量直径。每级的木片体积是通过二次方程计算所得的断面平均直径来计算，而不直接用测量的每个木片直径来计算（Brown & Roussopoulos 1974）。

① 译者注：原文中木片大小分级的直径数据有误，译者依据文献略作修改。

二次方程计算断面平均直径 (QMD) 的方法如下:

- 断面平均直径 (cm) = $\sqrt{(\sum \text{每个木片的直径}^2) / \text{取样的木片数量}}$
- $\text{QMD} = \sqrt{(\sum D_i^2) / n}$

用断面平均直径来计算红树林中该直径分级的木片体积, 案例见表4.6及相关计算。

表 4.6 红树林倒木的标准木材等级的密度和平均直径

这个红树林主要由红树、杯萼海桑和木榄组成。本表的数据来源于一次台风后还未腐烂的倒木^①。Na代表“不适用”（修改自Kauffman & Cole, 2010）

大小分级 (直径 / cm)	密度±SE (g · cm ⁻³)	样品 / 个	直径 / cm	断面平均直径 / cm	样品量 / 个
≤0.64	0.48 ± 0.01	117	0.43 ± 0.15	0.43	50
0.65~2.40	0.64 ± 0.02	31	1.33 ± 0.78	1.47	48
2.5~7.60	0.71 ± 0.01	69	4.30 ± 0.18	4.52	52
> 7.60	0.69 ± 0.02	61	Na	Na	Na

与较小的木片不同, 要测量每个与样线相交的大木片直径 (图4.14)。对于和样线相交的每个大木片, 要记录其交点处木片中心点的直径。还要记录其腐烂程度, 区分健康的 (用小刀戳木材时, 小刀反弹或只是轻轻地陷进去) 还是腐烂的 (小刀可以戳进木片较深的位置、木片容易碎裂)。

实际上, 通常只有中等和大的木片 (直径大于2.5 cm) 是重要的碳库 (Kauffman & Cole 2010; Kauffman *et al.* 2011)。因此, 如果在凋落物层收集时一起收集小木片 (直径小于2.5 cm), 同时通过样线法测定中等和大的倒木, 操作起来更为简便。

木材密度: 通过于100 °C烘干后的木片干重除以烘干之前的木片体积得到。要计算每个分级的样品 (细小、小、中等和大的健康木片和腐木) 的密度, 用它来测定生物量。建议对于每个物种每一倒木的木片等级收集 20~25 个木片, 这样才能涵盖每个物种、每个等级木片的大小。粗略估计, 每个用于测定密度的木片都需要达到 0.5~50.0 g。用于密度测定的木片是从项目区域内随机收集的。为了避免过度干扰, 不要从固定样方内收集木材片段。详见本章开头木材密度的计算方法。表4.6列出了红树林的倒木木材密度。

^① 译者注: 原文中木片大小分级的直径数据有误, 译者依据源文献略作修改。

通过样线调查数据上推计算倒木的体积：

- 单位样地面积内细小、小和中等木片体积 (m^3/ha) = $\pi^2 * \{ [\text{取样数量} * \text{该等级木片的断面平均直径 (cm)}^2] / [8 * \text{样线长度 (m)}] \}$
 - 体积 (m^3/ha) = $\pi^2 * N_i * \text{QMD}_i / (8 * L)$]
- 单位样地面积内大的倒木 (直径大于7.6 cm) 体积 (m^3/ha) = $\pi^2 * \sum \text{每个木片的直径}^2 / [8 * \text{样线长度 (m)}] \}$
 - 体积 (m^3/ha) = $\pi^2 * [d_1^2 + d_2^2 + d_3^2 + \dots + d_n^2 / (8 * L)]$]
 - 单独测定每个倒木的直径

接下来，用体积乘平均木材密度得到倒木生物量 (kg/ha)：

- 倒木生物量 (kg/ha) = 体积 (m^3/ha) * 平均木材密度 (kg/m^3)

倒木碳含量的测定 (kgC/m^2)：把倒木生物量转换成碳含量。通常认为，热带森林倒木碳含量的经验值是50%，对应的碳转换系数是0.50。

举 例

- 每个样方中倒木的碳含量 (kgC/ha) = 倒木生物量 (kg/ha) * 碳转换系数 (0.50)

树木地下生物量

地下生物量 (如根系和茎基部) 是红树林碳库的重要组分。红树植物的地上生物量和地下生物量比值通常为2.0~3.0，但陆地植物的这一比值比较高，为4.0~4.5。可见，红树林的大部分生物量被分配到地下部分 (Komiyama *et al.* 2008)。由于根系的采样和测定特别困难，因此大多红树林项目无法进行破坏性取样，测定地下生物量或者构建其异速生长方程也很困难。目前地下生物量的异速生长方程特别少，且相关研究也非常少。但是这方面的研究很有价值。以往研究中列出一些很有用的地下生物量异速生长方程 (Komiyama *et al.* 2008)，其中的通用方程是：

- 树木地下生物量 (kgC) = $0.199 * [\text{木材密度 (g/cm}^3)]^{0.899} * \text{树木胸径 (cm)}^{2.22}$

树木根系的碳含量一般比其地上部分的碳含量低。已有报道称热带森林的根系碳含量范围为36%~42% (Jaramillo *et al.* 2003)。因此，根系碳含量的保守经验值为39% (中等含量)，碳转换系数就是0.39。

举 例

- 每棵树的地下部分碳含量 (kgC) = 树木地下生物量 (kgC) * 碳转换系数 (0.39)
- 每个样方内地下部分碳含量 (kgC/m^2) = (#1树的地下部分碳含量 + #2树的地下部分碳含量 + ... + #n树的地下部分碳含量) / 样方面积 (m^2)

潮汐盐沼

潮汐盐沼指在陆地和开放的周期性淹没的咸水水体之间、潮间带上的滨海生态系统，通常分布着非树木型植被。潮汐盐沼不包括红树林，但分布有受潮汐影响的淡水和微盐森林（如沼泽栎、白千层、落羽杉和柳树等）以及无植被的光滩。分布在滨海潮汐盐沼的盐生植物并不只生长在潮间带或近海；有别于红树植物和海草床，潮汐盐沼由草本植物构成，包括禾草、莎草和灯心草，此外这里还有潮汐盐生灌木和矮灌丛。计算碳储量时，准确确定不同的生长型很重要——不同生长型植物的生物量显著不同。

潮汐盐沼生长在受潮汐影响的河口和海湾的软质海岸上，在开放性的低能波影响的潮滩上也有分布（图4.15）。在全球尺度上，潮汐盐沼生长在不适宜红树林生长或很难生长的海岸线上（Kangas & Lugo 1990）。潮汐盐沼生态系统常见于温带、亚北极和北极地区（Long & Mason 1983; Mitsch & Gosselink 2007）。在热带地区，潮间带盐沼可能被潮湿气候下的红树林或干旱气候下的盐田取代。



来源：保护地图和GIS数据

图 4.15 根据海洋生态区域划分的潮汐盐沼丰度的空间分布
(Hoekstra *et al.* 2010)

根据植物对土壤盐度、土壤氧浓度、硫化物浓度、淹水周期等因素的耐受性不同，不同的潮汐盐沼植物分布在不同潮间带区域上（Partridge & Wilson 1987）。在北美洲大西洋沿海，潮汐盐沼常常依据不同的植物种类和地表相对高程，分布在潮间带的不同区域（Niering & Warren 1980）（图 4.16）。低位草本沼泽是那些分布在最低高程、受潮汐浸淹频率最高的植被；中位/高位草本沼泽受潮汐淹水的频率比较低；较高的高位草本沼泽受潮汐淹水的频率更低。咸水草本沼泽一般分布在盐沼区域的内陆边界上，在这里，由于淡水的输入形成微咸水环境。

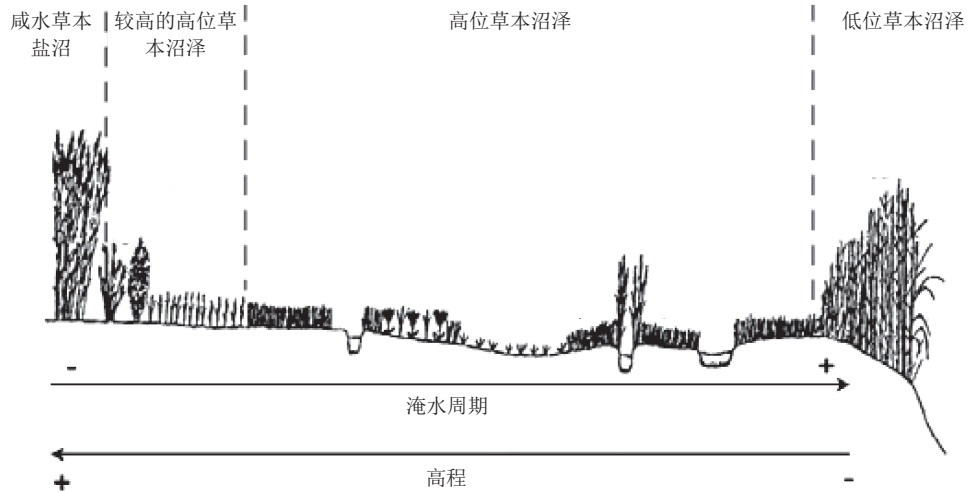


图 4.16 北美东北地区盐沼植被的带状分布示意

(修改自Niering & Warren 1980)

盐沼的分布区具有植物区系差异和其他结构差异。这些差异将影响活植物体的地上和地下生物量。另外，营养、氧化还原条件等地理化学特征也可能影响土壤的碳储量。

潮汐盐沼具有多种多样的生态系统服务功能，包括有机质的产生和输出、营养循环、缓冲风暴潮和固碳等（Nixon 1980; Dame *et al.* 1991; Mitsch & Gosselink 2000; Chmura *et al.* 2003）。然而，相当长的一段时间里，全球的潮汐盐沼被开发为不受潮汐影响的土地（这一过程被称为“开垦”），主要方法是用堤岸或堤坝来防止潮水进入。其他受人类活动直接或间接影响而引起的潮汐盐沼退化方式还包括把潮汐盐沼转变为盐田、水产养殖塘（如虾塘）（Barg *et al.* 1997），为控制蚊虫而排干潮汐盐沼（Daiber 1982）等。有时为了保护低洼地，还采取排水控制措施，导致盐沼生态系统的植物组成变化。

虽然目前还没有针对潮汐盐沼面积减小的情况开展过全球性的调查，但是一些区域案例研究表明：在过去一个世纪内，潮汐盐沼的面积显著减少。例如，美国密西西比河三角洲湿地丧失的速度大约为每年 100 km²（Viles & Spencer 1995），起因是密西西比河流域和三角洲地区的水和沉积物的分流（Gosselink & Maltby 1990）。欧洲人定居以后，北美洲的潮汐盐沼湿地大约消失50%（Gedan *et al.* 2009）。在澳大利亚东南部，自1950年以后，潮汐盐沼湿地减少了30%~40%，主要原因是潮汐盐沼被红树林取代（Saintilan & Williams 1999）。在中国，自1950年以后，50% 的潮汐盐沼因为围垦而消失（An *et al.* 2007）。因此，潮汐盐沼消失严重影响该系统的固碳能力（DeLaune & White 2012）。

潮汐盐沼的植物和土壤对碳的固定和储存能力很强。地下碳库通常占整个潮汐盐沼生态系统碳库的65%~95% (Elsley-Quirk *et al.* 2011)。在低潮带和中潮带盐沼中，地下碳库是碳储量的主要部分，在高潮带盐沼中，地上生物量占总碳库的比重更大。因此，对制定采样策略而言，区分高、中、低潮带盐沼十分重要。

野外采样注意事项

由于季节变化和潮汐淹水程度不同，土壤水分含量、营养和盐度条件具有显著差异，潮汐盐沼植物类型存在很大差异。采样时要考虑到这些因素，使用适宜的采样方法，如根据生态特征聚类细分研究区域，在生长旺盛期进行生物量的采样（通常在夏季末）。由于受到潮水的限制，采样过程只能在退潮时（只有3~4 h）进行。高效利用这么短的时间，需要制订详尽的采样计划。

依据生态特征聚类对潮汐盐沼进行分区（相对的分區），这些分区通常平行于岸线或潮沟。由于潮汐盐沼的固有结构，分区后的样地常常垂直于主要潮沟和岸线。需要在每个分区中设定足够的样方来测定生物量，每个分区的样方大小约为 20 m * 50 m。在这些样方内随机设置五六个小样方（0.25 m * 0.25 m）（图4.17，第2章也有详细介绍）。

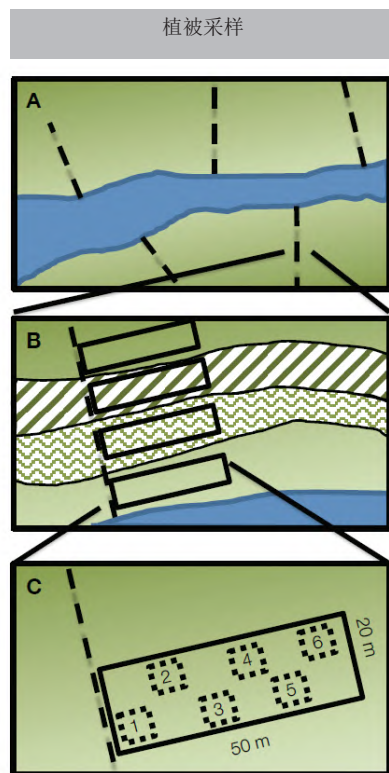


图 4.17 推荐用于潮汐盐沼的样方布设方法

(A) 样带垂直于盐沼中的潮沟，涵盖所有植被和其他结构梯度；(B) 样带中的样方必须包含在同一层中；(C) 每个样方中有足够多的小样方，使其能描述生物量的特征。

潮汐盐沼的地上生物量在不同季节会大幅变化，特别是在寒带、温带和亚北极气候区，冬季的低温使其所有地上生物量消失（Darby & Turner 2008a）。其他的因素，如养分增加（降低了根系生物量的比重）（Darby & Turner 2008b）、盐度增加（提高了根冠比）（Parrondo *et al.* 1978）、放牧压力（Giroux & Bédard 1987）和水位情况（Saunders *et al.* 2006）也影响地上生物量。因此，建议在潮汐盐沼生长最茂盛的时间对其地上和地下生物量进行采样，通常是夏季中晚期。对于固定样地和需要重复取样的样地，最好在每年同样的季节进行采样以保证结果的可比性。

生物量的估算

下文所示方法用于测定野外采样中可能遇到的各种潮汐盐沼植被类型的地上生物量，可以根据不同的生长型使用不同的采样方法。

禾草、莎草和其他草本植物

芦苇、莎草和灯心草是高密度生长的植物。它们有很高的直立茎干，构成潮汐盐沼的主要植被类型。估算其地上部分生物量，常用样方法。对于这类植物，样方大小一般是30 cm * 30 cm。如果30 cm * 30 cm的区域内只有不到10株植株，就需要更大的样方。在每个样方内，计数每种植物的茎干数量（盐沼植物通常有比较大的单个茎干，但也有例外），测定样方中出现的每种植物的植株总株高。如果植株顶端已经衰老（立枯物），就测定绿色活体部分的高度（图 4.18）。

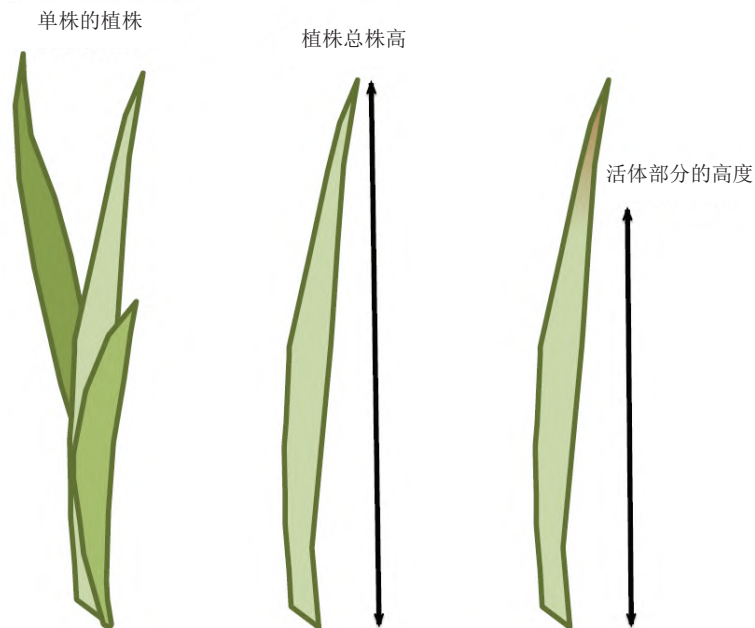


图 4.18 株高测定

建立特定物种和特定区域的异速生长方程来测定潮汐盐沼的碳含量，这是最准确的方法。要建立这样的方程，每个物种至少需要50株植株，且需要涵盖测定区域中所有植株的株高范围。因此，需要测定每株植株绿色部分的茎高度。

实验室中，烘干茎干至恒重（在60 °C大约烘72 h，但依据茎干粗细，烘干时间略有不同），以此确定植物生物量。对每个物种的生物量（y轴）和图4.18中绿色部分的株高（x轴）进行作图（散点图）（图4.19）。拟合出代表植物生物量和株高的异速生长方程（回归分析法）。然后，将30 cm * 30 cm的样方中所有同种植株的平均高度代入方程中，算出样方内该种植物的总生物量。

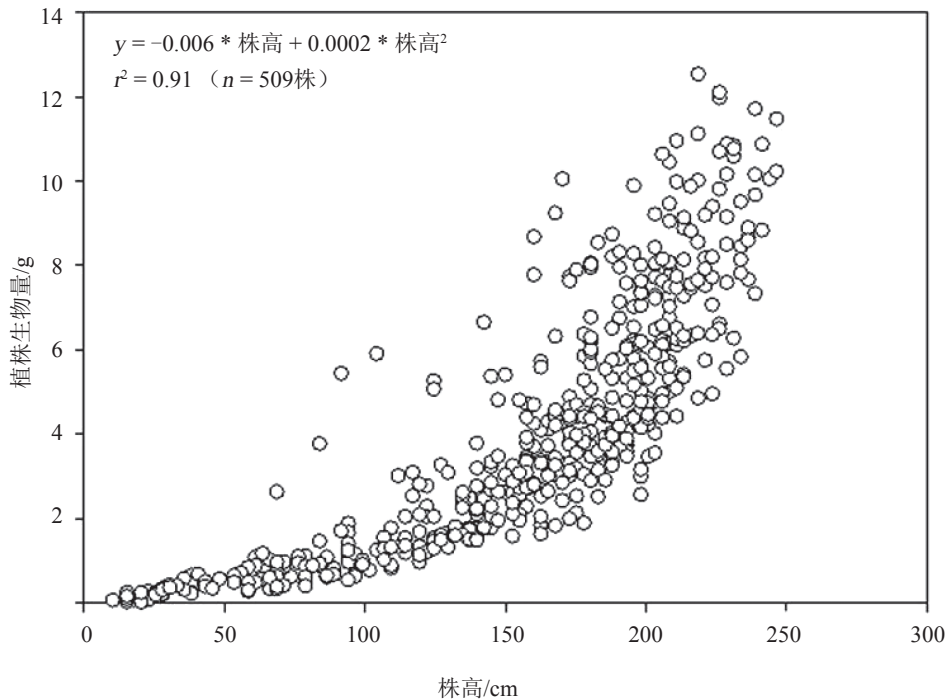


图4.19 植株生物量和植株高度的异速生长方程
(Craft 2013)

潮汐盐沼草本植物碳储量的测定 (kgC/m²)：草本植物的碳含量是通过物种的单株生物量 (kg)（通过异速生长方程计算得到）乘该物种的碳转换系数获得的。连续测定样方内的每株植株，然后，对每株植株的碳含量加和得到给定面积内 (m²) 所有草本植物的总碳含量 (kgC)。

草本植物的碳转换系数可以用元素分析仪在实验室中测定（详见第3章），也可以直接采用碳转换系数0.45 (Fang *et al.* 1996)。

举例

- 草本植物的碳储量 (kgC/m²) = [草本植物生物量 (kg) * 碳转换系数 (0.45)] / 样方面积 (m²)

灌木

潮汐盐沼中出现灌木，主要取决于潮汐盐沼的地理位置。在北半球，灌木占盐沼植物的组分非常少，通常是一些苋科滨藜属 (*Atriplex*)、菊科 *Borricha* 属和 *Iva* 属植物 (Pennings & Moore 2001)；但在南半球，特别是高纬度地区，苋科澳海蓬属 (*Tecticornia*) 属灌木是盐沼主要的生长型 (Saintilan *et al.* 2009)。这里推荐的适用于潮汐盐沼灌木地上生物量测定的方法和灌木红树林的测定方法相似 (详见灌木红树林的相关内容)。目前，用于测定盐沼灌木地上部分生物量的异速生长方程很少。要建立方程，通常需要测量一些基本参数，包括每棵灌木主茎离地面30 cm处的直径，树冠体积、面积、冠幅等。

样方中每棵灌木的树冠直径、宽度、体积和面积，和主茎离地面30 cm处的直径都需要测量。为了准确测定碳含量，每个灌木物种需要测定15~25棵植株，其植株大小覆盖了测定区域内、固定样方外该物种的大小范围，且需要整株采样。而后在实验室内，单棵灌木被烘干、称重，得到生物量。计量其形态特征 (树冠直径、体积和面积，和主茎离地面30 cm处的直径)，作为独立变量和地上生物量进行回归分析 (图4.20)。异速生长方程一建好，就可以用它来计算样方内的每一棵灌木的生物量。

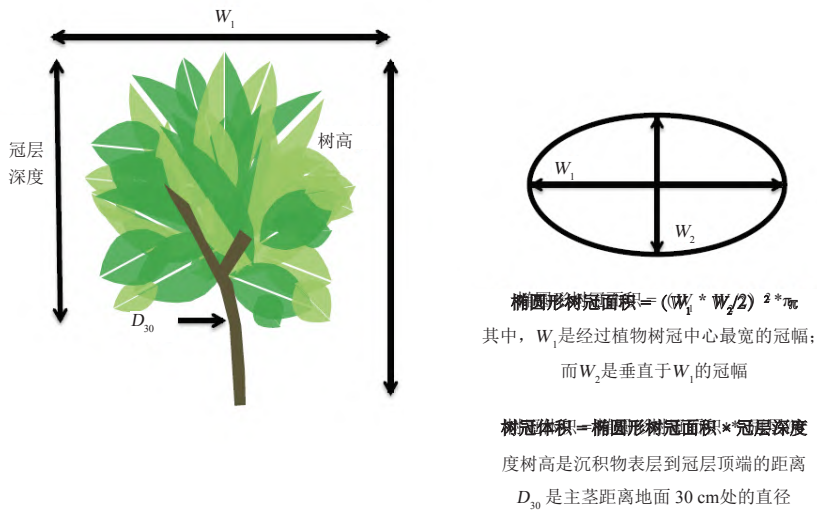


图 4.20 灌木的野外测定方法

椭圆形树冠面积和深度、树高和主茎离地 30 cm 处的直径 (D_{30}) (来源于 Kauffman & Donato 2012)。地上部分生物量用异速生长方程来预测的效果更好。方程中的地上部分生物量是因变量，树冠面积、树高和冠层体积是自变量 (Ross *et al.* 2001)。

潮汐盐沼中灌木的碳含量的测定 (kgC/m²)：灌木碳含量的测定是用生物量 (kg) 乘该区域内特定灌木红树物种的碳转换系数获得。其中，灌木生物量通过异速生长方程计算得到。样方内的每一棵灌木都要做这样的计算。然后，把每棵灌木的含碳量 (kgC) 加和，就得到给定面积 (m²) 样方内灌木的总碳含量 (kgC)。

灌木的碳转换系数可以用实验室元素分析仪（详见第3章）测定，或者使用校正的灌木红树植物的碳转换系数计算（即 0.46~0.50）。

举 例

- 每棵灌木的碳含量 (kgC) = 灌木生物量 (kg) * 碳转换系数 (0.46~0.50)
- 灌木碳储量 (kgC/m²) = (#1灌木的碳含量 + #2灌木的碳含量 + ... + #n灌木的碳含量) / 样方面积 (m²)

地下生物量

在潮汐盐沼中，地下根系和根状茎的生物量是所有植被生物量的50%~95% (Valiela *et al.* 1976; Elsey-Quirk *et al.* 2011)。获得其地上生物量后，可以用异速生长方程计算相对应的地下生物量，或者可以再直接测定每个样地的地下生物量。

然而，目前几乎没有可以通过已知的地上生物量推算地下生物量的异速生长方程；仅有的几个案例也限于北美洲的个别研究中 (Valiela *et al.* 1976; Giroux & Bédard 1988; Darby & Turner 2008a)。在此，推荐用表4.7中的方程估算给定面积内的总地下生物量。这些方程中，比较成功的应用是在多地预测互花米草 (*Spartina alterniflora*) 的生物量。未来研究中还需要建立可用于其他物种的、不同气候或地理环境条件下的地下生物量估算方程。

表 4.7 用互花米草地上生物量估算地下根系和根状茎生物量的方程

(Gross *et al.* 1991)

方 程	地上部分组成 (针对整个样方)	R ²
$\ln(\text{活地下生物量, g}) = 0.718 * \ln(\text{活地上生物量, g}) + 2.646$	活的叶片和茎	0.86
$\ln(\text{活地下生物量, g}) = 0.700 * \ln(\text{活地上生物量, g}) + 3.051$	活的叶片	0.85
$\ln(\text{活地下生物量, g}) = 0.713 * \ln(\text{总地上生物量, g}) + 2.235$	所有活的和死的地上生物量	0.86

直接取样是地下生物量测定最准确的方法。用采样器（根钻）对地下样品进行取样是最主要的研究方法（详见第3章）。大部分的研究中，通过直接取样测定地下生物量所用的根钻相对较浅。推荐采集1 m深的样品，因为这个方法和第3章的土壤采样方法一致，而且有根据表明盐沼植物也能吸收到这个深度的淡水 (Arp *et al.* 1993)。常见的方法是使用直径为 10 cm 的采样器：上层的柱状样以每层2.5 cm进行取样（如在2.5、5.0、7.5、12.5、15.0、22.5和 25.0 cm 深度取样）；而在比较深的位置以每层5 cm的间隔取样，即分别在35.0、45.0、55.0和 65.0 cm 的深度切下 5 cm 宽的土柱 (Saunders *et al.* 2006)。同时，建议增加对 75.0 cm和 95.0 cm两层的取样。样品用1 mm 的筛网淘洗，肉眼分出根系、地下茎和死的凋落物。通过辨别颜色和质地把活的和死材料分开 (Saunders *et al.* 2006)。活根和根状茎在 60 °C烘干至恒重。

地下生物量的测定方法如下：

- 每个样品的地下生物量 (g) = 样品干重 (g) ^①
- 每个样品的地下生物量 (整个根钻, g/cm²) = (#1片段生物量 + #2片段生物量 + … + #n片段生物量) / 采样面积 (根钻表面积, cm²)
- 单位面积地下生物量 (g/cm²) = (#1样品生物量 + #2样品生物量 + … + #n样品生物量) / n

地下生物量的碳含量的测定 (kgC/m²)：将生物量 (kg) 乘该区域草本植物特定物种的碳转换系数。其中，生物量既可使用根钻取样得到的结果，也可以采用异速生长方程的计算结果。

如果生物量是通过异速生长方程来计算整个样方的生物量，只要将生物量乘碳转换系数就可得到样方内所有地下生物量的碳储量。

如果生物量是通过根钻采样获得的，采样面积的地下生物量乘碳转换系数之后，需要上推到整个样方面积生物量的碳储量。

潮汐盐沼的草本植物地下生物量碳转换系数可以用元素分析仪在实验室中测定（详见第3章），或者用海草地下生物量的碳转换系数0.34来计算（Duarte 1990）。

举例（异速生长方程计算的生物量）

- 地下组分的碳含量 (kgC/m²) = [估算的地下生物量 (kg) * 碳转换系数 (0.34)] / 样地面积 (m²)

举例（采样法测定的生物量）

- 地下组分的碳含量 (kgC/m²) = 平均地下部分生物量 (g/cm²) * 碳转换系数 (0.34)
- 由于这个碳储量来源于采样面积的地下生物量碳，因此将根钻直径上推到样地面积内的地下生物量碳储量。

凋落物层

凋落物层主要包括土壤表面新近掉落的、非木质的、死的有机物，可能包括潮汐盐沼植被、海草和海洋大型藻类片段（图4.21）。在大多数潮汐盐沼中，这部分生物量非常小，因为它们分解很快，且容易被草食动物吃掉或被潮水带走。

在所有研究中，凋落物层都是破坏性取样的（详见前面的红树林“凋落物层”）。在样方内（如50 cm * 50 cm），收集所有容易从土壤表面移除的枯枝落叶，用样品袋或者容器带回实验室。在实验室内，这些样品（或者重新分出的部分样品）被烘干到恒重，测定生物量 (kg)。生物量乘碳转换系数0.45得到碳储量。

^① 译者注：原文公式有误，译者已修改。

举例

- 凋落物层的碳含量 (kgC/m^2) = [凋落物层的平均生物量 * 碳转换系数 (0.45)] / 样地面积 (m^2)



图 4.21 潮汐盐沼的叶片凋落物

(© Neil Saintilan, OEH NSW)

枯死木和倒木

一般而言，枯死木和倒木不是潮汐盐沼地上生物量的重要组成，但它们可能作为外源物质被带到潮汐盐沼的碳库中。如果在样方内出现，枯死木和倒木可以用样线法进行取样。枯死木和倒木的生物量 (kg/ha) 可以通过将其体积和平均木材密度相乘获得。最后，把枯死木和倒木生物量转换成碳含量。在热带森林中，可以接受的枯死木和倒木碳含量为 50% (质量分数)，对应的碳转换系数是 0.50。详见红树林的枯死木和倒木测定方法。

海草床

海草床指以有花植物为优势种构成的滨海草本生态系统。它们分布在完全被海水淹没或潮间带的区域。全世界大约有 60 多种海草植物，分属于 4 个科 (如图 4.22 中的植物)。它们对环境要求一般比较高，喜欢松散的沉积物和高光照的环境。红树植物的分布区局限于热带和亚热带区域，潮汐盐沼在温带气候下更为常见。与它们不同，海草床则分布全球，除了南极洲以外的各大洲都有海草床分布 (Green & Short 2003)。海草床具有很高的价值，是许多重要经济和生态物种的栖息地，并具有很高的初级生产力，在提高渔业产量、增进营养循环、稳定沉积物和衰减风暴潮 (Orth *et al.* 2006) 等方面都有重要作

用，其在碳循环中也有重要地位（Duarte *et al.* 2005; Duarte *et al.* 2010; Kennedy *et al.* 2010; Fourqurean *et al.* 2012a）。

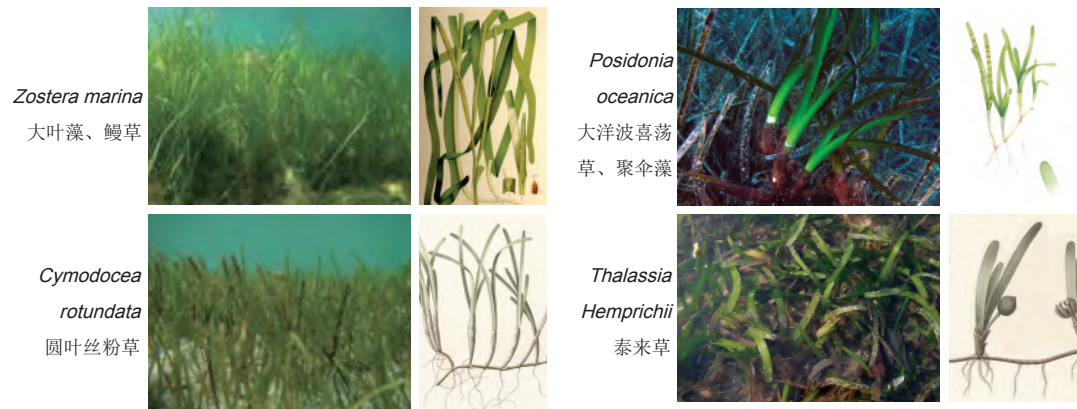


图 4.22 常见海草植物种类示例

(© Peter Macreadie, UTS & wikicommons)

通过减弱波浪和水流对土壤的冲击力，能减少海草床沉积物再悬浮，增加捕获悬浮颗粒的能力（Hendriks *et al.* 2008）。它们不仅能够捕获和储存生态系统中的植物，还能捕获和埋藏其他来源的碳（外源碳）。一般来说，50%的海草床中的沉积物碳是外源碳（Kennedy *et al.* 2010）。然而，并不是海草床中的所有初级生产力都保留在其生态系统中，一部分海草床固定的碳也被输入滨海和海洋生态系统，在那里被摄食或者埋藏下来（Heck Jr *et al.* 2008）。

海草床也是世界上受威胁最严重的生态系统。目前已知海草床的消失速度从1940年的每年0.9%（中等速度）增加到1990年的每年7%（Waycott *et al.* 2009）。在全球范围内，导致海草床消失的主要原因是水质恶化（如富营养化）和湿地的开发与填埋。

与陆地森林生态系统相比，海草床的沉积物中储存着更多的碳（Fourqurean *et al.* 2012a）。因此，海草生态系统的消失对全球CO₂收支的潜在影响是很大的。事实上，海草床中储存的有机碳大约相当于全球潮汐盐沼和红树林中储存的有机碳之和（Chmura *et al.* 2003; Donato *et al.* 2011）。这也使海草床成为全球碳储存的热点。

目前还没有足够的数据来确定不同区域海草生态系统中的碳储量，现有数据总结见表4.8。

表 4.8 一些海草床的碳储量

(Fourqurean *et al.* 2012b)

地区	活的海草生物量/ (MgC · ha ⁻¹)		土壤有机碳含量 (MgC · ha ⁻¹)	
	N	平均值 ± 95% CI	N	平均值 ± 95% CI
东北太平洋	5	0.97 ± 1.02	1	64.4
东南太平洋	0	ND	0	ND
北大西洋	50	0.85 ± 0.19	24	48.7 ± 14.5
热带大西洋西部	44	0.84 ± 0.17	13	150.9 ± 26.3
地中海	57	7.29 ± 1.52	29	372.4 ± 56.8
南大西洋	5	1.06 ± 0.51	5	137.0 ± 56.8
印度洋-太平洋海域	47	0.61 ± 0.26	8	23.6 ± 8.3
西太平洋	0	ND	0	ND
南澳大利亚	40	2.32 ± 0.63	9	268.3 ± 101.7

注：ND代表没有数据。

野外采样注意事项

海草的生物量存在明显的季节动态，特别是在温带或北方。在一些区域，海草的地上部分冬天就消失。因此，建议在海草生物量最大的季节测定，随后的每次采样都选择一年的同一个时间段，以保证取样的重复性。海草可以生长在完全被海水淹没的区域或者潮间带。在潮间带，海草的取样可以在退潮时（只有3~4 h）进行，但对潮下带海草的取样就需要通过浮潜或者借助潜水设备。海草是草本植物，而且植株非常小，因此，一般采用小样方（0.5 m * 0.5 m ~ 1.0 m * 1.0 m）取样。随着海水深度增加，海草床的结构将发生巨大变化。起因是水动力变化、辐射降低和其他环境因素（如盐度）变化，这些因素都影响海草床的物种组成和固碳能力（Serrano *et al.* 2014）。因此，对取样区域进行分区通常与取样深度是相关的。例如，可以根据已知深度的间隔来分区，获得生物量随水深变化的可靠结果。在每个深度间隔内的随机位点取样来测定生物量和估算碳储量（详见第2章）（Short & Coles 2001）。

生物量和碳含量的估测

本小节主要提供测定不同植被类型地上生物量的方法，而这些植被类型都是在野外可能遇到的。根据不同的生长型，我们采用不同的取样方法。

活生物量

在所有海草生态系统中，活体地上生物量和地下生物量的取样可以使用大直径（直径为10~25 cm）的柱状取样器来取样，可以从上往下经过地上植物直接插入沉积物中。必须注意，这个过程中不要切断海草的叶，而且取样的深度要到达根区沉积物（也称为“根际土壤”，一般是40 cm深）。然后，把取样器盖上并垂直取出（图4.23）；再把整个土柱转移到纱网或网格袋中，冲洗掉沉积物，把活的地上和地下生物量分开（图4.24）。



图 4.23 位于巴西塞阿拉州 (ceara) 海草床的生物量和土壤柱状样品取样

(© Kcrishna Barros, UFC)

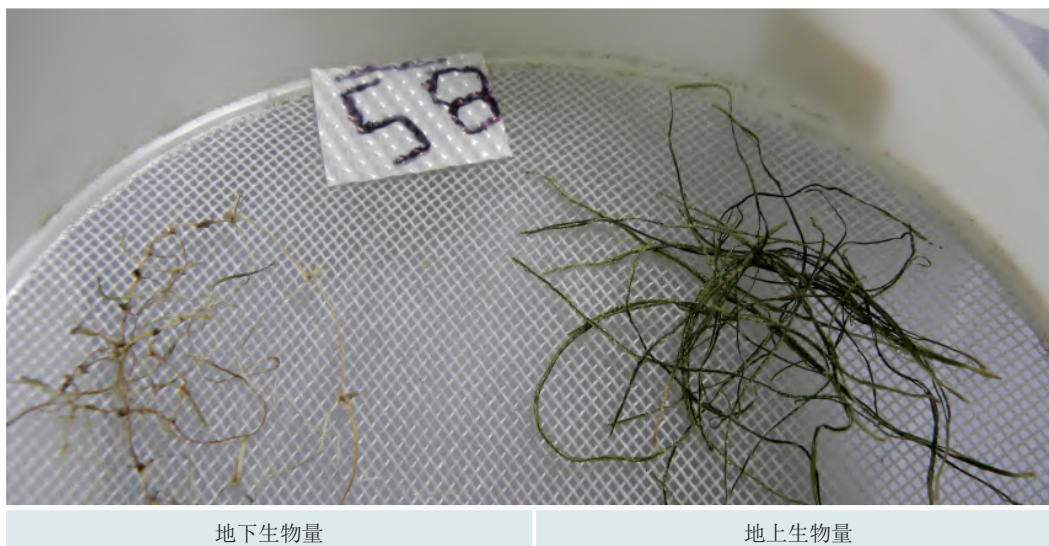


图 4.24 川蔓草 (*Ruppia maritima*) 的地上和地下生物量

(© Margareth Copertino, FURG)

活根、根状茎和死的组织通常很难分开。地下生物量中的一些活组织比较明显，常常为浅色且比较饱满，颜色较深的组织就很难辨认出死活。这时，通常需要借助当地人的知识和经验。对于所有海草种类而言，地上部分的叶片都是绿色，根据颜色就很容易把它们从非绿色的地下部分中分开。值得注意的是，很多地方的绿色叶片上有附生植物，必须把它们去除并分开测定（详见下一小节“附生生物量”）。

活体植物部分的碳储量的测定 (kgC/m²)：在实验室中，将植物活体生物量烘干至恒重（60 °C 大约烘72 h）。植物活体部分的总碳含量就是将采样面积（m²）内的植物生物量（kg）乘碳转换系数。然后，推导出给定区域内的碳储量。在测定碳含量时，样品可以间接分析（即用灼烧失重法测定有机质含量，然后用异速生长方程计算有机碳含量），也可以用元素分析仪直接测定得到（用第3章介绍的方法事先移除或计算无机碳含量。如果条件不具备，可以用0.34作为碳转换系数进行计算）（Duarte 1990）。

举 例

- 活生物量的碳含量 (kgC/m²) = [估算的植物生物量 * 碳转换系数 (0.34)] / 样方面积 (m²)

附生生物生物量

海草的附生生物生长在其叶片上，主要包括藻类、硅藻和有壳类生物（图4.25）。尽管附生生物是海草生态系统有机碳的小组分，但通常将附生生物从海草叶片上分离，并将其作为一个单独的碳库来分析。针对附生生物是否与海草叶片分离、是否可以在不同的地点进行比较等问题，均需要做详细的记录。

从海草叶片中分离附生生物的方法主要有两种：手工刮除和酸洗（图4.26）。这两种方法都存在一定缺陷。把附着牢固的附生植物刮下来，会导致分离不完全，或者刮伤海草叶片表面并导致叶片被附生生物污染。酸洗法虽然很高效，但是一些肉质的附生生物还需要进一步刮除，而且酸会溶解掉海草组织和附生生物中一部分可溶性有机质。如果目标只是对附生生物进行定量，那么推荐使用刮除法。



图 4.25 附生生物

(A) 珊瑚藻；(B) 丝状藻类。（© Justin Campbell, Smithsonian Institute）



图 4.26 附生生物的去和处理

(A) 用刀片从海草叶片上刮除附生生物；(B) 附生生物（藻类）和清除附生生物后的海草样品；(C) 酸洗附生生物。(© Oscar Serrano, ECU)

附生生物的碳储量的测定 (kgC/m^2)：在实验室中去除附生生物时，如果研究区域是固定样地，样品就必须从固定样地外的区域取样。一些附生生物的 CaCO_3 含量很高，这样就必须测定它们的无机碳含量。测定方法和第3章中测定高碳酸盐土壤的方法相似，以下做简要说明。

- (1) 用直边缘刀片刮去样品两面的附生生物（图 4.26）；
- (2) 将附生生物在 60°C 烘干到恒重；
- (3) 烘干后，混匀样品并称重；
- (4) 从以下两种方法中选其一测定无机碳含量。

酸化：用 1 mol/L HCl 浸泡样品约 18 h，随后用蒸馏水洗样品3次，烘干至恒重，用元素分析仪或灼烧失重法测定碳含量。注意：酸化可能会溶解部分有机质。

元素分析：用元素分析仪测定一部分烘干样品的总碳含量；另一部分样品在 500°C 灰化，之后称量灰分并用元素分析仪测定灰分的无机碳含量；用总碳含量减去无机碳含量即得到有机碳含量。

应该注意，在整个过程的所有步骤中都应该称量样品质量，以便计算有机碳和无机碳的百分比。经过校正的损失的无机碳含量，可以作为碳转换系数。附生生物生物量乘校正过的碳转换系数，得到附生植物生物量的碳含量；再用碳含量的平均值计算给定面积 (m^2) 的附生植物碳库。

凋落物层

海草床中的凋落物层指地表死的叶片、根状茎、果实和藻类。在所有海草的案例中，凋落物量（及其碳储量）只占海草碳库非常小的一部分，因为凋落物的碳矿化速率很高且

容易随水动力输出到其他系统中。

如果需要测定，落叶可以用小样方（如 0.5 m * 0.5 m）进行破坏性取样。把样方内所有表层的有机质收集到样品袋或者容器中装好。每个袋子都要标记地点、时间、样方和样品编号。

然后把这些样品运到实验室，烘干至恒重（60 °C 烘干 72 h）。由于需要从路途遥远的野外携带大量的样品且烘箱的空间有限，建议先在野外称取所有样品的鲜重，然后取出混合均匀，特具有代表性的一部分样品带回实验室烘干。最后测定这部分样品的干湿质量比，即样品湿重相对于干重的比例。

举 例

- 凋落物层生物量 (kg) = [部分样品干重 (g) / 部分样品鲜重 (g)] * 样方中所有凋落物湿重 (kg)

给定样方面积 (m²) 的凋落物层生物量 (kg) 的碳含量就可以计算出来。海草活生物量的碳转换系数 (0.34) 同样适用于海草凋落物碳含量的计算。

举 例

- 凋落物碳含量 (kgC/m²) = [凋落物平均生物量 * 碳转换系数 (0.34)] / 样方面积 (m²)

总碳储量

植被总碳储量是把项目区域内的每种植被组分（树木、凋落物层、草本和灌木等）的碳含量加和。项目区域内的总碳储量可以通过以下步骤获得：

步骤 1：测定样方面积内各组分的碳含量。

步骤 2：把样方面积内各个组分碳含量的单位转换成碳储量评估的常用单位 (MgC/ha)。单位转换方法如下（可以用 1 000 kg/Mg 和 10 000 m²/ha）：

$$\text{植被组分碳库 (MgC/ha)} = \text{碳含量 (kgC/m}^2\text{)} * \text{Mg/1 000 kg} * 10\ 000 \text{ m}^2/\text{ha}$$

针对每种植被组分都要算一遍。

步骤 3：在单个样方内，对所有植被组分的碳库求和。

$$\text{样方内总植被碳库 (MgC/ha)} = \text{\#1 组分碳库 (MgC/ha)} + \text{\#2 组分碳库 (MgC/ha)} + \dots + \text{\#n 组分碳库 (MgC/ha)}$$

每个样方都要算一遍。

步骤 4: 确定样方内平均植被碳库, 计算相关的标准差来确定变异程度或离散程度。

样方内平均植被碳库 = [#1样方总植被碳库 (MgC/ha) + #2样方总植被碳库 (MgC/ha) + ... + #n样方总植被碳库 (MgC/ha)] / n

标准差 (σ) 表示决定数据如何密集地聚集在平均值周围, 计算方法如下:

$$\text{标准差 } (\sigma) = \sqrt{\frac{(X_1 - \bar{X})^2 + (X_2 - \bar{X})^2 + \dots + (X_n - \bar{X})^2}{(N-1)}}$$

- \bar{X} 为样方内平均植被碳库。
- X_1 为#1样方的植被碳库, 单位是MgC/ha; X_2 为#2样方的植被碳库, 单位是MgC/ha; 以此类推。
- n 为样方数量。

步骤 5: 获得生态系统总碳储量。

一个小区的植被碳库 (MgC) = 样方的平均植被碳库 (MgC/ha) * 小区面积 (ha) 各个小区的总碳储量值加和起来, 得到总土壤碳库。

项目区域的总碳储量 (MgC) = #1小区的植被碳库 (MgC) + #2小区的植被碳库 (MgC) + ... + #n小区的植被碳库 (MgC)

步骤 6: 要获得这些相关测定值的变异程度或离散程度, 还需要计算所有数据的标准差。首先, 计算每个小区平均碳库的标准差 [在每一小区中, 通过步骤5计算出来的每个样品柱中的标准差 (MgC/ha) 乘每一小区的面积 (ha); 然后, 把每一小区的平均标准差加起来计算所有数据的标准差]。公式如下:

$$\sigma_T = \sqrt{\sigma_A^2 + \sigma_B^2 + \dots + \sigma_N^2}$$

- 这里 σ_T 为与测定值相关的总变异程度。
- σ_A 为小区A柱状样平均碳库的标准差 * 小区面积。
- σ_B 为小区B柱状样平均碳库的标准差 * 小区面积。
- σ_N 为剩余小区柱状样平均碳库的标准差 * 剩余小区面积。

这种方法可以在添加平均值时使用, 和组合来自各个小区数据时一样。

步骤 7: 最终的植被碳储量将以“平均值 ± 总标准差”来表示。另外, 最小和最大碳储量也可以通过先乘项目面积, 再乘最小和最大碳密度来使用。

项目区域内的总有机碳库 (从步骤5计算得到) ± 标准差 (从步骤6计算得到)

快速指南

第1步：样方设计

- 在选择样方时，样方的可进入程度和安全性是首要考虑的问题。
 - 切记，每个地点可能只有短短几个小时的采样时间。
- 研究区域的分区。
- 确定是设成固定样地还是临时样地。
 - 如果未来还要在同一个地点进行采样并比较两次采样的差异，就需要在固定样地中采样。
 - 如果只进行一次采样或不适合建立固定样地，就可以在临时样地中采样。

第2步：植被组分的测定（地上、地下生物量；活的和死的组分）

- 确定研究地点的相关组成和每个组分所需的采样面积。
 - 红树林
 - 活树
 - 灌木红树林
 - 枯立木
 - 藤本植物
 - 棕榈
 - 呼吸根
 - 凋落物层
 - 枯死树和倒木
 - 树木地下生物量（如果有异速生长方程，可以用于计算）
 - 潮汐盐沼
 - 灌木
 - 禾草和芦苇
 - 凋落物层
 - 枯死树和倒木
 - 海草床
 - 活生物量
 - 附生生物
 - 凋落物层
- 通过实验室分析或用异速生长方程计算得到生物量。
- 确定已知样方面积内的碳含量。

第3步：计算植被总碳库

- 对每个样方相对成分的碳储量求和。
- 确定一个小区内碳储量的平均值和标准差，再乘小区面积（对每一个小区做同样的计算）。
- 对每一小区碳储量求和，确定研究区域面积的总植被碳库，并计算误差。
- 在报告结果时，必须包括测定的变异程度和取样的总深度。





估测二氧化碳排放

主要作者

Catherine Lovelock, J. Patrick Megonigal, Neil Saintilan

共同作者

Jennifer Howard, Kirsten Isensee

前言

为了了解蓝碳生态系统减缓气候变化的机制，需要了解该生态系统的范围（详见第2章）、每个碳库的碳储量（详见第3章和第4章）、随着时间的推移有多少碳被排放或者固定下来（本章）。排放到大气中或被固定的碳量可以用气体交换的方法直接测定，也可以用更常见的方法来测定——碳储量变化。然而，其他温室气体（GHG），如甲烷（ CH_4 ）和氧化亚氮（ N_2O ）的排放量只能通过气体交换的方法来测量。评估蓝碳储量和温室气体排放量可以用于建立跟踪碳固定和排放趋势的基线，鉴别出引起排放量增加的活动，评估修复工作的进展，并与利益相关者进行沟通。这些信息能提升国家和机构的能力，以满足当前和未来的报告需求，参与碳市场贸易，将区域的缓解政策和管理实践推广到国家层面。

排放量的测定方法

测定碳储量的变化（作为 CO_2 排放量的替代指标），可以用两种方法：

（1）储量差分法。这种方法可测定两个不同时间点的碳储量，形成IPCC等级3的估测（Kauffman *et al.* 2014）。

（2）收支法。这种方法是基于科学文献和国家数据库中特殊活动（如种植、排干、重新增水和森林砍伐等）的碳排放因子，最终得到等级1和等级2的估测结果（GOFCC-GOLD 2009; IPCC 2013）。

此外，还有第三种方法，可直接测定温室气体的排放量。

（3）通量法。该方法通过直接测量或建模，估算土壤、植被和大气/水体之间的温室气体通量，得到等级2和等级3的估测结果。

一般情况下，这些方法可以混用，最终选择哪一个方法取决于项目的需求、可用的资源和所需的精度。

储量差分法

使用碳储量差分法，可选择两个（至少两个）不同时间点对每个碳库进行精确测定（ T_1 为第一次测量， T_2 为第二次测量），然后对每个碳库的变化结果进行比较和分析。这种方法不仅可以在宏观上跟踪总碳储量的变化，还可以表征个别碳储量的变化。假设活生物量减少，但死生物量碳库增加，就可以判定该生态系统在两个时间点之间表现为退化。但这种技术本身不能确定退化的原因（即自然因素或人为因素）。

第一次测量 (T_1)

准确的方法是在第一次编制清单时建立永久的固定样方，随后的测量就可以在相同的位置，采取相同的样方大小，应用相同的测定方案进行。如果不具备建立固定样方的条件，后续的测量可以在类似的位置进行，但要注意这样存在较大的误差。没有永久的固定样方，至少需要保证 T_1 和 T_2 两个时间点测量的面积一致，避免由于样方面积改变而导致的碳储量变化（IPCC 2013）。

碳库的测定根据第2~4章所列方法进行，用初始测量值作为参考点（基准）来衡量未来的变化。对于蓝碳生态系统的土壤来说，这尤为重要。土壤沉积增加（例如高程增加导致体积增加）或侵蚀时，大部分的碳库都会发生变化。以土壤体积变化为例，其变化将导致有机土基准的深度或底层基质的深度（如基岩）发生变化（图5.1）。恒定的土壤体积参考基准（如底层基质）非常有用，因为任何变化都可能来自土壤的淤积或侵蚀，而底层基质是恒定的（基准情景）。碳库等其他的测量将基于初始测量（项目情景）的结果。因此，必须为每个参数建立单独的数据库。

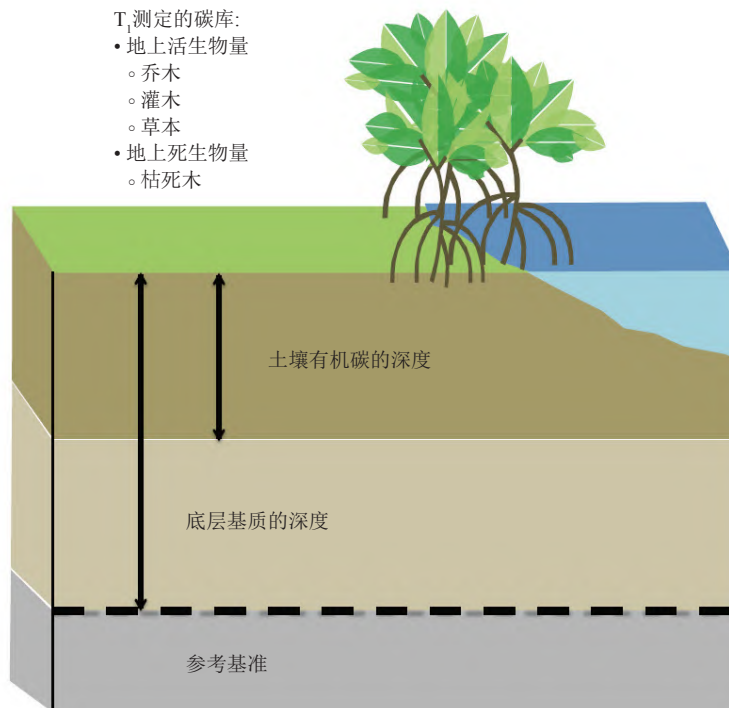


图 5.1 建立土壤体积的参考基准点

两次测量的时间间隔

建议依据项目地点、活动强度和观察到可测定变化所需的时间使用不同的测定间隔。如果该地点是原始环境，且未发生土地利用状况变化，测量的时间间隔应该与观察自然条件下碳储量变化所需要的时间相关联。例如，地上生物量由于冬季落叶而降低，但由于春季重新长叶而得到平衡，这样生物量碳库的规模就相对稳定。因此，没有必要每年进行测定，每5~10年测定一次即可。

土壤沉积也非常慢（其速率为每年几毫米），较深层的沉积物（在顶部几米内）比较稳定；如果生态系统不改变，沉积物很少变化。因此，土壤碳库可5~10年或更长时间（10~20年）进行一次测量即可。如果项目区域经历土地利用变化，或者周边的土地利用变化影响该区域，则应提高测定频率以便记录下那些显著的变化。

第二次测量 (T_2)

在 T_1 测量的相同位置或另一个可以代表原始测定区域大小和当前物种密度的替代位置，重复测量蓝碳。植被碳库可以根据第4章的步骤进行测定。 T_1 的碳清单可以作为测定植被碳库变化的参考值。

土壤沉积和侵蚀影响土壤体积或碳密度，因而测量土壤碳库更具挑战性。例如，当研究区域内发生明显的土壤沉积和侵蚀时，在 T_1 采集的地下0~100 cm深的土柱就不能对等于 T_2 时0~100 cm深的土柱（图5.2）。如前面所述，为了校正这个差异，必须通过建立参考基准来确定 T_1 和 T_2 之间土壤体积的变化。参考基准是植物地下部分活动影响不到的基准层（如根系生长增加的碳或在基准之上发生的表层沉积）。为建立参考基准，可在土壤剖面中定位一个标记，这标记不会随着时间的推移变模糊，而可以被清晰辨识。例如，从基岩或有机土急剧变化为贫乏的土壤（图5.2）。然而，那些常用于建立参考基准的方法并不能捕捉到完整的土壤剖面信息，这有可能是由于该特征基准以下的土壤体积变化太多。例如，1963年的土壤表层位置可以用铯137的峰值来标记。土壤表面高程测定系统（surface elevation table, SET）是一种昂贵但很精确的方法，它可以在没有清晰边界的情况下表征整个土壤剖面的体积变化。

利用便携式的机械装置——表面高程测定系统（SET）可以获得高分辨率的湿地土壤高程数据（图5.3）。SET的精确度达到1.5 mm，可以在任何湿地环境中测定高程的变化趋势（Cahoon *et al.* 2002）。更精确的是，它可以测定每年中从 T_1 到 T_2 的季节性土壤高程变化，建立变化趋势并确定每年平均的捕获率或损失率。如果不能进行常规测定，可以在一个不同但又相似的地点进行常规测定。虽然这种方法容易进行，但会导致结果的不确定性增大。土壤高程增加或降低的时间变化规律信息还可以参考政府机构的公告和研究者的学术报告。

关于SET-MH（表面高程测定系统-水平标志层）方法的详细介绍、使用科学家和使用地点的信息，可以登录美国地质调查局（USGS）的网站www.pwrc.usgs.gov/set了解。

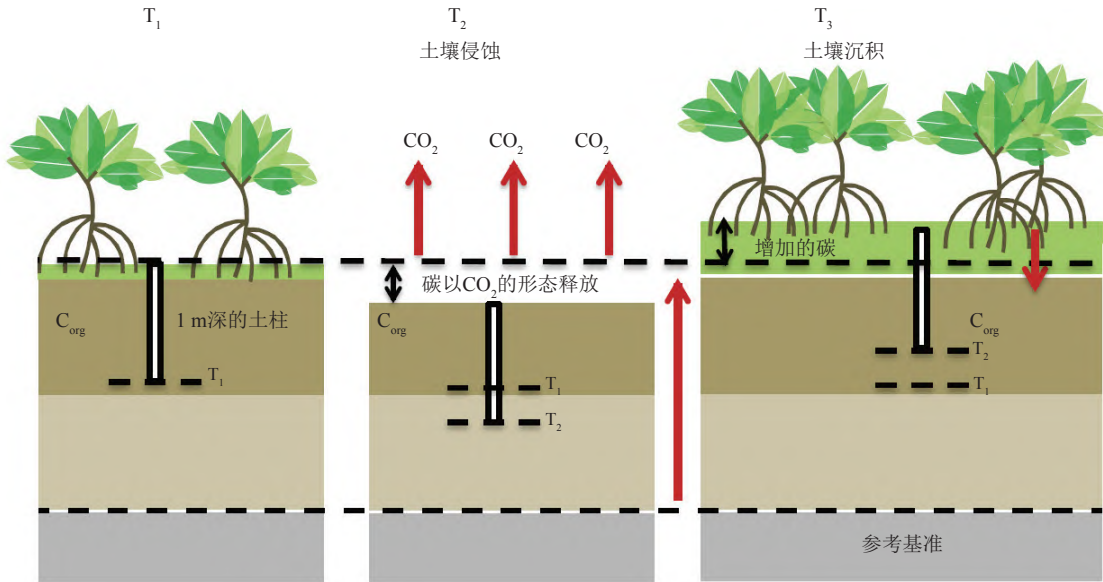


图 5.2 沉积和侵蚀对土壤样品的影响

参考基准通常被定义为“0”，以后的测定都与它对比。T₁表示第一次测量，T₂表示第二次测量。例如，T₂时土壤表层累积了3 cm，就会记录为“相对于基准增加3 cm”，此时原来的参考基准也会一同被记录。这个案例中的参考基准“0”是通过测量与表层土壤以下首要参考基准的距离来确定的。首要参考基准可能是岩床或者像黏土这样的特定土壤层（图5.1），或者是SET水准点的底部（图5.3）。

简单地说，SET-MH方法包含一个连接到水准点（当不锈钢柱被推入地下并且不能再继续推；从T₁到T₂，它始终保持不动）的测定系统。这个系统保存在地表之上，已知长度的测量针可以穿过平台，接触到土壤表面（图5.3）。测量这些针顶端到平台的高度。这些

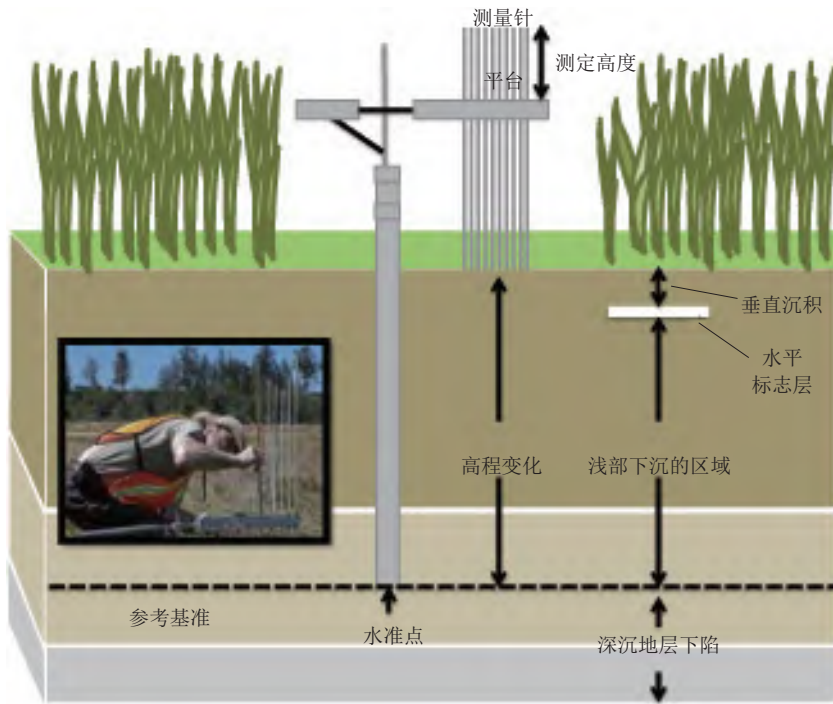


图 5.3 SET-MH方法示意

插入的图片是USFWS生物学家Bill Bridgeland 正在进行SET测定（© Roy Lowe, U.S. Fish and Wildlife Service）。

针的高度随着土壤表面的变化而改变，它们代表土壤表面高程的变化特征，与土壤体积变化相关。土壤体积变化是计算碳储量变化中必需的唯一参数。不过，与SET相连的水平标志层（MH）对计算土壤的浅部下沉（如由于根系分解而产生的土壤紧缩）提供了有趣并值得探讨的信息（Cahoon *et al.* 2002）。

举 例

- T_1 时测量针高度为100.46 cm
- T_2 时测量针高度为100.98 cm
 - 高程变化 = $100.98 \text{ cm} - 100.46 \text{ cm} = 0.52 \text{ cm} = 5.2 \text{ mm}$ （常用单位mm来描述土壤高程变化和海平面变化）
- T_1 时水平标志层的深度为0 cm
 - 在第一次测定时铺设水平标志层
- T_1 时水平标志层的深度为8.6 mm
 - 垂直沉积 = $8.6 \text{ mm} - 0 \text{ mm} = 8.6 \text{ mm}$
- 浅部下沉 = 垂直沉积 - 高程变化 = $8.6 \text{ mm} - 5.2 \text{ mm} = 3.4 \text{ mm}$

在土壤沉积的案例中，最顶端土壤的测定结果反映土壤碳储量随土壤体积改变而发生的变化（Lovelock *et al.* 2014）。

举 例

- T_2 时土柱顶端10 cm的容重为 0.195 g/cm^3
- 土壤表面高程的变化率（由SET-MH方法测得）为 0.52 cm/a
- 从 T_1 到 T_2 的时间为10 a
- 在这个时间段沉积的土壤高度变化为 5.2 cm
- 随着沉积作用而额外增加的土壤碳含量（在单个土柱中）= $5.2 \text{ cm} * 0.195 \text{ g/cm}^3 = 1.014 \text{ g/cm}^2$

这个数字可以用于上推公顷尺度的碳增量：

- 随着沉积作用而额外增加的总碳含量为 1.014 g/cm^2
- $1 \text{ Mg} = 1\,000\,000 \text{ g}$
- $1 \text{ ha} = 100\,000\,000 \text{ cm}^2$
- $1.014 \text{ g/cm}^2 * \text{Mg}/(1\,000\,000 \text{ g}) * 100\,000\,000 \text{ cm}^2/\text{ha} = 101.4 \text{ MgC/ha}$
- 将 101.4 MgC/ha 添加到系统中

如果该区域是侵蚀地貌，在土壤采样时，同样打入1 m长的土柱， T_2 时将比 T_1 时进入更深的土层中，而 T_2 时暴露在大气或水界面上的表层土壤在过去是在地下的。在这种情况下， T_2 时发生的土壤碳储量变化可以通过 T_1 和 T_2 之间重叠的土柱高度来计算（图 5.4）。

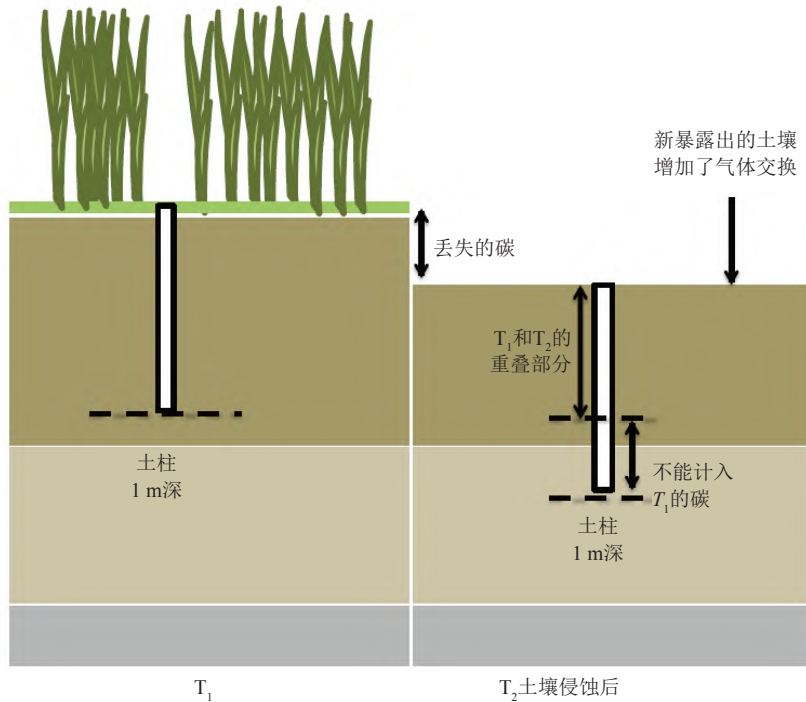


图 5.4 土壤表面由于浅部下沉或者侵蚀而造成的碳损失示意

T_1 表示第一次测量； T_2 表示第二次测量。

举 例

- 土壤表面高程变化率（由SET-MH 方法测得）= -0.86 cm/a
- 从 T_1 到 T_2 的时间为10 a
- 该时间段发生的土壤侵蚀为 -8.6 cm
 - 同时打入1 m长的土柱， T_2 时比 T_1 时进入更深的土层，多达 8.6 cm，因此， T_2 时土柱最底层 8.6 cm不能用于测定碳库变化
- T_2 时土柱上部 91.4 cm 的碳含量（用第3章的方法测定得到）为 69.2 g/cm^2

随后，这个数字可以上推到公顷尺度的碳增量：

- T_2 时土柱上部 91.4 cm的碳含量为 69.2 g/cm^2
- $1 \text{ Mg} = 1\,000\,000 \text{ g}$
- $1 \text{ ha} = 100\,000\,000 \text{ cm}^2$
- $69.2 \text{ g/cm}^2 * \text{Mg}/1\,000\,000 \text{ g} * 100\,000\,000 \text{ cm}^2/\text{ha} = 6\,920 \text{ MgC/ha}$
- T_1 时的土壤碳库 = $7\,205 \text{ MgC/ha}$
- 土壤碳的变化量 = T_2 时的土壤碳库 - T_1 时的土壤碳库 = $6\,920 \text{ MgC/ha} - 7\,205 \text{ MgC/ha} = -285 \text{ MgC/ha}$
- 因此，系统将损失碳 285 MgC/ha 。

测定碳储量或碳库的变化

某特定区域蓝碳生态系统的碳储量变化可以通过以下方法进行确定：

- 碳储量的变化 (MgC) = T_2 时的总碳储量 (总碳储量之和) - T_1 时的初始碳储量 (总碳储量之和)
- 以一个退化的盐沼为例：
 - 在2002 (T_1) 时测定盐沼的总碳储量 (相应碳库的总和) 是 34 667 MgC。
 - 在2012 (T_2) 时用同样的方法测定同一个盐沼的总碳储量 (相应碳库的总和) 是 25 167 MgC。
 - $25\ 133\ \text{MgC} - 34\ 667\ \text{MgC} = -9\ 534\ \text{MgC}$ (生态系统损失的碳)

假定所有的碳损失都排放到大气或水体界面以外 (详见以下关于碳计量的附加考虑), 总碳储量的变化量可以用于估测碳储量的年变化率和潜在的 CO_2 排放。

- 碳储量的年变化率 (MgC/a) = $(T_2\ \text{时的总碳储量} - T_1\ \text{时的初始碳储量}) / (T_2 - T_1)$
- 用上述例子的数据
 - $(25\ 133\ \text{MgC} - 34\ 667\ \text{MgC}) / (2012 - 2002) = -953\ \text{MgC}$
 - 相关 CO_2 排放量 = $953\ \text{MgC} * 3.67$ (转换因子) = 3 498 Mg

这种储量差分法被用于估算等级3的碳储量或碳库转换。对于有全国性碳库存系统的国家或者已经在进行监测的项目来说, 该方法是可行的, 因为不同生物量的碳储量已经按特定的间隔进行测定 (IPCC 2013)。但是, 这种方法要求测定每一种碳储量, 还要求有完备的资料, 这也限制了它的广泛应用。

收支法

当后续碳库的直接测定行不通时, 可以在最初的蓝碳清单测定之后使用这个方法。相反, 收支法需要使用活动的数据来解释 T_1 和 T_2 之间的碳储量变化。在滨海生态系统中, 导致碳库增加 (例如库之间的运输、植被恢复、植物年生长率和土壤淤积) 和碳库损失 (例如库之间的运输、土地利用变化、挖掘和风暴等自然干扰) 的活动很多, 有些影响是多种活动综合导致的, 有些影响还没有明显特征。因此, 这个方法可获得等级1和等级2数据。等级1数据从全球整合数据库 (如IPCC 2013的湿地附录) 的通用转换系数计算得到; 等级2数据从特定国家特定物种的转换系数得到。等级1和等级2数据的估算都需要特定国家的特定物种或特定项目的特定物种数据。

假设所有损失的碳都是通过大气或水体界面被排放 (详见以下关于碳计量的附加考虑), 给定面积的蓝碳生态系统的总碳储量变化就可以用收支法来计算。过程如下:

- 碳储量变化 (MgC) = T_1 时的碳储量 - [T_2 时碳储量的损失 (土地利用变化、自然灾害和侵蚀等) + T_2 时碳储量的增加 (土壤淤积、生长和修复等)]

举 例

- 2002年 (T1) 对1000 ha 盐沼进行测定, 估算其总碳储量是 34 667 MgC。
- 2007年有 200 ha盐沼被排干, 其排放率为7.9 MgC/ (ha · a) (IPCC 2013, 表 4.13)。
- 2010年有50 ha土地被重新灌水并恢复为盐沼, 其碳排放率为-0.91 MgC/ (ha · a) (IPCC 2013, 表 4.12)。
- 2012年 (T2) 进行第二次评估。
- 假设其他条件不变, 总碳库的变化估算如下:
 - $[200 \text{ ha} * 7.9 \text{ MgC} / (\text{ha} \cdot \text{a})] * 2010 - 2007) = 4\,740 \text{ MgC}$
 - $[150 \text{ ha} * 7.9 \text{ MgC} / (\text{ha} \cdot \text{a})] * 2012 - 2010) = 2370 \text{ MgC}$
 - $[50 \text{ ha} * -0.91 \text{ MgC} / (\text{ha} \cdot \text{a})] * 2012 - 2010) = -91 \text{ MgC}$
- 总碳库损失 = $4\,740 \text{ MgC} + 2\,370 \text{ MgC} + (-91 \text{ MgC}) = 7\,019 \text{ MgC}$
- 转换为 CO₂ 排放量 = $7\,019 \text{ MgC} * 3.67$ (转换系数) = 25 739 Mg

碳计量的附加考虑

计算碳排放时应考虑生态系统中所有增加的碳的来源和所有损失的碳的去处, 这非常重要。上述案例中, 计算 T₂ 和 T₁ 两个时间的碳储量变化时, 假定这些变化的碳以 CO₂ 的形式释放到大气或水体中, 这时碳排放量最大。但有时碳并未排出, 而是重新沉淀到邻近的生境或者深海中。这部分损失但并未排出的碳就需要校正。目前, 能支持选择校正因子的研究仍在进行, 通过这些校正因子能够描述排到大气中的碳的比例。

内源碳 (指在聚集的地方产生的碳) 可以包含在碳计量中。但在项目层面上考虑外源碳 (在项目边界外产生的碳和在项目区域中新堆积的碳) 很有挑战性, 因为这些碳从周边区域丢失但并未排出。例如, 在潮汐盐沼中, 侵蚀会减少该区域的碳储量, 这些碳可能被邻近的系统捕获并堆积下来。事实上, 海草沉积物中超过50%的碳是外源性的 (Kennedy *et al.* 2010)。本案例中, 如果假设第一个地方的碳损失导致该区域碳排放增加, 这就不正确了。

在活的植被碳储量案例中, 假设所有的碳增加都来源于植物生长和生物量增加 (内源碳), 而所有的碳损失都归咎于退化 (如毁林或天气事件), 这部分碳就转移到死的植被碳库中。死的植被碳库中的碳可以释放到大气或水体中, 也可以作为分解的植物材料而埋在土壤中, 或者通过风力或水流运输到周边的生态系统。其中, 释放到大气或水体中的碳可以计入碳排放; 埋在土壤中的碳将在土壤分析中算出; 迁移到新区域的碳可以忽略 (当小于 5% 时) 或者通过转换系数或模型估算。类似地, 沉积下来的外源植物碳 (如落叶和枝条) 可以忽略 (当小于 5% 时), 也可以通过转换系数或模型估算; 如果可以明显地区分开 (如在低潮带盐沼中的树木和枝条), 也可以作为独立的碳库来估算。

以土壤为例，地下生物量的增加和沉积作用都可以增加土壤有机碳。项目区域内由沉积作用导致土壤有机碳库增加的区域，需要应用补偿因子。补偿因子是基于碳储量的百分比得到的；碳储量的数值可以来源于外源土壤有机碳、已发表的数据、野外采样数据（如在海草床中可以用碳稳定同位素来追溯这些新累积的碳的来源，Kennedy *et al.* 2010），也可以来源于已经提出保守的固定因子（如50%的外源碳）或来源于模型。当土壤碳因为侵蚀作用而损失时，这些损失的碳（如再沉淀或者氧化成CO₂）的命运决定它们能否被计入CO₂排放量。此时，需要考虑补偿因子。在这个问题上，科学研究进展还不足以提出固定因子，只能借助野外数据和模型。到目前为止，仅有部分研究应用范围值（如25%~100%）作为表层土壤有机碳释放到大气中的经验值（Fourqurean *et al.* 2012a; Pendleton *et al.* 2012; Siikamäki *et al.* 2012）。

气体通量测定技术

要了解滨海湿地如何影响气候变化，必须先知道有多少温室气体从生态系统释放到大气中。虽然上述方法可以用来估算滨海生态系统的CO₂排放，但通量法是测定CH₄和N₂O的唯一途径，且这两种温室气体在系统中不会累积。同时，作为上述碳库变化测定的替代方法，通量法也可以直接测定CO₂排放。

一般而言，管理活动导致土壤被挖出，例如水产养殖塘的建设使红树林和潮汐盐沼排出大量CO₂（IPCC 2013）；大部分N₂O排放来源于水产养殖和陆地农业活动；重新湿润的地区可以增加CH₄排放。湿地和大气界面CH₄和N₂O交换的通量比CO₂的通量小两个数量级；然而，CH₄和N₂O的温室效应比CO₂更显著，在100年里，它们导致全球变暖的潜力分别是CO₂的25倍和298倍。基于这个原因，CH₄和N₂O相对较低的排放量对气候变化的影响更显著，而该效益的取得得益于湿地保护、建造和恢复。

除非生态系统有硝酸盐来源，如化肥的径流，否则N₂O的排放量通常可以忽略不计。CH₄的产生与盐度直接相关（Purvaja & Ramesh 2001; Poffenbarger *et al.* 2011）。盐度超过 18 ppt 的系统可以假定为CH₄零排放。从监测蓝碳生态系统排放的角度考虑，N₂O在原始区域的排放量很低或者没有，而在退化的区域排放量很大。以下的方法将以CH₄为例，但CO₂、CH₄和N₂O测定的原理是相同的。

静态箱法

这是最常见的测定CH₄（或任何温室气体）通量的技术。在这个方法中，CH₄（或任何温室气体）被封闭在闭合的箱体中，箱体只对土壤和植物根系开放，接着测定箱体内气体浓度随时间的变化（Megonigal & Schlesinger 2002; Lovelock *et al.* 2011; Sidik & Lovelock 2013）。通量测定需要建造或购买静态箱，建造木栈道以减少对测定区域的干扰。

静态箱的造价并不高，可根据植物类型和样地条件设计成各式各样，还可以成群布置以节约野外采样时间（图5.5）。但静态箱也有缺陷：可能改变植物的温度和光照条件；不能捕获以气泡形式（而非扩散）从土壤中释放出的 CH_4 ；从短时间气体排放量推算年际通量时必须做出假设。

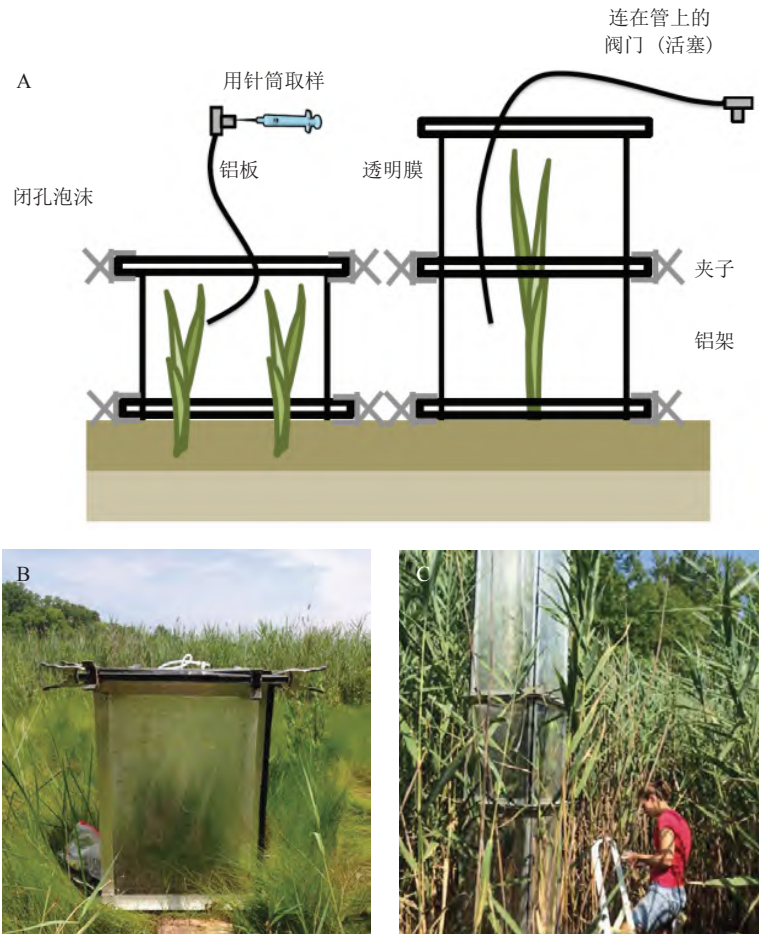


图 5.5 静态箱示意

箱子的体积必须调整到适应不同的植物（B & C）。（B, © Rachel Hagar, SERC; C, Eric Hazelton, SERC）

静态箱包括可以延伸到土壤或水中的基座和可以盖住植物并与基座闭合的密闭箱体。箱体一放上去，植物-土壤系统释放或消耗的气体将导致箱体内气体浓度发生变化。通过箱内的气体取样可以量化气体浓度的变化。该方法的精确度取决于室内空间和释放 CH_4 的土壤面积之间的比值。与 CO_2 相比，潮汐湿地的 CH_4 排放量通常较低，测定需要覆盖足够大的土壤表面（最少是 0.25 m^2 ）。可以通过延长测定时间来提高精确度，但测定时间过长，受阳光照射又会影响箱内温度，进而影响测定结果。

静态箱必须用不透气的材料制作。依据植被的情况，静态箱的侧壁可以是透明或者不透明的。当所覆盖的植物叶片属于压力式气体运输系统时（如芦苇），就需要用透明静态箱；当测定的植物是扩散式气体运输系统时（如米草），就没有必要用透明静态箱。不

透明静态箱不需要测定条件温度，使用比较简单，也可以用普通材料（如塑料垃圾桶）做成。由于 CH_4 通量较低，一般需要比较长的培养时间，必须对透明箱体中的气体进行降温，使其与大气温度的差值维持在 $2\text{ }^\circ\text{C}$ 以内。

其他需要考虑的问题包括采样时间和是否有栈道连接静态箱。如果 CH_4 排放量受到光的影响，必须分别在光下和黑暗中测定排放量，并以此估算24 h的排放速率。样地未淹水时，测定排放量就比较简单。目前研究报道淹水不会影响 CH_4 排放，但也有例外（Van der Nat & Middelburg 2000）。测定时必须特别小心，不要走入或者站在距离静态箱1~2 m的土壤表面，这种压力会使土壤中的 CH_4 气泡逃逸，人为增加了排放量。可以搭建简易的、高于土壤表面5~10 cm的栈道，便于采样员接近气室并操作，在第一次采样前安装静态箱的基座时也可以减少干扰。箱体中 CH_4 浓度主要用以下方法进行测定：用带气体阀门的针筒对静态箱的气体取样，将针筒中的气体打入储气瓶中储存（如密封瓶），用气相色谱分析标准气体和样品的浓度。

水流会影响海草的光合作用、气体交换、沉积物运输和附生植物的生长。因此，通量测定时对水流的限制和改变将影响通量估算值。在海草生态系统中使用的底栖静态箱要求静水时进行测定，不能模拟水生环境（流水）对植物的生理调节。

计算

气体通量的速率是通过测量静态箱中气体浓度随时间的变化获得，用这些数据得到的拟合曲线的斜率就是气体通量（图5.6）。为了获得数据，应该在几个连续的时间节点采样（如2 min、15 min、35 min、45 min、60 min和80 min），测定每次采样的 CH_4 浓度。通过以质量为基准的 CH_4 通量和静态箱中所有气体的质量之间进行换算得到斜率。以质量为基准的通量值除以静态箱内的土壤面积，得到以面积为基准的排放量。

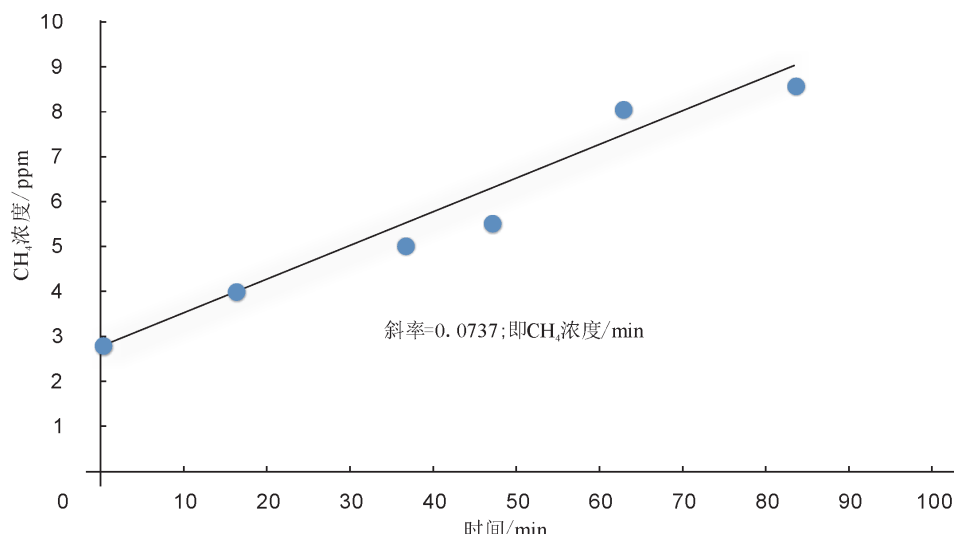


图 5.6 静态箱中的 CH_4 气体组成

对每个样品的气体浓度和时间（闭合气室和取样之间的时间）作图，获得最佳拟合曲线的斜率。

确定CH₄通量所需要的测定的参数如下（表5.1）：

- 大气压（假设为 1 个大气压）。
- 静态箱体积（L）。
- 气体常数 = 0.082 0 L · atmos / (K · mol) 。
- 每次测定时的开氏温度（ $T = 273 + t$ （摄氏温度/°C））。

表 5.1 计算通量箱中气体分子物质的量的方法示例

压力 (大气压)	静态箱体积 / L	气体常数 / [L · atmos/ (K · mol)]	温度 / K	静态箱中 气体物质的量 / mol
P	V	R	T	$n = PV/RT$
1	515	0.082 0	288	21.807 2

在气相色谱或类似的设备中测定气体样品，确定静态箱中CH₄占有所有气体的百分比，再用每个样品的结果计算斜率（图5.6）。

计算通量

- n （气室中气体总量）是物质的量，但CH₄的测定结果表示为 ppm，因此，要换算为统一单位。
 - 静态箱中气体分子数量为21.807 2 mol
 - CH₄的通量为0.073 7 ppm/min
 - 1 ppm = 1 μmol CH₄/mol气体
 - 0.073 7 ppm = 0.073 7 μmol/ (mol · min)
 - 在每摩尔气体中，有 0.073 7 μmol CH₄
所以，被排放到静态箱中的 CH₄ 总量是：
0.073 7 μmol/ (mol · min) * 21.807 2 mol = 1.607 2 μmol/min
- 计算单位时间单位面积的CH₄排放量，要除以静态箱内土壤的表面积（在这个案例中，假设它为 0.5 m²）
 - 1.607 2 μmol/min / 0.5 m² = 3.2 μmol (m² · min)
- 外推到 Mg/ (ha · d)
 - 1 440 min = 1 d
 - 1 ha = 10 000 m²
 - 1 mol = 1 000 000 μmol
 - 1 mol CH₄为16.042 g（依据CH₄的相对分子质量）
 - 1 Mg = 1 000 000 g
 - 3.2 μmol/ (m² · min) * 10 000 m²/ha * 1 mol / 1 000 000 μmol * 16.042 g/mol * 1 Mg / 1 000 000 g = 51 * 10⁻⁸ Mg CH₄/ (ha · min)
 - 51 * 10⁻⁸ Mg CH₄/ (ha · min) * 1440 min/d = 7.4 * 10⁻⁴ Mg (ha · d)
- 项目区域的面积是1 500 ha，该区域CH₄排放总量是：
 - 1500 ha * 7.4 * 10⁻⁴ Mg/ (ha · d) = 1.11 Mg CH₄/ (ha · d)

把这些测定外推到年[(Mg/ (ha • a)]，就必须对排放量随时间变化的水平做出假设，或者必须测量其随时间的变化率，用模型上推。随着时间的延长，置信度会降低。排放量具有季节变化，会随着温度、盐度和其他因子的变化存在短周期和长周期的变异 (Poffenbarger *et al.* 2011)。

涡度协方差法

涡度协方差 (eddy covariance, EC) 法可以选用，但这一方法比较复杂；它可以直接测量生态系统和大气之间的CO₂交换，具有开放性和原位测定的特征。然而EC非常昂贵，它需要建通量塔并需要进行复杂的数据处理。想要了解EC系统构建方法，可以查阅相关文献 (Aubinet *et al.* 2012; Burba 2013)。

红树林和潮汐盐沼中可以用标准的陆地EC系统 (Barr *et al.* 2010)。由于该系统是为陆地森林设计的，距离湿地较近的水体环境会影响读数，需要额外的数据处理来校正。目前用于海草的水下EC系统只能测定O₂的交换量，主要原因是CO₂传感器在水流中响应时间不够快 (Chipman *et al.* 2012)。

测定通量时，考虑碳损失的形态也很重要。碳可能以溶解性无机碳、有机碳或者颗粒态有机物的形式从滨海湿地中释放出来并迁移到邻近的生态系统中 (如红树林—海草—近海)。一般来说，以溶解态有机物释放的只是碳收支的一小部分 (Wetzel & Penhale 1979)，但以溶解性无机碳 (dissolved inorganic carbon, DIC) 从红树林中流失的比例很大 (Bouillon *et al.* 2008)。碳的水平通量通常因被大气中的通量掩盖而忽略，这是大气和土壤表面的碳通量可能与滨海湿地碳储量的测量结果不一致的原因。红树林、盐沼和海草生态系统中碳通量的不同评估手段是近期活跃的研究领域，它们有望减小这些生态系统碳收支估算的不确定性。



遥感和制图

主要作者

Abdullah (Faiz) Rahman, Marc Simard

共同作者

Chandra Giri

前言

红树林、潮汐盐沼和海草床等滨海生态系统的野外调查做起来费时费力，还有危险。野外调查过程中，传统的手工采样有时候也并不奏效，可能由于面积过大而无法在规定时间内完成，这就需要足够的时间来优化现场采样方案。考虑到上述不足，遥感技术在滨海植物群落结构调查和面积提取上可以发挥独特优势。

遥感技术对于蓝碳测定有至关重要的作用。它可用于监测蓝碳生态系统的大小和分区、样地设置和生物量的测定，为碳计量工作提供土地利用变化及碳储量时间变化信息。遥感测定可以在不同的空间分辨率上进行。根据传感器的不同，可以识别滨海植物群落不同的生物物理特征和结构特征。一旦投入使用，卫星可以连续多年提供信息，从大的空间和时间尺度上监测生态系统的自然和人为变化。

本章分析不同遥感方法的便利及局限，但不描述使用遥感的具体方法；鼓励蓝碳项目中引入遥感专家协助处理数据。通过本章的介绍，希望读者尽量熟悉遥感流程，在操作中选择适当的方法，以更有效地与遥感专家沟通需求。

遥感的基础概念

此节简要描述遥感的基本概念，更详细的背景资料和其他应用可以参考书籍（Green *et al.* 2000; Klemas 2010; Kuenzer *et al.* 2011; Giri 2012; Rees & Rees 2012）。

被动遥感和主动遥感技术

根据能量来源的不同，遥感可分为被动遥感和主动遥感。被动遥感系统的传感器可以记录反射的太阳光（光学的）从地球表面的温度（热学的）。光学成像和热成像是目前最常见的用于监测滨海生态系统的数据集。光学图像的使用和分析较为容易，但由于持续的云层覆盖，图像解译会受到阻碍，这在许多热带地区生态系统中较为常见。主动遥感系统通过传输自己的能量脉冲，测定其在目标物表面与传感器之间的传播时间和脉冲强度。主动遥感较为昂贵，但可以穿过云层和茂密的植被，提供更多信息。

每个传感器都在特定的光谱波段（如颜色）范围内工作并产生图像。波段是一组相近的波长或频率。例如，可见光包括电磁波谱中的蓝波段、绿波段和红波段；其他波段包括无线电波、微波和红外波。在滨海植被调查中主要使用可见光（即蓝光、绿光和红光）、近红外光（NIR）和微波。

被动遥感和主动遥感各有优缺点（表6.1）。最好能同时使用两种技术，以弥补单一方法的不足。

表6.1 遥感技术的优缺点比较

	优点	缺点
被动遥感	能形成类似照相机的图像，数据容易解释；不同光谱波段的反射可以用于对土地覆盖类型和植物种类的分类；可以通过近红外和红外波段的反射来判断植被的健康程度	成像需要太阳光，需要考虑季节变化（例如，极地地区不同季节的日照时间变化较大）；由于云对光线的散射和吸收，云覆盖将限制成像的能力（赤道地区长年有云层存在）
主动遥感	能传送自己的能量脉冲，通常不受天气和日光干扰；可以直接比较使用相同参数的图像（如模式、入射角、极化和处理程度）	比较昂贵；图像分析比较困难，而且根据所使用的参数会有很大的不同

分辨率

遥感数据的基本单位是像素。它是以地面长度来定义的，通常是单独的数值，代表一个正方形的边长。例如，30 m的空间分辨率代表一个像素是地面上30 m * 30 m区域的面积。图像分辨率代表着照片的细部内容，像元尺度越小，细部内容越突出（图6.1）。换句话说，30 m的分辨率可以辨认30 m * 30 m区域的任何细微特征（可用于测绘生态系统的范围）。但是，要看清任何小于30 m * 30 m的物体，则需要更高的分辨率（如在监测农业扩张时，需要10 m的分辨率）。建议使用高分辨率的卫星图像，以获取生态系统的全景及其健康状况。然后，在特定的区域内使用更高分辨率的图像。大多数情况下，对于蓝碳生态系统的制图而言，30 m分辨率的图像足够了。

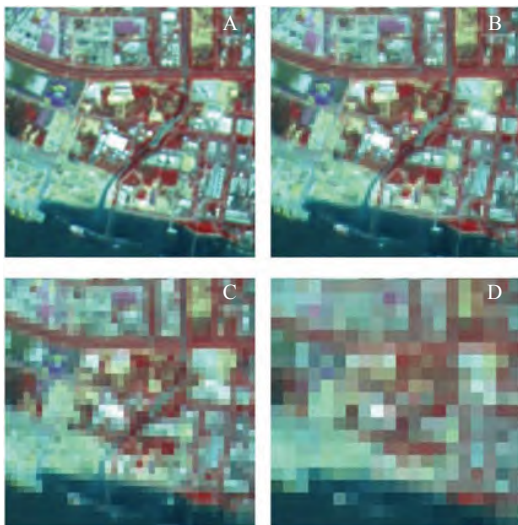


图 6.1 分辨率大小对同一区域视觉外观的影响

（A）10 m分辨率；（B）20 m分辨率；（C）40 m分辨率；（D）80 m分辨率。（© Centre for Remote Imaging, Sensing & Processing）

数据资源

20世纪70年代以来，很多国家发射了用于地表监测的卫星，创建了大量的遥感数据集。这些丰富的数据集价值巨大，但并非所有的数据都能免费获取。除了卫星数据，航空拍照也可以应用于滨海生态系统的监测，特别是在自然或人为造成的灾害之后（如飓风或石油泄漏），这些数据常常与特定研究相关，数据非常有限且不易得到。Landsat、MODIS、SRTM、PALSAR和ICESat/GLAS等的数据是免费的，也比较适用于研究全球尺度上的滨海生态系统。

Landsat

简介：Landsat是运行时间最长、使用频率最高的民用地球观测卫星。第一颗卫星发射于1972年，最新的系列卫星Landsat-8发射于2013年。迄今为止，Landsat数据在监测和绘制潮间带湿地上的使用最为广泛。该卫星携带了多波段传感器，包括从可见光到近红外波段的电磁波。Landsat-8增加了一个蓝色波段，以便监测沿海水体。Landsat-8是主动遥感，可提供光学的（30 m分辨率）和热学的（60 m分辨率）成像。该卫星的光学波段包括蓝色、绿色、红色、近红外和反射太阳光的中红外区域。这些波段的不同组合可以用于监测植被健康、季节变化、叶面积指数、土地覆盖变化、森林砍伐和造林的情况。想要了解



图 6.2 Landsat - 8 数据图像示例 (© NASA)

Landsat卫星，可登录网站<http://landsat.usgs.gov/>查看相关消息。

数据：Landsat卫星的数据可以从很多地方浏览并下载，但最可靠的来源是美国地质调查局（USGS）网站。登录Landsat Look Viewer的网站（<http://landsatlook.usgs.gov/>）可以浏览已有的数据和下载伪彩色的JPEG格式的图像。登录GloVis的网站（<http://glovis.usgs.gov/>）可以浏览和下载单个图像。登录EarthExplorer的网站（<http://earthexplorer.usgs.gov/>）可以搜索和下载一个覆盖所有可用图像区域的多个图像。这些网站界面很清楚，一目了然，浏览和下载数据都非常容易。EarthExplorer的网站页面可以根据用户的不同要求筛选数据，例如不同的日期、云覆盖面积和Landsat卫星。

潜在应用：在蓝碳的研究方面，Landsat图像可用于生成植被指数（vegetation index, VI）产品。该产品用于表征植被存在或缺失及相应的茂密程度。班纳尔等人（1995）对不同植被指数及其用法进行了详细的综述。归一化植被指数（normalized difference vegetation index, NDVI）和增强型植被指数（enhanced vegetation index, EVI）是最稳健和应用最广泛的两种指标，但它们各有局限性。NDVI指数在中度至高度植被密度下容易出现饱和，导致植被在很密的生态系统中被低估。EVI不会饱和，但蓝色波段的反射会由于大气中蓝光的散射蓝色波段的噪声而明显。最近的研究表明：在滨海生态系统中，改进型的EVI（EVI2）更适用于植被密度的精确评估。与NDVI不同的是，EVI2不会饱和；而和EVI相比，EVI2未引入蓝光波段，噪声不会明显增加。

由Landsat图像计算得到的VI数据，可以评估滨海红树林、潮汐沼泽和海草生态系统的植被覆盖程度。高VI数值意味着叶面积指数较高，其植被密度也较高。结合野外观测的植被密度，可以制作整个研究区域 30 m分辨率的生物量空间分布图。

MODIS

简介：中分辨率成像光谱仪（moderate resolution imaging spectroradiometer, MODIS）是设置在NASA的Terra和Aqua两颗卫星上的传感器。Terra于1999年发射，在上午从北向南经过赤道，围绕地球旋转。Aqua于2002年发射，在下午从南向北经过赤道。Terra和Aqua两颗卫星的MODIS每一两天就可以完全覆盖地球的表面，获得具有36个光学波段的数据，分辨率为250 m、500 m和1 000 m。图6.3展示了MODIS数据的图像。与MODIS相关的详细信息可登录NASA网站<http://modis.gsfc.nasa.gov/>了解。

数据：MODIS各处理过程和各等级产品可从NASA的MODIS网站下载（如土地利用变化动态产品中心LPDAAC, http://lpdaac.usgs.gov/products/modis_products_table）。但每个MODIS数据单元覆盖的区域可能比蓝碳的项目区域面积大很多。区域性的数据更适合从NASA橡树岭国家实验室（Oak Ridge National Laboratory, ORNL）变化动态产品中心（Distributed Active Archive Center, DAAC）的网站下载（<http://daac.ornl.gov/MODIS>）。该网站很直观，提供下载数据的详细步骤说明。该网站还可以下载含经纬度信息的geo-tiff文件数据，可以用图像处理软件或地理信息系统（geographic information system, GIS）的软件打开。

潜在应用：与Landsat数据相似，MODIS的VI数据可用于鉴定滨海生态系统的植被密度。当与实地生物量数据结合时，这些数据还可以绘制大面积生物量分布图。MODIS的另一个重要的应用是沿海地区面积的变化监测。从2000年开始，MODIS就收集了全球陆地和海洋表面的数据，为研究沿海地区植被覆盖的变化提供每日时间序列的数据。由于MODIS最高的分辨率是250 m，基于这些数据的EVI2指数可用于研究滨海红树林和潮汐盐沼随时间的变化。利用MODIS数据分析大面积红树林破坏情况的具体方法见相关文献（Rahman *et al.* 2013）。

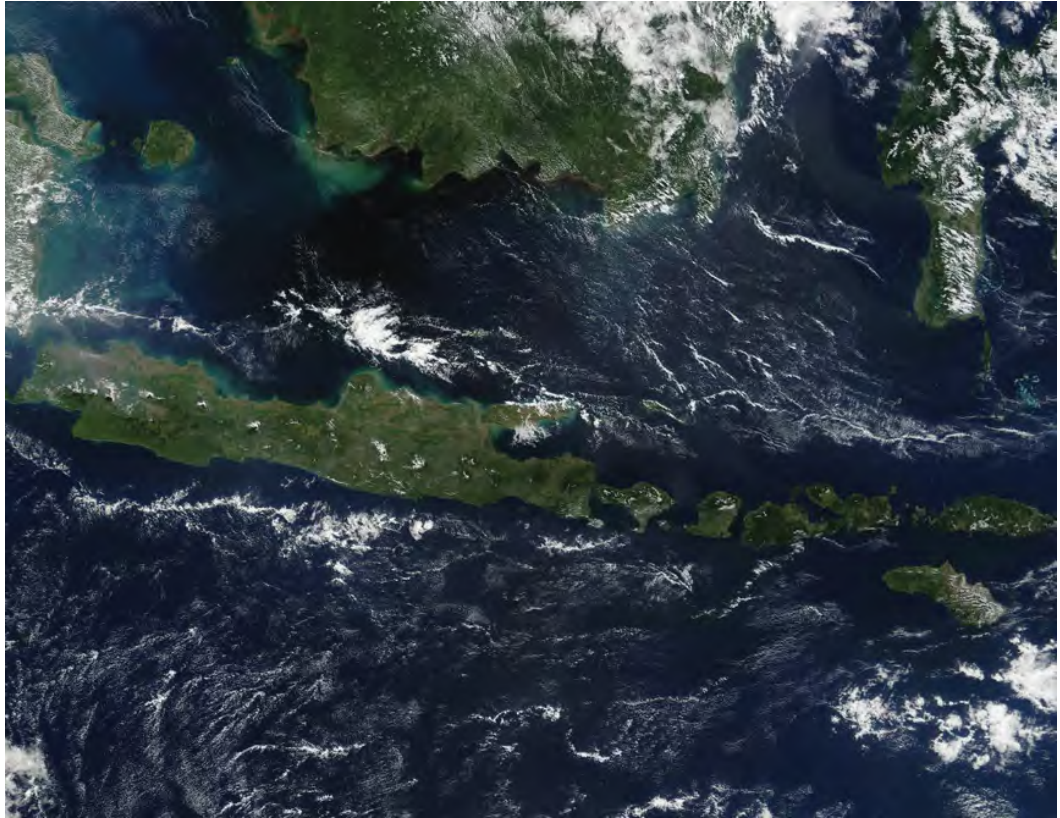


图 6.3 MODIS数据图像示例

(© NASA)

SRTM

简介：航天飞机雷达地形测绘任务（shuttle radar topography mission, SRTM）于2000年2月11—22日搭载到“奋进号”航天飞机上。该数据集采用单通道雷达干涉测量技术，利用两种不同的雷达天线获取两个信号。其中一个雷达天线安装在航天飞机上并收集一个数据库；另一个数据库是由航天飞机上伸出的60 m的顶端安装有天线的长桅杆来收集的。根据两个信号的差异计算出地面的高程。但数据集仅限于美国地区，加工后的数据分辨率是1弧秒（大约30 m）；在全球范围内的分辨率为3弧秒（大约90 m）。图6.4展示了SRTM高程数据的图像。

数据：USGS EarthExplorer 网站提供了美国地区 SRTM 的数据库（<http://earthexplorer.usgs.gov/>）。全球范围的SRTM数据可从国际农业研究磋商组织（Consultative Group on International Agricultural Research, CGIAR）联盟的空间数据网站下载（<http://srtm.csi.cgiar.org/>）。NASA发布了第3版的SRTM数据，可以很好地区分水体和海岸线。第2版的SRTM数据含有来自美国国家地理空间情报局矢量化的海岸线掩模，被称为SRTM水体数据（SRTM water body data, SWBD），网址为<http://dds.cr.usgs.gov/srtm/>，数据是ESRI Shapefile格式的。所有的版本都含有适当的文件元数据。

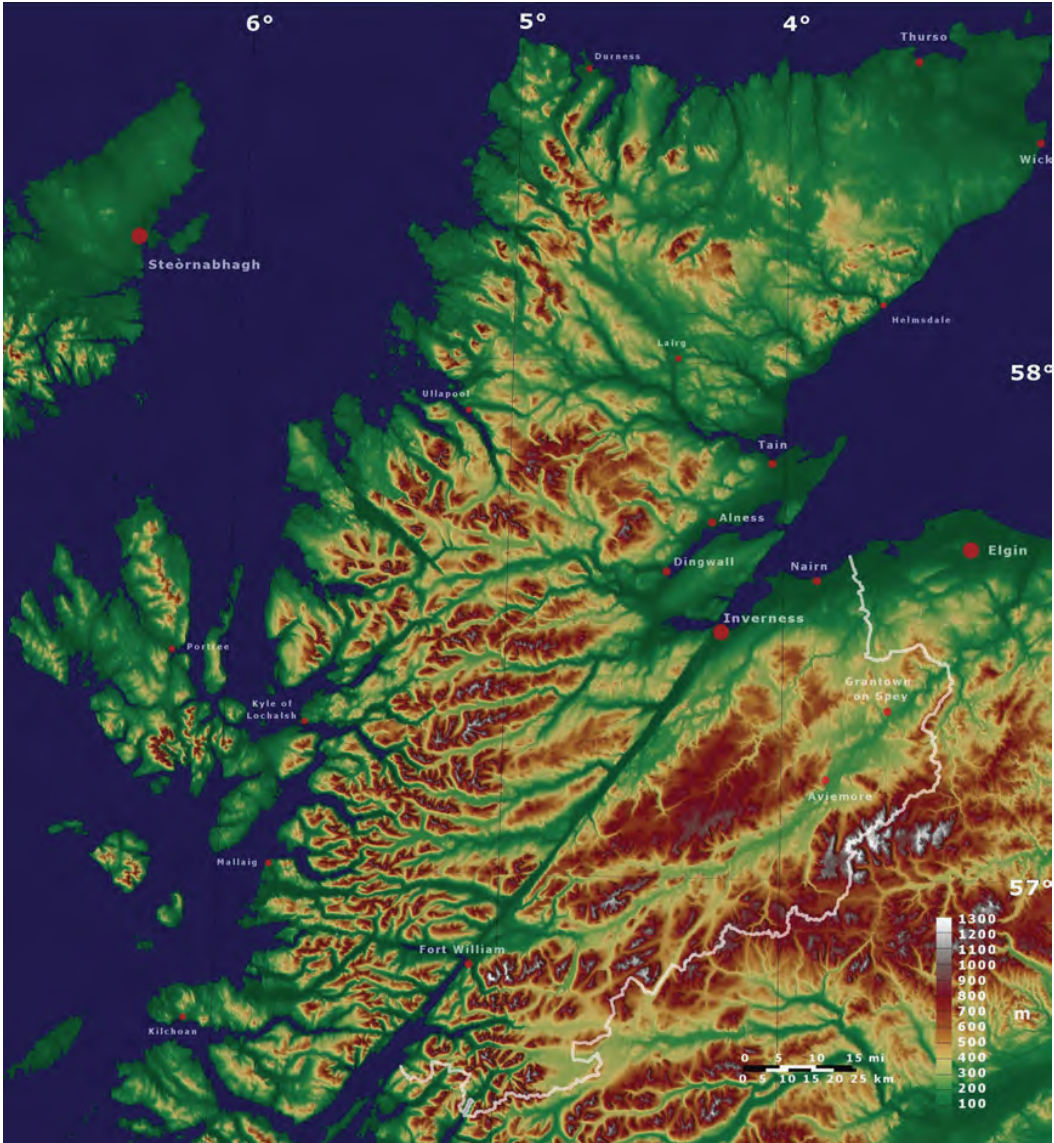


图 6.4 SRTM高程数据的伪彩色图像示例

(© PawelS Wikimedia Commons)

潜在应用：在蓝碳估算中，SRTM主要用于绘制水域和红树林生境的地图。由于红树林生长在海平面以上，SRTM数据可能会提供红树林的植被高度。由于红树林生长缓慢，还可以用2000年以后的数据来估测未受干扰的红树林的植被高度。结合代表地上生物量、冠层高度和胸径相关关系的异速生长方程，SRTM数据还可以提供红树群落的生物量，可以用2000年以来的被破坏或砍伐区域的数据估算该区域地上生物量的损失（Simard *et al.* 2006; Simard *et al.* 2008）。

PALSAR

简介：日本航空航天勘探局（Japan Aerospace Exploration Agency, JAXA）相控阵L波段合成孔径雷达（Phased Array L-Band Synthetic Aperture Radar, PALSAR）数据的时间范围是 2006—2011 年，它们于 2014 年发射新的遥感器。PALSAR 是主动微波遥感器，用于实现无云计算和日间观测。这是完全偏振的设备，用以测定横向电磁波的偏振。PALSAR 可发射和接收水平波（H）和垂直波（V）的不同组合方式，包括高分单极化 HH 模式（即水平发射水平接收模式）、VV 模式（即垂直发射垂直接收模式）、双偏振测定（HH+HV或VV+VH）和全偏振测定（HH+HV+VH+VV）。不同极化下的散射模型可以提供植被结构信息。它还具有宽观测带ScanSAR模式，也有单偏振测定（HH或VV）模式。高分单偏振 HH 模式或 VV 模式的空间分辨率大约为 12 m，ScanSAR 模式的分辨率为 100 m。图6.5展示了PALSAR图像数据。

数据：PALSAR数据可从阿拉斯加卫星设施（ASF）网站<https://ursa.asfdaac.alaska.edu/cgi-bin/login/guest/website>上下载。可用ASF的 *MapReady* 软件插入数据产生 *geotiff* 格式的图像。可以用Lee过滤器减少那些降低图片质量的背景噪声，图像可以为每一个偏振进行拼接（HH 和HH，HV 和 HV）。

潜在应用：细束波数据可以用来制作数字高程模型图（digital elevation maps, DEM），提取地形数据或估算滨海生态系统的生物量。为了提取滨海植被的信息，我

们建议利用主成分分析（principal component analysis, PCA）方法。第一步是从HH和HV的图像中创建一个雷达森林退化指数（radar forest degradation index, RFDI）。RFDI 能评估双反射散射的强度，即雷达波从水平（地面）和垂直（草和树干等）表面的散射。这个二次散射有可能区分不同类型的植被。接下来对 RFDI、HV 和 HH 层进行叠加，以创建一个三波段图像。研究表明：PCA1 可以清楚地区分水体和植被，因此可以用于绘制滨海植被的退化图（主要是红树林）；PCA2 可用于估测分辨率12 m以下的植被高度。这个数据结合野外数据就可用于估算滨海生态系统的生物量。

图 6.5 PALSAR图像数据示例
(© JAXA)

网站www.eorc.jaxa.jp/ALOS/en/doc/fadata/ALOS_HB_RevC_EN.pdf上可以找到来自JAXA的ALOS PALSAR 数据文档。第7章将对 PALSAR 数据进行详细说明（包括根据用户需求在不同级别处理数据所需的步骤）。JAXA也在www.eorc.jaxa.jp/ALOS/en/palsar_fjf/fnf_index.htm上发布了全球拼接融合的ALOS PALSAR 数据，可用于监测土地利用变化和生物量。

ICESat/GLAS

简介：ICESat卫星于2003年1月12日发射，经过7年运行和18次激光器运行活动后，主要部件失效，终止科学任务。地球科学激光测高系统（Geoscience Laser Altimeter System, GLAS）的主要任务是测定冰盖海拔及其随时间的变化，次要目的是测量云层和气溶胶高度状况、地面高程和植被覆盖、海冰的厚度。ICESat/GLAS的激光雷达数据包括2003—2009年的全球数据。

数据：美国国家雪冰数据中心（National Snow and Ice Data Center, NSIDC）发布了15个来自ICESat卫星上GLAS设备的1级和2级的数据产品。详细信息可在NSIDC网站<http://nsidc.org/data/icesat/data.html>上找到。

潜在应用：GLAS数据可估测几米分辨率下的冠层高度（Simard *et al.*, 2011; Simard *et al.*, 2008; Fatoyinbo & Simard 2012）。新的ICESat-2卫星发射于2016年，在良好条件下，其数据可能具有更细密的空间覆盖。

值得一提的是，还有很多数据并未汇总。来自欧洲的卫星数据，如SPOT数据已经用于滨海生态系统的研究，但这些数据库访问受限。一些商业卫星，如IKINOS、GeoEye和QuickBird的数据也已经在滨海生态系统的研究中应用，但是这些数据在空间和时间范围上有局限性，也不是免费的。声呐数据主要用于水下海草床绘图，但数据很少。可用于蓝碳估算的声呐数据应用、其局限性和潜力还处于研究阶段，目前还未在全球范围内使用。

因此，提出清晰的目标，与可信任的遥感专家讨论，以选定最具可操作性、最适合项目的传感器和数据处理方法，这样可以确保产品符合项目的研究目标（详见第2章）。

数据的获取与处理

一旦项目的数据类型、分辨率和尺度确定，就要处理获取的图像（图6.6）。这就需要遥感专家。但是，对图像进行处理的范围应该在图像的元数据中记录下来（详见第7章）。

遥感数据量大，时间跨度长达几十年，很需要专业人员和专业软件下载和处理。因此，在现实中一般需要10~32个星期来实施一个项目。这个时间范围在很大程度上取决于组织者的经验，特别是在除了可免费提供的档案之外，还需要额外的图像或其他步骤（如数据提供者和软件程序）。可以快速获得的原始数据对使用者很有吸引力，因为可以将某人自己的校准或导航公式应用于这些元素数据中，而不是直接使用来自某些数据提供商的标准算法。当然，这种方法也有缺点，在数据可用之前，用户必须具备硬件、软件和人员来处理数据。

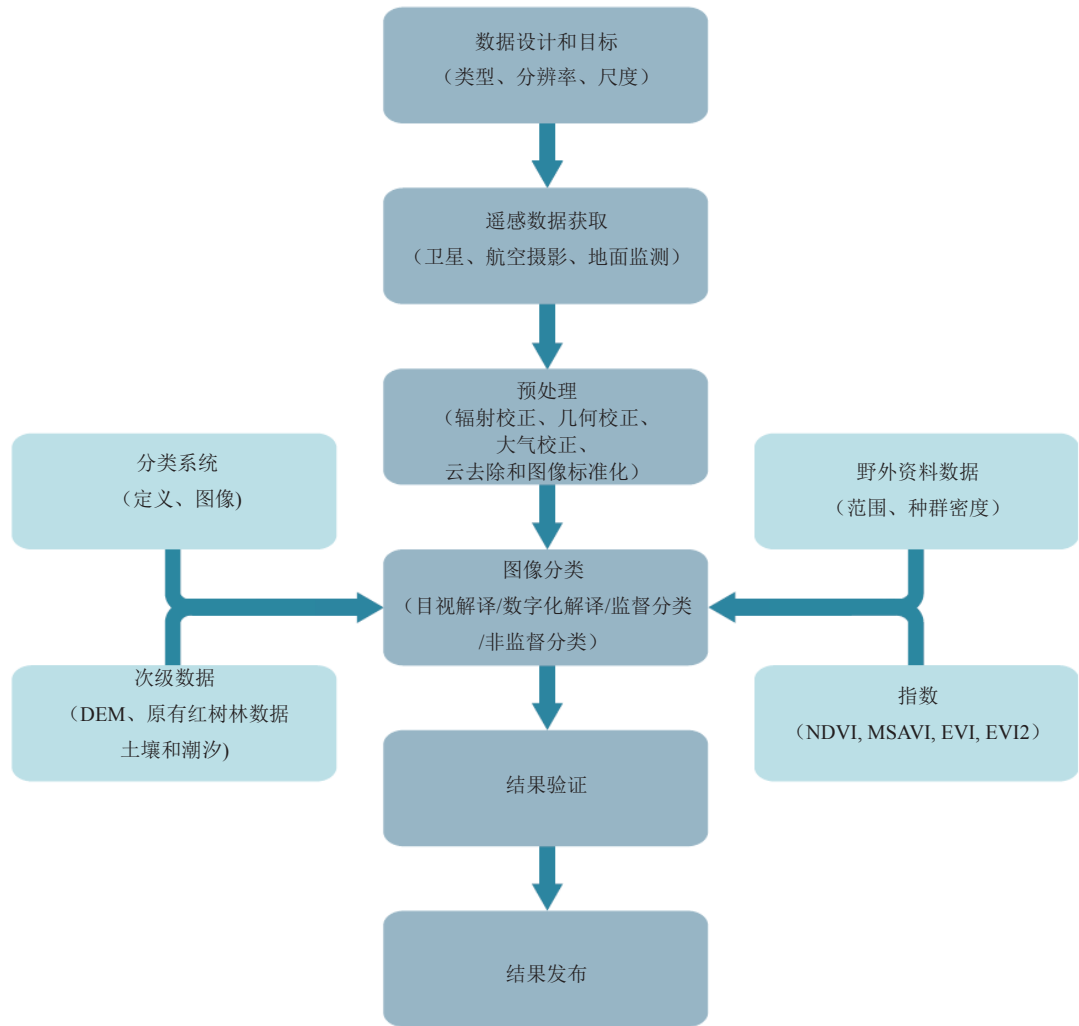


图 6.6 遥感图像的处理步骤

遥感数据的预处理包括校正图像处理过程中出现的扭曲变形、退化和噪声，通过产生校正图像从而消除这些异常。通常情况下，图像需要进行辐射（烟雾和大气散射）和几何方面问题（地球的旋转和卫星定位）的校正。在大多数蓝碳生态系统分布的热带地区，长期的云覆盖是一个主要问题。当没有雷达数据可供使用或雷达数据成本高时，可以用不同时间收集到的独立图像拼接成无云图片。这个时间范围取决于变化速率。例如，如果测绘的生态系统相对稳定，就可以拼接几年时间的图像，而不漏掉任何信息。但是，如果生态系统以每5年10%的速度被破坏，就只能利用最近一年的图像，以获得尽可能准确的遥感地图。长时间或覆盖区域大的数据需要对图形进行标准化处理。

一旦图像被获取和预处理来创建可用的图像，它还需要进一步处理来提取项目相关的数据：处理涉及图像的分类（如树木、灌木、水和泥滩），还可能包括植物的营养成分、密度和生物量。其他资料，如已知的植被覆盖、密度、种类组成、管理历史和曾经的干扰等，都对图像的分类很有用。次级数据，如潮汐信息、高程地图、已出版或未出版的生态系统地图和报告，也很有价值。联合国土地覆盖分类系统（Land Cover Classification System, LCCS）是定义地图类别的推荐标准（Di Gregorio & Jansen 2000; Di Gregorio 2005）。分类结果需要使用高分辨率遥感数据或者地面真值数据进行验证。

遥感数据的潜在应用

制图

利用遥感手段进行生态环境制图和分类，通常需要将像元数据值和确认的特征（植被覆盖类型、开放水体、潮滩、内陆沼泽、森林湿地或者裸露的土地类型等）关联起来。结合地面验证和建模，遥感技术可以生成独特的光谱信号，测量生态系统的范围和类型。有时还可以提供物种级别的信息（详见附录E）。但是，遥感技术还是无法自如区分滨海湿地和内陆植被、计算植被稀少地区的植被面积、常规监测个体物种等（Heumann 2011）。

绘制滨海生态系统地图有许多技术。红树林和盐沼分布在潮间带范围内（可达海平面上2 m），可用地面高程和潮差的数据来确定这些生态系统的潜在位置。大范围的精确的DEM数据很少，对于感兴趣的区域，需要更多地方性知识来指导设定适当的限制。还可以运用与高低潮相对应的时间序列图像来绘制潮间带的范围（Murray *et al.* 2012）。合成孔径雷达（synthetic aperture radar, SAR）数据在当地和区域尺度上测绘和监测的应用日益增加。SAR可以穿透森林冠层并与更大的植被组成（枝条、树干和地上根系）相互作用而显得尤其有用（Lucas *et al.* 2007a; Souza-Filho *et al.* 2011; Nascimento Jr *et al.* 2013）。SAR数据也可以用于鉴定红树林的结构参数，如植株密度、树干面积、高度、生物量、年龄分布和群落结构（Aschbacher *et al.* 1995; Mougin *et al.* 1999; Held *et al.* 2003）。UNEP-WCMC于2010年更新出版《红树林世界地图集》（Spalding *et al.* 2010）基于Landsat数据，全球红树林分布的基线图也获得了更新（Giri *et al.* 2011）（图6.7）。UNEP-WCMC还收集了全球盐沼分布范围，该地图在2014年秋季开始使用。

用遥感测绘海草床的范围最困难。水体浑浊度、颜色、太阳耀斑和覆盖在海草叶片上的附着生物可能会降低海草的光谱反射信号，阻碍设备的水下观测能力。海草生长的密度范围很广，密度的不同使其传感器返回的信号不一致。在干净水体条件下，遥感图像能够用来测量密度范围在25%~100%的海草床（Roelfsema *et al.* 2009; Pu *et al.* 2012），结合地方性知识、航拍图像和实地观察，可以成功地测绘海草的大致轮廓。



图 6.7 2000年全球红树林分布图（应用30 m分辨率的Landsat卫星数据解析）
（Giri *et al.* 2011）

冠层高度和生物量的测绘

除了生态系统范围的制图，遥感技术也可以用于测绘生物量，生物量还可用以进一步评估地上部分的植被碳库。生物量根据物种组成和冠层高度来测绘，有几个数据集都可以达到这个目标。GLAS数据可以评估几米精确度内的冠层高度（Simard *et al.* 2008; Simard *et al.* 2011; Fatoyinbo & Simard 2013）。德国航天局发射的新型星载干涉测量系统TanDEM-X可用于测定盐沼植物的高度、生物量和红树林的冠层高度。2000年2月，STS-109成功搭载SRTM任务，收集了地球上80%地面的地形数据、雷达后向散射（HH、VV偏振）和干涉相干性数据。SRTM高程测定可以用来评估2~4 m精度的冠层高度，但对于测绘盐沼高度来说，这还不够（Simard *et al.* 2012）。“奋进号”卫星装备有两个雷达天线，通过它们的信号干涉模式可以获得地形高度。

非洲（Fatoyinbo *et al.* 2008; Fatoyinbo & Simard 2013）、美国的佛罗里达州（Simard *et al.* 2006）和哥伦比亚地区（Simard *et al.* 2009）等区域的红树林高度和生物量的基线图已经完成。2015年出版了全球性的地图。与SAR数据结合，高度测绘图不仅可以提高生物量评估的准确度，还可以用于测绘红树植物种类（Held *et al.* 2003; Lucas *et al.* 2007b）。例如，一些科学家标注了大面积地上根系系统出现的区域（如红树科植物占优势的红树林）随着生物量增加而相应减少的后向散射（Held & Ticehurst, 2003; Lucas *et al.* 2007）。红树林一旦达到一个高度的临界值，通常会发生这种减少。有科学家建议把 10 m作为临界值（Lucas *et al.* 2007）。利用这些观察到的红树林特征，发展出可以区分红树林类型（有或无地上根系）和种类的新型红树林制图技术。

生态系统变化的监测

监测影响蓝碳生态系统的恢复和保护工作、土地利用变化引起的退化和破坏作用很有价值，特别是对于国家碳核算计划和气候的减缓与适应策略监测而言。尽管如此，科学家们还未绘制出区域到全球尺度范围内的滨海生态系统变化的系统图。

对于区域性的评估，建议使用中等空间分辨率（小于 30 m）的光学数据（如Landsat数据）。尽管已经有成功的案例（Spalding *et al.* 1997; Giri *et al.* 2011），但是常规监测还是很难进行。在某种程度上是因为热带地区长时间的云覆盖阻碍了常规监测的进行。有时可用SAR克服这个难题（Souza-Filho & Paradella 2003; Nascimento Jr *et al.* 2013）。SAR可以用来监测已有基线内外的变化（在基线图可用的情况下），这些数据可以与相应的生物量数据互相补充。利用长时间序列的Landsat传感器数据（包括最近发射的Landsat-8的数据），也可以监测到变化量。

碳库的估算

结合生态系统范围、种类和生物量图与实地测量的平均碳储量数据，可以评估全国性、地区性和全球性的碳储量（De Fries *et al.* 2007）。与此相似的是，结合蓝碳生态系统的退化、保护和恢复，这些数据可用于监测碳储量的变化和估算碳排放（排放或清除）。遥感的历史数据可以用来重建碳储量和排放历史，以作为参考值（Gibbs *et al.* 2007）。这项技术已经用于红树林，在盐沼和海草的研究中也可以尝试应用。

运用遥感计算构建碳储量图和监测碳排放的书和综述文章很多，它们可以提供更详细的背景资料和方法。

与野外数据相验证

在遥感数据的资源应用中，特别是与地面覆盖相关的土地利用案例中，遥感数据与地面参考数据（地面实况数据）通常是相互补充的。与其他区域相比，快速变化或容易分类错误的土地利用应该依靠地面实况数据，最好是单独开展实地调查。高分辨率的航空影像或卫星图像也很有用。

目前，可以远距离测定的参数包括某个生态系统是否存在物种、叶面积、冠层覆盖度、冠层高度和植被生物量等内容。因此，必须对相近的参数开展地面实况调查。每块野外样地都应该对应于图像上的一个像元，布设的采样点应该涵盖整个生态系统的宏观结构属性。在湿地生态系统中，典型的样地常常只相隔几米，可能不适合于用遥感测定。但在 1 ha 的样地中，可以精确地描述冠层异质性并为遥感的应用提供校正。如果还不行，可以使用代表当地群落结构（公顷尺度）的样地来测定，这些样地一般在几十米范围内。

收集地面实况数据时，应当让当地社区参与。尽管在与地方、国家或国际的决策者沟通蓝碳生态系统重要性的议题上已经取得了重要进展，但是这些工作仍处于初级阶段，还需要继续努力以确保相关项目的实施。野外工作促进了社区内的相互关系，并使社区民众获得归属感，在项目完成后的很长一段时间内仍然可以激发他们对保护和恢复该生态系统的持续性支持。

结 论

遥感技术被灵活应用（包括不同卫星和机载传感器的互补）时，它们可以为滨海生态系统的研究和管理提供强大的数据支持。记录滨海环境微小或明显的变化时，每种传感器都有独特的优势。因此，合并不同传感器数据可以为滨海景观的生物物理和结构组成提供相关的信息。与实地考察或用船调查相比，遥感可以更快、更完整和更经济地监测和评估植被和水文的长期和短期变化趋势（Klemas 2013）。



数据管理

主要作者

Jennifer Howard, Maciej Telszewski

前言

用第2~5章介绍的方法收集数据后，就要对数据进行记录、管理和存档。对于精确记录数据和高效分析、使用数据来说，数据管理非常重要。这不仅包括科学地分析滨海生态系统的碳储量，还包括将数据应用于滨海湿地的保护和管理实践，将滨海生态系统纳入温室气体的核算中。此外，生态系统数据应该能被广泛访问和应用。

遗憾的是，滨海生态系统的碳数据获取并不容易，特定的数据还不够完整或者精确度不够，无法广泛应用。不同的数据通常使用不同的参数、计量单位、时间，这导致不同研究的数据难以对比。为了缓解这种情况，本章推荐了一套具有统一结构和格式的收集和管理数据的方法，以便不同研究之间的数据可相互比较。

管理和发布数据的原因

无论规模或范围如何，项目都应优先考虑滨海碳数据的管理（MIT图书馆）：

- **收集资料：** 有效地记录数据，确保对数据进行正确描述。这是为了未来能使用，确保其他用户能正确地辨认出数据源和作者。
- **符合报告要求：** 基于对碳项目的认证和资助（包括科学研究、保护行动和政策）的要求，需要一些数据管理计划以确保项目的完整性。

记录和管理数据有许多直接便利，它使得数据能被广泛使用。这意味着数据应该公开，通过发表文章、做学术报告，担任其他项目的顾问，将数据提交到开放访问的数据库等，供他人使用。数据的传播有以下好处：

- **促进和支持其他项目或研究：** 允许包括研究人员在内的其他用户使用数据，避免重复工作，支持那些没有能力收集基础数据的项目，允许广泛和综合的分析与比较。
- **促进数据传播：** 使数据能够存储和传播，减少响应数据请求和创建系统（如个性化网站）花费的时间，让使用者可以自己存储数据。
- **增加数据可见性：** 通过广泛地访问数据库，使数据被其他用户（如决策者、项目开发人员或科学研究人员）使用，增加项目的可见性和关联性。

基于透明化和标准化协议的互用性，使用质控合理的数据将对蓝碳生态系统各个领域的重大决策产生深远影响：

- **蓝碳：**改善蓝碳的评估方法，支持将滨海生态系统纳入国家气候缓解和适应的战略中；
- **生态系统服务：**对沿海社区和其他受益人提供生态系统效益的全面评估；
- **资金：**支持以市场为基础的保护滨海生态系统的工具；
- **脆弱性评估：**使滨海生态系统的环境影响评估和风险评估更具代表性；
- **管理能力：**有效地将适当的滨海管理措施纳入国家管理和保护战略中。

数据的收集

用于评估滨海生态系统碳库的数据，都是从野外和实验室收集获得的。所有数据都来自那些附带条件描述、位置和其他关于测定方法的元数据。详见表7.1。

表 7.1 典型滨海蓝碳项目收集的数据类型示例

举例	遥感	野外调查	实验室测定
日期	红树林生境面积	胸径 树高	土壤样品的碳含量
相关元数据	卫星信息 (组织、类型、编号)、 传感器类型、 使用的数据库、 参数和代理服务器等	测定的数据 树木的种类、 物种分布区(经度和纬度) 用于测定胸径的方法、 描述胸径测定的位置等	日期、所用工具的类型 (分析方法和模型： 元素分析仪或灼烧法)、 样品编号和描述、 所用的对照和方案等

描述性数据的记录

为了确保所有需要的数据和相关的元数据都被记录，在收集样品过程中记录数据非常必要。记录数据的方式有很多种(文字说明、录音磁带和影像资料等)。其中，文字是最有效的记录方式。进行野外工作之前，优先考虑制订好数据收集计划。事先确定在野外调查和实验室分析中收集到的准确变量和数据的范围，让野外和实验室的文字记录尽可能有的放矢，预先明确要写什么、怎么写、何时写，确保收集到所有需要的数据。

写什么：让现场或实验室的所有人员使用预制的工作表做记录。这很有效，它不仅会使数据以相似的方式组织起来，还能确保所有相关的野外和实验室数据及其元数据一致。收集到的信息类型取决于取样的内容和项目的目标(附录F~H)。

怎么写：预先确定数据和元数据描述所需的详细级别、使用的度量单位和要记录的数据类型。如果使用代码或缩写，一定要有预定义的参考列表。在野外，操作比较高效的方法是让团队中的一个人负责记录测定数据和备注信息，这也使团队成员能更高效地完成自己的任务，而不是停下来做笔记。实验室里，每个研究人员都应该有一份个人实验笔记，并对自己的笔记负责。

何时写：原则上，每个研究人员都应该在测量完成后尽快地做笔记（如记录下土柱刚取出时的长度），尽可能少地依赖于记忆。但并不鼓励过度细致地做记录。因此，要将准确记录数据所需的时间，在整个工作表中预留，这非常重要。

影像数据

特别是在野外实验中，除了文字描述数据之外，还应建立影像数据来记录野外样地、土柱和植被、参加人员和采样过程等。这些都是很有用的数据。

记录方法也应该相同，保持所有采样过程的影像数据一致。

- 例如，红树林中常用的方法是在样方中间向四个主要的方向（N、S、E、W）拍摄四张照片（Hall 2001a, b）（图7.1A）。
- 在海草和潮汐盐沼中，从上往下垂直拍摄照片。每个样方拍照的数量取决于拍到能够代表整个样方的健康程度所需要的照片数量（图7.1B）。

拍照人姓名和所属机构、拍照地点（如果有，请提供GPS定位）、拍照日期等元数据都要用笔记录下来，这有助于日后鉴定每张照片。所有照片以电子版形式和其他项目数据存储在一起。照片及其相关的元数据记录要备份。

对生态系统变化的监测而言，照片是很有用且很简单的记录方式。在不同的时间、同一地点拍摄照片，可以设立摄影监控系统。这种摄像监控既简单又便宜，能高效地监测植被和生态系统变化。通过适当的地点标记和文档记录，照片可以在很多年内被不同的使用者高精度使用和复制（Hall 2001a, b）。

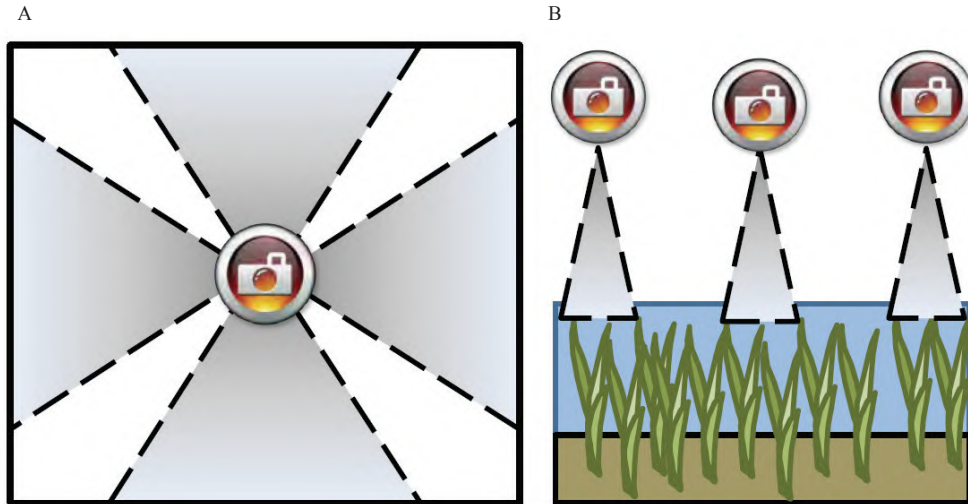


图 7.1 拍照监测的位置示意

(A) 在红树林样方中，拍照人站在样方中间朝四个方向各拍一张照片；(B) 在海草和盐沼中，照片从上往下垂直拍摄，以便获得该区域群落外观的总体印象。

数据质量的保证和控制

每天的野外实验结束后，所有的数据都应该汇总到数据审核者那里。在数据记录者面前，审核者马上审核数据的完整性、易辨认程度和精确性，以防有不一致的数据。审核者认为数据记录质量符合要求，就在审核过的数据上签名，附上对审核过程中发现问题的批注，以备将来使用（图 7.2）。

实验室记录应该写在记录本上，记录本应该一直保留在实验室内，以防丢失或损坏。完成一项研究后，应对记录本进行扫描或拍照，相关的影印副本也保存在实验室中，供日后参考。可在定期的实验室例会上讨论结果和解决问题。

野外和实验室数据经过数据审核者的审查，要输入计算机进行分析并上传到数据库。数据输入者检查到计算机中的条目和原始数据表不一致时，要纠正数据表上的错误，就应该在数据表的底部签名并标注数据输入的日期（图 7.2）。所有问题都应该记录下来，以便将来纠正。另外，随机抽出一部分数据表（大约10%）和计算机输入的数据进行校对审核。审核者不能同时是数据输入者，数据审核者应该针对审查的数据对任何出现或者纠正的问题进行注释（图 7.2）。更重要的是，野外的项目主管要重视数据表上提到的所有问题，以便采取预防措施。

数据表

数据审核	数据输入	输入数据的审核
姓名: _____	姓名: _____	姓名: _____
日期: _____	日期: _____	日期: _____
注释: _____	注释: _____	注释: _____
_____	_____	_____
_____	_____	_____

图 7.2 数据记录表示例

数据表包含数据记录者、质量控制人和质量保证人的信息。

数据质量的保证和控制过程如下：

- 使用预先确定的工作表收集野外数据（附录 F~H）。
 - 每天向审核者提交数据；
 - 数据审核者审核每页数据表并签字。
- 实验室数据记录在室内实验记录本上。
 - 在每周的例会上进行数据审核。
- 将数据输入计算机。
 - 数据审核者将所有数据输入预先设置的程序中（如 Excel 文档）；
 - 另一个人负责审核输入的数据并确保数据准确易懂。

报 告

报告要尽可能简单，就像报告某一特定区域的生态系统总碳库一样。但这一总碳库由单独测定的所有组分组成，因此，报告可以更具体地分解为每个特定的碳库（如土壤、树木、灌木、草本和凋落物层等）及其对总碳库的贡献。由于土地管理、土地利用或气候变化的影响，生态系统的各部分碳库可以更清晰地解释和更准确地反映总碳库的变化。同时，对单个碳库更容易进行统计分析，进而反映整个生态系统碳库的变化。

图片展示（如柱状图或饼图）也是描述不同碳库的有效方法。与碳储量相关的照片一起可能有助于解释植物的组成和结构，解释其与生态系统碳库的关系。图形数据对于快速解释单个碳库的大小，及对其与生态系统其他结构组分进行比较而言，是很有价值的。同时，图形数据对于比较相似的生态系统（如不同区域的潮汐盐沼）的结构或比较不同生态系统（如红树林和其他森林）的结构而言也非常有价值。

数据分享和可访问性 (数据库)

高质量数据的开放访问是公共利益。数据共享鼓励科学探索和辩论，促进科学创新。同时，它还能促进数据使用者和创造者之间的合作，降低重复收集数据的成本，为数据收集的研究人员提供信誉，为项目开发、政策、教育和培训提供资源。共享数据的最有效方式是设立开放访问的数据库。

数据上传

数据的价值通常取决于时效性。将数据上传到数据库或存储库，最好是在研究完成后且结果已经发布或实现其项目目的后尽快执行。对于较小的研究而言，可以快速分析研究数据并提交。大型研究的数据，收集到的数据在一段时间后可能会被发布，或者是在特定的分析和结果最终确定和发表后，才被发布。

数据库的选择标准

一般来说，符合以下条件的数据库就是有用且可信任的：

- 提供公共数据和元数据的标准和格式；
- 允许任何组织以通用格式提交数据；
- 被科学团体认识和引用；
- 解决数据所有权问题：将数字对象标识符（digital object identifier, DOI）的编号分配给每个提交的文档，以便使其能够立即被引用。

目前，全球的蓝碳研究和监测工作还未拥有协调数据的基础设施。本地数据集确实存在，但很多都难以访问或有许可限制，或者数据本身不兼容。国际蓝碳科学工作组已确定将滨海碳排放数据的管理作为一项优先行动。这一行动将通过蓝碳生态系统的研究、政策制定和野外实施等方式，来支持其保护、有效管理和激励机制的建立。作为一个统一的社区倡议，国际蓝碳科学工作组决定建立一个全球海岸碳数据档案（以下简称“数据档案”）来支持更好的数据管理实践和标准化，并以一种相同的格式将所有可获得的滨海生态系统碳数据汇总在一起。

“国际蓝碳倡议”的全球海岸碳数据档案

在国际社会中，蓝碳生态系统越来越受到重视，但国际社会对蓝碳生态系统空间分布和碳储存水平的总体认识有限，这限制了将蓝碳议题纳入地方和国家政策的机会。在全球范围内，滨海生态系统的碳储量和通量数据非常不完整，可用的数据还未整合。世界各地的研究者通过大量的野外工作来收集这些数据，但共享这些数据的途径很有限。“国际蓝碳倡议”希望建立蓝碳数据档案，该档案将提高对全球碳储存和蓝碳生态系统碳排放估算的准确性和置信度；努力成为滨海蓝碳科学团体继续发展的中心基础。该档案将被分为三类，每一类都是蓝碳滨海生态系统的一部分，每一类都根据特定生态系统量身定做。整个数据集和预先确定的子集合及其元数据的链接，都将永久地存储在数据存档中并免费向公众开放。每个数据集都会被分配一个DOI号码，使每个数据集都可以被引用，这解决了数据的权属问题。

数据档案的目标：

- 通过基于已知空间、时间和流程的相关数据的数量来提高项目成本。
- 创建基于最大化输入质量和数量的模型研究平台。
- 允许基于网络的数据可视化（如制图）。
- 为准确预测提供坚实的基础，加强社区对国家层面的政策建议。

数据归档的开发计划已经在实施中。该倡议在2015年完全发挥数据库的功能。



附录

附录 A

其他指南文件

本表是一份指南文件，用于测量蓝碳和获得碳信用。所列文件是国际公认的温室气体计量方法和监测程序。使用这些方法，遵守相应程序即可得到当前可用的、符合相关标准的结果。

名称	组织 ^①	发布日期	分类	文件的目标
潮汐湿地保护的温室气体补偿方法标准	“美国河口恢复”机构	2015年	碳认证	该方案概述核证减排标准（Verified carbon standard,VCS）和通过审核的程序。该程序可用于估算由潮汐湿地保护减少的净温室气体排放量。该活动旨在保护环境利益，包括温室气体的减排和固定
潮汐湿地和海草床恢复方法	“美国河口恢复”机构	2014年	碳认证	该方案概述核证减排标准（VCS）和通过审核的程序。该程序可用于估算所有盐度条件下恢复潮汐湿地和海草床而减少的净温室气体排放量。该活动旨在保护和重建环境效益，包括温室气体的减排和固定
国家温室气体排放清单：湿地（IPCC 2013）增补	政府间气候变化专门委员会	2014年	碳认证	该方案测定红树林碳库、滨海湿地活体生物量和枯死木的碳库、有机土和矿物土（用于提取、排水和重新灌水，植被恢复活动）等变化导致的更新数据。估算人为活动的CO ₂ 排放量和湿地土壤迁移对数据的影响，更新相关数据。估算水产养殖的N ₂ O排放、红树林和潮汐盐沼的恢复和植被恢复的CH ₄ 排放
滨海湿地建造方案（VM0024）	美国路易斯安那州海岸保护和恢复机构	2014年	碳认证	该方案量化湿地建造活动的温室气体效应；主要关注基质的构建和植被的构建这两方面的情况，通常是建造新的湿地（如恢复已经退化为开放水体的湿地）而综合实施的。该方按还允许单个项目的执行

^① 只列出主要机构，下同。

续表



名称	组织	发布日期	分类	文件的目标
美国密西西比三角洲的退化湿地恢复方案	Tierra资源有限公司	2013年	碳认证	该方案详细描述密西西比三角洲退化湿地的恢复活动中温室气体减排量计算的程序。这种模块化的模式为许多类型的湿地恢复项目（包括需要水文管理的项目）提供了灵活性，允许用户决定是否将湿地的损失纳入基准
退化红树林的造林和恢复方案（AR-AM0014）	清洁发展机制（Clean Development Mechanism, CDM）	2013年	碳认证	该方案概述CDM批准的程序。该程序对红树林造林或恢复造林情况下的温室气体的减排和清除量进行估算。使用该方法进行估算，可以排除或涵盖死木和土壤有机碳的碳库，但不涵盖凋落物层的碳库
实施小尺度CDM湿地的造林和恢复项目活动的简化基准和监测方法	清洁发展机制CDM	2013年	碳认证	该方案概述依据CDM标准进行的小尺度项目。为应用CDM简化形式进行的湿地造林项目和恢复项目提供温室气体的减排和清除量的估算程序
REDD+ 方法模块（VM0007）	避免森林砍伐合作伙伴	2010—2015年	碳认证	使整个项目的活动范围覆盖在三个VCS项目类别下，即通过减少森林砍伐和森林退化（reducing emissions from deforestation and forest degradation, REDD）降低排放、恢复造林和植被恢复活动（reforestation and revegetation activities, ARR），湿地恢复和保护（wetlands restoration or conservation, WRC），或者组合这三个类别，在复杂的环境（保护和生境恢复相结合，或实施单一类别干预措施）中为核算过程提供最大的灵活性

名称	组织	发布日期	分类	文件的目标
滨海湿地碳项目实施导则（暂定名称）	联合国环境规划署（United Nations Environment Programme, UNEP）和国际林业研究中心（Center for International Forestry Research, CIFOR）	2014年	蓝碳测定和项目设计指南	结合碳项目和滨海湿地项目开发的经验，示范实施蓝碳干预措施的最佳实践原则。这些干预措施包括改善滨海资源（建立在其缓解气候变化和其他生态系统服务基础上）的管理和政策活动，以及通过碳融资支持的项目。该指南基于项目团队开发的经验，并辅以实地考察和访谈
蓝碳实践手册（暂定）	“美国河口恢复”机构, Silvestrum	2014年	蓝碳测定和项目设计指南	在VCS标准下，提供任何恢复潮汐湿地和海草床，以及任何使用美国河口恢复计划方法发展蓝碳项目的详细指导
建设蓝碳项目：介绍性指南	阿布扎比全球环境数据倡议（Abu Dhabi Global Environment Data Initiative, AGEDI）	2014年	蓝碳测定和项目设计指南	该指南试图促进基于蓝碳方法的保护和恢复滨海生态系统项目的讨论。它是依据现有潜在常见蓝碳项目元素的概要，简单介绍了需要考虑的主要问题。该指南旨在补充现有的蓝碳报告和行动计划，并有可能激发下一步的项目支持
红树林的结构，生物量和碳储量的测量、监测和报告草案	国际林业研究中心（CIFOR）	2012年	蓝碳测定和项目设计指南	描述了红树林结构、生物量和碳储量的测量、监测和报告的方法。基于碳储量和碳汇的价值以及其他许多优势，使红树林得以成为碳减排计划的优秀候选，可以在发展中国家建立REDD+加强森林碳储量的机制

附录 B 公式

第1章

总碳库 (MgC/ha) * 面积 (ha) = 等级1评估的研究区域总碳储量 (Mg)

- 总碳储量 = 特定生态系统的平均碳储量 (见表 1.2)
- 面积 = 被调查的生态系统面积

每公顷的潜在 CO₂ 释放量 (MgCO₂/ha) = 当前生态系统的 CO₂ 转换系数 * 系统的碳储量

- 转换系数为3.67, 即 CO₂ (44) 与C (12) 的相对分子质量之比
- 系统的碳储量 = 给定生态系统的平均碳储量

第3章

压缩校正系数 = 所采集的土柱长度 (cm) / 穿透的土壤深度 (cm)

校正后被压缩土柱的长度 = 深度间隔 * 压缩校正系数

容重 (g/cm³) = 土壤干重 (g) / 原始体积 (cm³)

预干燥土壤样品的体积 = [π * (土壤采样管半径)²] * 样品深度

灼烧失重 (%) = [(燃烧前干重 (mg) - 燃烧后干重 (mg)) / 燃烧前干重 (mg)] * 100

无机碳含量 (%) = {[酸化前干重 (g) - 酸化后干重 (g)] * 0.12 / 酸化前的干重 (g)} * 100

- 其中, 0.12指C占CaCO₃相对分子质量的 12%。

样品有机碳含量 = 总碳含量 (元素分析仪或LOI) - 灰化样品的无机碳含量 * 灰化后样品干重 / 灰化前样品干重)

土壤碳密度 (g/cm³) = 容重 (g/cm³) * %C_{org} / 100)

土柱各层样品的碳含量 (g/cm²) = 土壤碳密度 (g/cm³) * 取样间隔厚度 (cm)

#1土柱总碳含量 = A 部分的碳含量 (g/cm³) + B 部分的碳含量 (g/cm³) + C 部分的碳含量 (g/cm³) + ... = 一个土柱中所有的分层样品的碳含量

土柱样品总碳储量 (MgC/ha) = 土柱样品的碳含量之和 (g/cm²) * 1 Mg / 1 000 000 g) * 100 000 000 cm² / 1 ha)

土柱样品的平均碳含量 = #1土柱的碳含量（步骤4的结果）+ #2土柱的碳含量 + #3土柱的碳含量 + … + #n土柱的碳含量 / n

$$\text{土柱样品之间的标准差 } (\sigma) = \sqrt{\frac{(X_1 - \bar{X})^2 + (X_2 - \bar{X})^2 + \dots + (X_n - \bar{X})^2}{N-1}}$$

- \bar{X} 为每个土柱的平均碳含量
- X_1 为#1土柱的结果，单位是MgC/ha； X_2 为#2土柱的结果，单位是MgC/ha；以此类推
- N 为总土柱样品的数量

项目区域总有机碳含量 (MgC) = [A小区土柱的平均碳含量 (MgC/ha) * A小区面积 (ha)] + [(B小区土柱的平均碳含量 (MgC/ha) * B小区面积 (ha))] + …

$$\text{各层间的标准差 } (\sigma_T) = \sqrt{(\sigma_A)^2 + (\sigma_B)^2 + \dots + (\sigma_N)^2}$$

- σ_T 为与测量值相关的总变异
- σ_A 为A小区土柱碳含量的标准差 * 小区面积
- σ_B 为B小区土柱碳含量的标准差 * 小区面积
- σ_N 为其他层土柱碳含量的标准差 * 所有小区面积

第4章

红树林生物量通用方程（美国）= $0.168 * \rho * D^{2.471}$

- ρ 为木材密度 (g/cm³)
- D 为胸径

红树林生物量通用方程（亚洲）= $0.251 * \rho * D^{2.46}$

- ρ 为木材密度 (g/cm³)
- D 为胸径

红树林生物量通用方程 = $0.0509 * \rho * D^2 * H$

- ρ 为木材密度 (g/cm³)
- D 为胸径
- H 为树高

藤本植物生物量 (kg) = [离地面1.3 m的直径 (cm)]^{2.657} * e^{0.968} * ln[离地面1.3 m的直径 (cm)]

呼吸根生物量 (kg) = 取样呼吸根的平均干重 * 小样方内呼吸根数量



凋落物层生物量 (kg) = [部分样品干重 (g) / 部分样品鲜重 (g)] * 样方中所有凋落物湿重 (kg)

倒木生物量 (kg/ha) = 体积 (m³/ha) * 平均木材密度 (kg/m³)

树木地下生物量 (kgC) = 0.199 * 木材密度 (g/cm³)^{0.899} * 树木胸径 (cm)^{2.22}

植被碳含量 (kgC) = 生物量 (kg) * 碳转换系数

- 红树植物的碳转换系数为0.46~0.50
- 灌木红树林的碳转换系数为0.46~0.50
- 红树林枯立木的碳转换系数为0.50
- 藤本植物的碳转换系数为0.46
- 棕榈植物的碳转换系数为0.47
- 木本棕榈植物的碳转换系数为0.47
- 呼吸根的碳转换系数为0.39
- 凋落物层的碳转换系数 (红树林和盐沼) 为0.45
- 凋落物层的碳转换系数 (海草) 为0.34
- 倒木的碳转换系数为0.50
- 植物地下组分的碳转换系数为0.39
- 盐沼禾草的碳转换系数为0.45
- 盐沼灌木的碳转换系数为0.46~0.50
- 海草的碳转换系数为0.34

所有植物组分碳含量 (kgC/m²) = (#1植物组分的碳含量 + #2植物组分的碳含量 + ... + #n植物组分的碳含量) / 样方面积 (m²)

椭圆形树冠面积 = (W₁ * W₂ / 2)² * π

- W₁ 为经过植物树冠中心最宽的冠幅
- W₂ 为垂直于 W₁ 的冠幅

树冠体积 = 椭圆形树冠面积 * 冠层深度

顶端断裂的枯立木的顶端直径 (cm) = 基径 (cm) - {100 * 树高 (m) * [(基径 (cm) - 胸径 (cm)) / 130]}

枯立木的体积 (cm³) = {π * [100 * 树高 (m)] / 12} * 基径² (cm) + 顶端直径² (cm) + [基径 (cm) * 顶端直径 (cm)]

腐烂等级3 的枯立木生物量 (kg) = 枯立木体积 (cm³) * 木材密度 (g/cm³) * 1 kg / 1 000 g

木材密度 (g/cm³) = 干重 (g) / 新鲜木材的体积 (cm³)

断面平均直径 (cm) $\sqrt{= \sum \text{每个木片的直径}^2 / \text{取样的木片数量}}$

单位样地面积的细小、小和中等木片体积 (m³/ha) = $\pi^2 * \{[\text{取样数量} * \text{该等级木片的断面平均直径 (cm)}]^2 / [8 * \text{样线长度 (m)}]\}$

单位样地面积内大的倒木 (直径大于7.6 cm) 体积 (m³/ha) = $\pi^2 * \{\sum \text{每个木片的直径}^2 / [8 * \text{样线长度 (m)}]\}$

植被组分碳库 (MgC/ha) = 碳含量 (kgC/m²) * Mg / 1 000 kg * 10 000 m²/ha)

样方内总植被碳库 (MgC/ha) = #1组分碳含量 (MgC/ha) + #2组分碳含量 (MgC/ha) + ... + #n (MgC/ha) 碳含量

样方内平均植被碳库 = [#1样方总植被碳库 (MgC/ha) + #2样方总植被碳库 (MgC/ha) + ... + #n样方总植被碳库 (MgC/ha)] / n

样方之间的标准差 $\sigma = \sqrt{\frac{(X_1 - \bar{X})^2 + (X_2 - \bar{X})^2 + \dots + (X_n - \bar{X})^2}{n-1}}$

- \bar{X} 为样方内平均植被碳库
- X_1 为#1样方的植被碳库, 单位是 MgC/ha; X_2 为#2样方的植被碳库, 单位是 MgC/ha; 以此类推
- n 为样方数量

一个小区的植被碳库 (MgC) = 样方的平均植被碳库 (MgC/ha) * 小区面积 (ha)

项目区域的总碳储量 (MgC) = #1小区的植被碳库 (MgC) + #2小区的植被碳库 (MgC) + ... + #n小区的植被碳库 (MgC)

小区之间的标准差 $\sigma_T = \sqrt{\sigma_A^2 + \sigma_B^2 + \dots + \sigma_n^2}$

- σ_T 为与测定值相关的总变异程度
- σ_A 为小区A柱状样平均碳库的标准差 * 小区面积
- σ_B 为小区B柱状样平均碳库的标准差 * 小区面积
- σ_n 为剩余小区柱状样平均碳库的标准差 * 剩余小区面积

第5章

B

储量差分法

碳储量的变化 = T_2 时的土壤碳储量（总碳储量之和） - T_1 时的土壤碳库（总碳储量之和）

- T_1 为初始测定
- T_2 为后继测定

收支法

碳储量的变化 = T_1 时的碳储量 - [T_2 时碳储量的损失（土地利用变化、自然灾害和侵蚀等） + T_2 时碳储量的增加（土壤淤积、生长和修复等）]

土壤浅部下沉 = 水平标志层 MH 测定的垂直沉积 - SET测定的高程变化

碳储量的年变化率 (MgC/a) = (T_2 时的总碳储量 - T_1 时的总碳储量) / ($T_2 - T_1$)

静态箱中的气体物质的量 (mol) = [大气压 (atmos) * 静态箱体积 (L)] / {气体常数 [L * atmos / (K * mol)] * 温度 (K)}

- 大气压 = 1大气压
- 气体常数 为 0.082 0 L * atmos / (K * mol)
- 开氏温度 = 273 + 摄氏温度/°C

某种温室气体的气体通量 ($\mu\text{mol}/\text{min}$) = $\mu\text{mol}/\text{mol}/\text{min}$ 的温室气体 * 气室中总气体分子物质的量

单位时间单位面积某种温室气体的排放量 [$\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{min})$] = 某种温室气体的通量 ($\mu\text{mol}/\text{min}$) / 静态箱内土壤的表面积

某种温室气体单位时间的排放总量 [Mg / (ha * d)] = 单位时间每单位面积某种温室气体的排放量 [$\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{min})$] * 10 000 $\text{m}^2 / 1 \text{ ha}$ * 1 mol / 1 000 000 μmol * 温室气体的摩尔质量 (g) / 1 mol * 1 Mg / 1000 g * 1 440 min / 1 d)

附录 C

举例

一个项目区域是盐沼。该区域包括 3 个小区（分别是 76 ha、186 ha 和 253 ha）。要求获得该区域表层 1 m 深的土壤和植被的总蓝碳储量，以及把这个区域转化成海滨酒店可能性的碳排放。

在每一个小区内设定了 3 个样方；在每个样方内采集 3 管土柱样品，每个土柱深 1 m。应用高度集成的采样方案，整个土柱是同质化的，总共取出 5 个子样本。把样品送到实验室进行元素分析，用酸化法测定样品的无机碳含量。

针对 #1 小区、#1 样地、#1 土柱的样品 A

容重

- 样品体积为 125 cm^3
- 样品干重为 100 g
- 样品容重 = $100 \text{ g} / 125 \text{ cm}^3 = 0.8 \text{ g/cm}^3$

有机碳含量（用样品 A 的二级样品测定）

- 二级样品的干重为 150 mg
- 元素分析结果为 $25\% \text{ C}_{\text{org}}$
- 有机碳含量
 - $150 \text{ mg} * 0.25 = 37.5 \text{ mg}$

无机碳含量（用样品 A 的另一部分二级样品进行酸化）

- 这部分样品干重为 150 mg
- 酸化后这部分样品干重为 116 mg
- 碳酸盐质量（无机碳以碳酸盐的形式存在，如 CaCO_3 ）
 - $150 \text{ mg} - 116 \text{ mg} = 34 \text{ mg}$
- 碳酸盐的无机碳质量（C 占 CaCO_3 相对分子量的 12%）
 - $34 \text{ mg} * 0.12 = 4.08 \text{ mg}$
- 无机碳百分含量
 - $(4.08 \text{ mg} / 150 \text{ mg}) * 100 = 2.72\%$



经过无机碳含量校正后的有机碳含量

- 元素分析仪测定的有机碳含量为37.5 mg
- 碳酸盐中碳的百分比为2.72%
- 元素分析仪测定的碳含量是碳酸盐中的碳
 - $37.5 \text{ mg} * 0.0272 = 1.02 \text{ mg}$
- 实际有机碳含量
 - $37.5 \text{ mg} - 1.02 \text{ mg} = 36.48 \text{ mg}$
 - $(36.48 \text{ mg} / 150 \text{ mg}) * 100\% = 24.32\%$

土壤碳密度

- 容重为0.8 g/cm³
- 有机碳含量为24.32%
- $0.8 \text{ g/cm}^3 * 0.2432 = 0.195 \text{ g/cm}^3$

每份样品的碳含量

- 土壤碳密度为0.195 g/cm³
- 样品厚度为5 cm
- $0.195 \text{ g/cm}^3 * 5 \text{ cm} = 0.975 \text{ g/cm}^2$

在 #1土柱的所有子样品中重复以上测定

估算每个土柱的碳含量

- 样品A为0.975 g/cm²，样品B为0.865 g/cm²，样品C为0.659 g/cm²，样品D为0.510 g/cm²，样品E为0.452 g/cm²
- 土柱长度为100 cm
- $(0.975 \text{ g/cm}^2 + 0.865 \text{ g/cm}^2 + 0.659 \text{ g/cm}^2 + 0.510 \text{ g/cm}^2 + 0.452 \text{ g/cm}^2) / 5 = 0.692 \text{ g/cm}^2$
- $0.692 \text{ g/cm}^2 * 100 \text{ cm} = 69.2 \text{ g/cm}^2$

把土壤碳密度转换为 MgC/ha

- 土柱的总碳含量为69.2 g/cm²
- 1 Mg = 1 000 000 g
- 1 ha = 100 000 000 cm²
 - $69.2 \text{ g/cm}^2 * (\text{Mg} / 1\,000\,000 \text{ g}) * (100\,000\,000 \text{ cm}^2/\text{ha}) = 6\,920 \text{ Mg/ha}$

重复测定所有柱状样



每个小区的平均碳储量

- #1柱为6 920 Mg/ha
- #2柱为5 018 Mg/ha
- #3柱为6 111 Mg/ha
- $(6\ 920\ \text{Mg/ha} + 5\ 018\ \text{Mg/ha} + 6\ 111\ \text{Mg/ha}) / 3 = \mathbf{6\ 016\ \text{Mg/ha}}$

土壤碳储量测定的标准差

- 每个土柱的平均碳含量为6 016 Mg/ha
- 每个小区取土柱的数量为3
- $\{[(6\ 920\ \text{Mg/ha} - 6\ 016\ \text{Mg/ha})^2 + (5\ 018\ \text{Mg/ha} - 6\ 016\ \text{Mg/ha})^2 + (6\ 111\ \text{Mg/ha} - 6\ 016\ \text{Mg/ha})^2] / (3-1)\}^{1/2} = \mathbf{954\ \text{Mg/ha}}$

重复测定所有土柱

项目区域内总有机碳库

- #1小区为6 016 Mg/ha；面积为76 ha
- #2小区为5 342 Mg/ha；面积为186 ha
- #3小区为5 826 Mg/ha；面积为253 ha
- $(6\ 016\ \text{Mg/ha} * 76\ \text{ha}) + (5\ 342\ \text{Mg/ha} * 186\ \text{ha}) + (5\ 826\ \text{Mg/ha} * 253\ \text{ha}) = \mathbf{2\ 924\ 806\ \text{MgC}}$

碳库测定的标准差

- #1小区： $(6\ 016 \pm 954)\ \text{Mg/haC}$
- #2小区： $(5\ 342 \pm 1\ 265)\ \text{Mg/haC}$
- #3小区： $(5\ 826 \pm 1\ 227)\ \text{Mg/haC}$
- $(954^2 + 1\ 265^2 + 1\ 227^2)^{1/2} = \mathbf{2\ 004}$

项目区域的土壤碳储量是：

$(2\ 924\ 806 \pm 2\ 004)\ \text{MgC}$



三个小区的植被中包含禾草、根系、根状茎和落叶。因为所有项目的经费都用在实验室元素分析仪测定土壤样品上，所以植被碳含量的数据将用文献中的碳转换系数。能找到的最精确数据来自距该研究区域600 km并具有相似物种的一项研究中。

在每个小区中，设置了3个20 m * 20 m的样方，每个样方中有6个30 cm * 30 cm的小样方。

对于#1小区、#1样方和#1小样方

禾草组成：

建立异速生长方程

- 收获 110 株禾草的植株
- 测定每株植株（活体部分）的高度和烘干后的生物量

植株编号	高度 /cm	生物量/g
1	15	0.36
2	23	0.51
3	46	1.17
<i>n</i>

- 结果作图（高度为 *x* 轴，生物量为 *y* 轴）
- 用 *Microsoft Excel* 程序对高度和生物量的相关关系进行回归分析
 - $y = -0.006 * \text{高度} + 0.0002 * \text{高度}^2$
 - $R^2 = 0.91$
 - *y* 为生物量
- 其他小样方中植株的生物量可以通过这个方程和植株的高度计算得到

禾草的碳含量

- 每棵植株生物量的总和（通过异速生长方程计算得到）
 - #1植株的生物量 (g) + #2植株的生物量 (g) + #3植株的生物量 (g) + ... + #*n* 植株的生物量 (g) = 小样方中的禾草生物量
 - $0.36 \text{ g} + 0.51 \text{ g} + 1.17 \text{ g} + \dots + n = 74.8 \text{ g}$
- 禾草的碳含量 (g/cm^2) = [估算的总生物量 * 碳转换系数 (0.45)] / 小样方面积 (cm^2)
 - $(74.8 \text{ g} * 0.45) / (30 \text{ cm} * 30 \text{ cm}) = 0.0374 \text{ g}/\text{cm}^2$

根和根状茎的组分：

- 将 1 m 土壤采样器（根钻）采集的地下植被样品用 1 mm 的筛网洗出，称重，得到鲜重 27.8 g；烘干到恒重后，称重，得到干重 14.3 g
- 生物量 (g) = 干重 (g) ^①
 - 生物量 (g) = 14.3 g

① 译者注：原文计算公式有误，译者已修改，并对本小节的计算结果进行了相应的修改。

- 每个柱状样中根系和根状茎的生物量 (g/cm^2) = 生物量 (g) / 取样面积 (用采样器直径计算)
 - 生物量为14.3 g
 - 采样器直径为10 cm
 - 取样面积为 πr^2
 - $3.14 * 5^2 = 78.5 \text{ cm}^2$
 - $14.3 \text{ g} / 78.5 \text{ cm}^2 = 0.182 \text{ g}/\text{cm}^2$

根系和根状茎的碳含量:

- 根系和根状茎的碳含量 (g/cm^2) = 每个柱状样的生物量 (g/cm^2) * 碳转换系数 (0.34)
 - $0.182 \text{ g}/\text{cm}^2 * 0.34 = 0.062 \text{ g}/\text{cm}^2$

凋落叶组分:

- 凋落叶生物量 (g) = [子样品干重 (g) / 子样品湿重 (g)] * 小样方内所有凋落叶的湿重
 - 子样品湿重为13 g
 - 子样品干重为9.8 g
 - 小样方内所有凋落叶的湿重为40.3 g
 - $(9.8 \text{ g} / 13 \text{ g}) * 40.3 \text{ g} = 30.4 \text{ g}$

落叶的碳含量:

- 落叶的碳含量 (g/cm^2) = [落叶生物量 * 碳转换系数 (0.45)] / 小样方面积 (cm^2)
 - $(30.4 \text{ g} * 0.45) / (30 \text{ cm} * 30 \text{ cm}) = 0.015 \text{ g}/\text{cm}^2$

总植被碳储量:

- 总植被碳储量 = 禾草碳储量 (g/cm^2) + 根系和根状茎碳储量 (g/cm^2) + 凋落叶碳储量 (g/cm^2)
 - $0.0374 \text{ g}/\text{cm}^2 + 0.062 \text{ g}/\text{cm}^2 + 0.015 \text{ g}/\text{cm}^2 = 0.114 \text{ g}/\text{cm}^2$

在每个小样方中重复以上测定

每个样方平均碳含量 (每个样方中有 6 个小样方):

- #1小样方: $0.114 \text{ g}/\text{cm}^2$
- #2小样方: $0.124 \text{ g}/\text{cm}^2$
- #3小样方: $0.982 \text{ g}/\text{cm}^2$
- #4小样方: $1.222 \text{ g}/\text{cm}^2$
- #5小样方: $1.450 \text{ g}/\text{cm}^2$
- #6小样方: $0.073 \text{ g}/\text{cm}^2$
- $(0.114 \text{ g}/\text{cm}^2 + 0.124 \text{ g}/\text{cm}^2 + 0.982 \text{ g}/\text{cm}^2 + 1.222 \text{ g}/\text{cm}^2 + 1.450 \text{ g}/\text{cm}^2 + 0.073 \text{ g}/\text{cm}^2) / 6 = 0.661 \text{ g}/\text{cm}^2$



将植被碳储量上推到 Mg/ha

- 总植被碳储量为0.661 g/cm²
- 1 Mg = 1 000 000 g
- 1 ha = 100 000 000 cm²
- $0.661 \text{ g/cm}^2 * \text{Mg} / (1\,000\,000 \text{ g}) * 100\,000\,000 \text{ cm}^2/\text{ha} = 66.1 \text{ Mg/ha}$

对每个样方重复以上计算

每个小区的平均植被碳储量:

- #1样方: 66.1 Mg/ha
- #2样方: 76.9 Mg/ha
- #3样方: 79.3 Mg/ha
- $(66.1 \text{ Mg/ha} + 76.9 \text{ Mg/ha} + 79.3 \text{ Mg/ha}) / 3 = 74.1 \text{ Mg/ha}$

#1小区内样方之间的标准差:

- 每个样方平均植被碳储量为74.1 Mg/ha
- 每个小区的样方数为3
- $\{[(66.1 \text{ Mg/ha} - 74.1 \text{ Mg/ha})^2 + (76.9 \text{ Mg/ha} - 74.1 \text{ Mg/ha})^2 + (79.3 \text{ Mg/ha} - 74.1 \text{ Mg/ha})^2] / (3-1)\}^{1/2} = 7.0 \text{ Mg/ha}$

对每个层重复以上计算

项目区域的总有机碳储量:


- #1小区为74.1 Mg/ha, 面积为76 ha
- #2小区为85.9 Mg/ha, 面积为186 ha
- #3小区为103.6 Mg/ha, 面积为253 ha
- $(74.1 \text{ Mg/ha} * 76 \text{ ha}) + (85.9 \text{ Mg/ha} * 186 \text{ ha}) + (103.6 \text{ Mg/ha} * 253 \text{ ha}) = 47\,820 \text{ MgC}$

碳储量测定的标准差:

- #1小区: $(74.1 \pm 7.6) \text{ MgC/ha}$
- #2小区: $(85.9 \pm 10.4) \text{ MgC/ha}$
- #3小区: $(103.6 \pm 18.3) \text{ MgC/ha}$
- $\sqrt{7.0^2 + 10.4^2 + 18.3^2} = 22.2$

项目区域内的植被碳储量是:

$$(47\,820 \pm 22.2) \text{ MgC}$$



生态系统总碳储量:

- 总碳储量 = 土壤碳储量 + 植被碳储量
 - 保守估计值 = (土壤碳储量 - 标准差) + (植被碳储量 - 标准差)
 - $(2\,924\,806 \text{ MgC} - 2\,004 \text{ MgC}) + (47\,820 - 22.2 \text{ MgC}) = 2\,970\,600 \text{ MgC}$
 - 高估计值 = (土壤碳储量 + 标准差) + (植被碳储量 + 标准差)
 - $(2\,924\,806 \text{ MgC} + 2\,004 \text{ MgC}) + (47\,820 + 22.2 \text{ MgC}) = 2\,974\,621 \text{ MgC}$
 - 项目区域的总碳储量为: $(2\,972\,611 \pm 2\,026) \text{ MgC}$

CO₂ 排放潜力

- CO₂ 排放潜力 = 总碳储量 * 3.67 (转换系数)
- $2\,972\,611 \text{ MgC} * 3.67 = (10\,909\,482 \pm 7\,435) \text{ MgCO}_2$

项目区域的总碳储量/CO₂ 排放潜力分别是:

$(2\,972\,611 \pm 2\,026) \text{ MgC}$

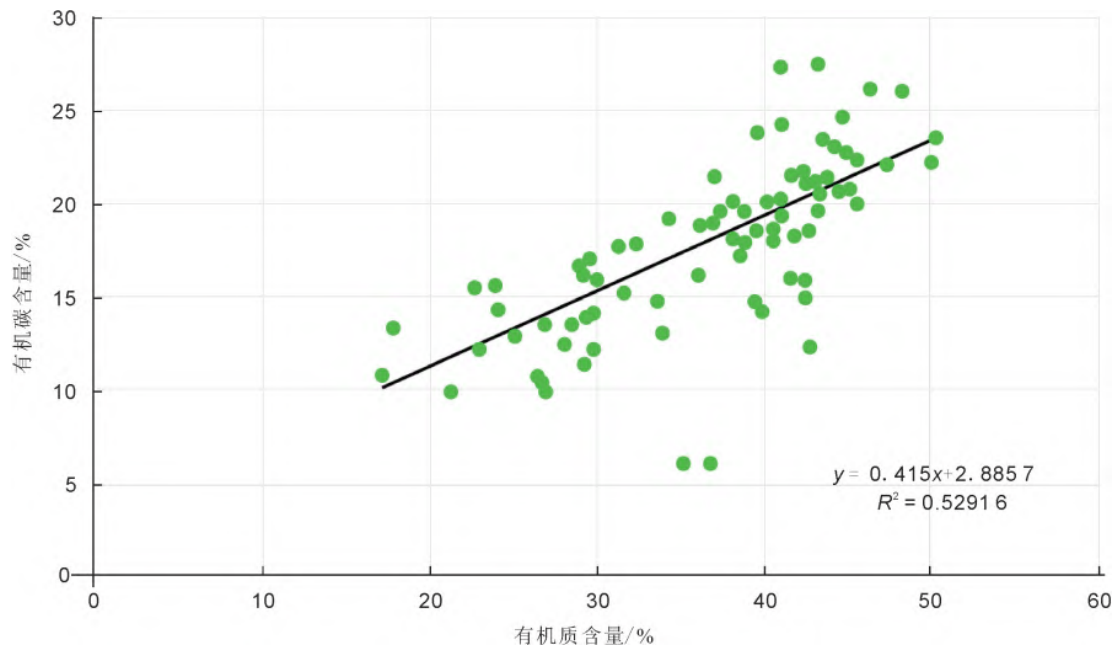
$(10\,909\,482 \pm 7\,435) \text{ MgCO}_2$

附录 D

红树林、潮汐盐沼和海草用灼烧失重法测的土壤有机质含量（%LOI）

红树林的%LOI

在红树林土壤中，在通过%LOI测定土壤有机质含量和土壤有机碳含量（%C_{org}）之间存在一定的正相关关系（ $R^2 = 0.59$ ）（Kauffman *et al.* 2011），有机碳含量（%C_{org}）大约占有有机质含量（% LOI）的40%（图 D1）。在其他地方，两者的相关关系略有不同。

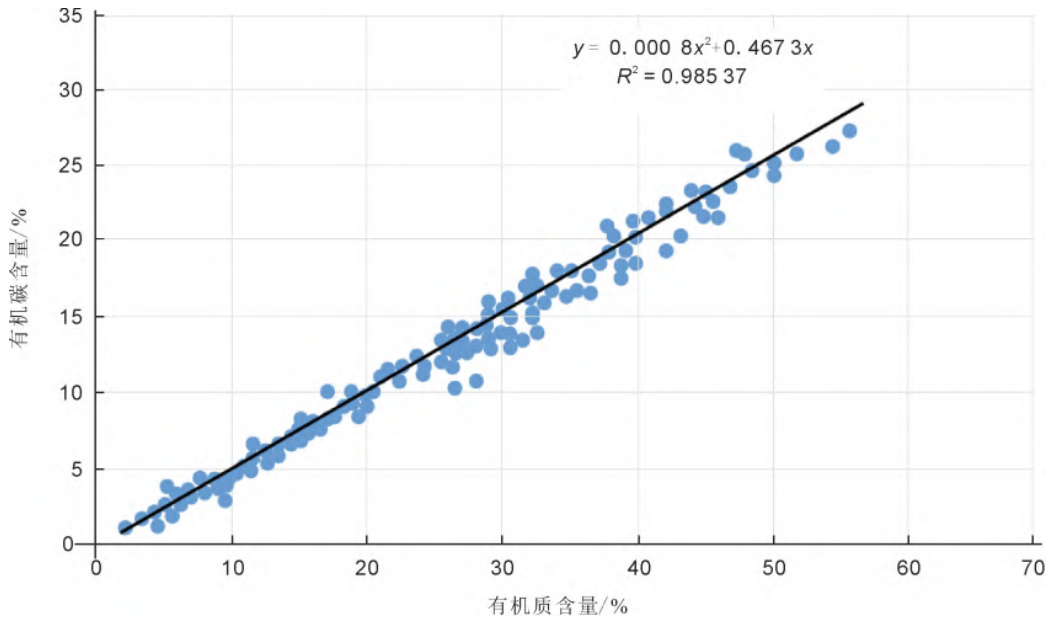


图D1 帕劳共和国红树林土壤样品通过灼烧失重法获得的有机质含量（%）和通过干烧法获得的有机碳含量（%）的相关关系

（Kauffman *et al.* 2011）

潮汐盐沼的% LOI

测定缅因州的潮汐盐沼的矿物土和有机土碳含量 (Craft *et al.* 1991)。首先, 进行去除碳酸盐的预处理, 获得含有少于11%的黏土, 然后450 °C灼烧 8 h, 其有机质含量 %LOI 可以成功指示土壤有机碳含量 (%C_{org}) (Craft *et al.* 1991)。然而, 最近不少对缅因州的相似潮汐盐沼的研究发现, 土壤有机碳含量 (%C_{org}) 和有机质含量 (%LOI) 的相关关系上存在一些变异。新证据表明: 大约46%的盐沼土壤有机质是有机碳 (图D2)。由于不同的研究中都发现这个现象, 笔者推荐在目标区域内建立土壤有机碳和有机质相关关系的曲线。



图D2 美国缅因州潮汐盐沼土壤样品通过灼烧失重法获得的有机质含量 (%) 和通过干烧法获得的有机碳含量 (%) (Johnson *et al.* 2016)



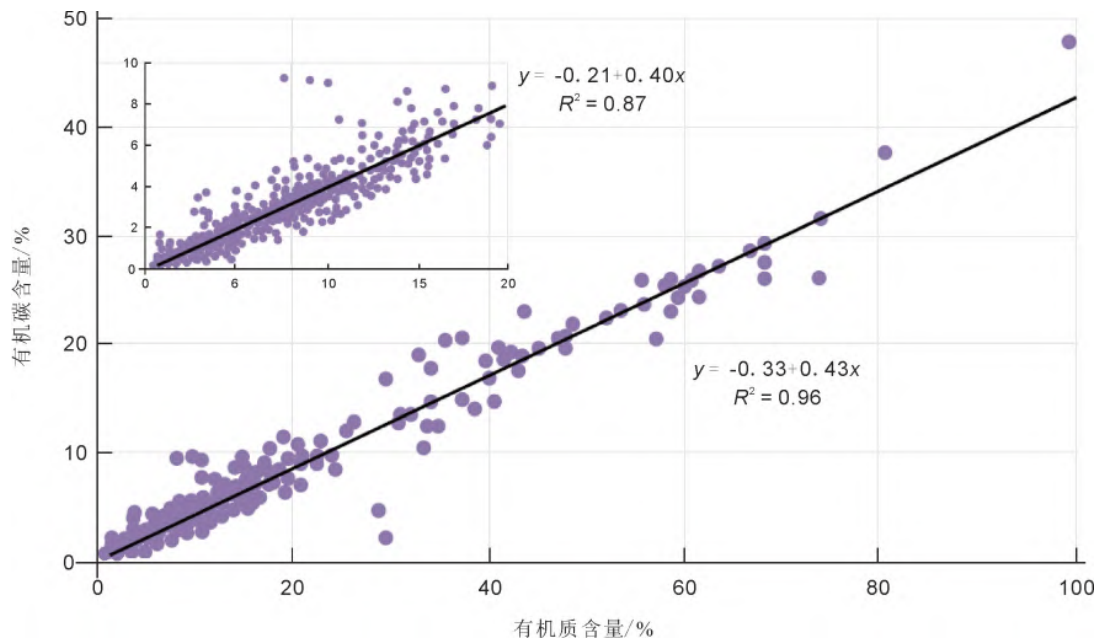
海草的% LOI

在海草床中，在550℃灼烧至少3 h得到的土壤样品中，有机质含量（%LOI）可以很好地预测土壤有机碳含量（%C_{org}）（Fourgurean *et al.* 2012b）。为了提高% LOI测定结果的预测能力，可使用下列两条曲线来计算当% LOI高于或者低于0.2%的两种情况（图D3）。

对土壤% LOI < 0.20的海草床而言， $\%OC = -0.21 + 0.40 \% LOI$ ；

对土壤% LOI > 0.20的海草床而言， $\%OC = -0.33 + 0.43 (\% LOI)$ 。

注意：两个方程的截距都不是0（如在灼烧中有部分质量减小，但并不是由有机碳产生的）。这一质量减小很可能是无机物的水分散失或非有机物的氧化造成的。在整个数据范围内，LOI和C_{org}之间关系的斜率为0.43，截距是-0.33，这表明没有有机碳含量的样品占干重的0.77%。另外，研究发现灼烧失重法测的土壤有机质含量（% LOI）虽然代表有机碳，但并不准确，% LOI只有在土壤有机碳含量非常低的土壤里较为准确（Fourgurean *et al.* 2012a）。



图D3 海草床土壤样品通过灼烧失重法获得的有机质含量（%）和通过干烧法获得的有机碳含量（%）
（Fourgurean *et al.* 2012b）

附录 E

红树林和潮汐盐沼制图的一般步骤

下面是绘制红树林的面积、高度和生物量的简化方法（Simard *et al.* 2006; Simard *et al.* 2008; Fatoyinbo & Simard 2013），但该方法受限于区分潮汐和邻近的内陆生态系统（如淡水沼泽和热带森林）的能力。

步骤1：识别可能受到潮汐浸淹影响的区域

土地覆盖图可以使用Landsat卫星和任何其他数据来确定潮间带湿地的范围和地形。首先，应该建立一个基于高程的掩膜，使用阈值为 40 m（或估测最高红树林的高度）或小于 2~5 m 的潮汐盐沼的 SRTM海拔数据就足够了。潮间带不会超出潮差范围。

步骤2：绘制生态系统的范围

在潜在的潮差范围内（步骤1）使用 Landsat 卫星图像或任何商业或开源软件等进行数据分类，或者仅仅通过目视解译手工绘制轮廓。


步骤3：测绘冠层高度

从土地覆盖图中制作红树林或潮汐盐沼的掩膜，绘制SRTM或TanDEM-X高程地图。通常，SRTM 和 TanDEM-X的高程以海平面为基准。可以选择红树林或潮滩内部与其相邻的裸地或盐滩来验证，确保验证点在潮差的范围内，否则，就要利用后面提及的现场数据进行验证。当假设地面高程可以从其他数据集获得，或者假设高度相对于平均海平面，就可以通过干涉雷达（inSAR）或者激光雷达（LASER）数据获得冠层的高度。对于红树林来说，步骤3已经展示了估算冠层高度的方法。在潮汐盐沼内，应该使用 TanDEM-X相对于平均海平面的数据，在周边光滩和裸露的地面上进行海拔测量。机载激光雷达也可准确测定地面的海拔高度。

步骤4：绘制生物量地图

有三种方法可以通过异速生长方程来测定生物量：（1）雷达后向散射；（2）光学影像的冠层覆盖度；（3）使用激光雷达或从合成孔径雷达推测的树冠高度。

（1）雷达后向散射（反射微波强度）可以用于湿地生物量的估算。假设后向散射随生物量增加，它就有可能识别生物量高和低的区域。然而，雷达反散射倾向于在高生物量中饱和，饱和发生的生物量水平取决于波长。在 x 波段，饱和可以发生在非常低的生物量（25 t/ha）；在c波段大约为50 t/ha；在l波段为100 t/ha。其他与淹水有关的机制也影响后向散射。在微波频率上，水的作用是作为镜子，通过所谓的二次散射机制来增强反射。换句话说，雷达脉冲既反映水，也反映植被的垂直组成。这就像把球扔到墙脚上，球在地板（水）上反弹，再从墙（树干）上反弹。这种现象随着水位的变化而变化，会使时间序列分析变得复杂。然而，考虑到一个简单的快照，如果现有的生物量估算值可用，就可以利用雷达反散射来获得初步的、空间明确的生物量地图。建议采用低潮时获得的雷达数据，以最大限度地与植物相互作用。

- 
- (2) 植被冠层覆盖度是地表的植物覆盖比例。植被和土壤的光谱特征不同，植被冠层覆盖度可以从光学遥感中获得。
 - (3) 应用从激光雷达或合成孔径雷达等遥感推测的高度计算生物量，使用从野外测量中获得的有关高度和生物量的异速生长方程来估算。

附录 F

生态系统状况的数据记录表

野外 用 表	记录人/研究机构 (联系信息)			
	日期			
	时间和潮汐信息			
		最小	最佳	理想
	面积	以 ha 为单位	覆盖度 (%)	详细分布地图
	一般状况	受影响的/好的/原始的	影响的类型	等级, 地理位置, 描述影响
	基质	泥质/砂质/石灰质		粒径
	水和沉积物的 营养条件	贫营养/ 富营养化/ 人为富营养化	平均值 [N] 平均值 [P]	平均值 [N] 和平均值 [P] 测定方法、测定 时间
	海洋测深学	在潮间带的位置低潮 带—高潮带	在纬度上的位置或者平 均海平面的位置 (固定 点) — 方法 (单位)	地点的深度测定 — 数 字高程模型绘制生态 系统高程地图
	温度	离测定地点最近的气 象站的平均气温数据		样地的水温/气温数据
	盐度	河口/海洋	样地盐度的单次测定	样地盐度的多次测定 (不同测定时间)
	注释/评论			

附录 G

土壤样品的数据记录表

野外 用 表	记录人/研究机构 (联系信息)	
	日期	
	时间和潮汐信息	
	土柱编号	
	地点(地区、国家)	
	GPS地点	
	水体深度(如果可以测定)	
	土柱采样材料	
	土柱采样器内径(cm)	
	土柱采样器总长(cm)	
	土柱采样器类型	
	采样器底部(切断的注射器)	
	是否垂直采样(是/否)	
	采样器插入土壤之后露在外面的长度 (cm)	
	土柱样品的总长(cm)	
	切成 x cm 的片段(切整个柱子或切半个柱子)	
	样品的总数量	
	注释/评论	
如是否有取柱状样的问题, 是否正确密封, 是否需要研究区域的植物密度/盖度, 是否有采样地点的照片, 是否出现贝壳、碎石、泥、植物碎屑等		
柱状样的描述(高分辨率的数码照片)		



样品记录表（单份样品）

实验室 用表	记录人/研究机构	
	日期	
	土柱编号	
	样品编号	
	切片深度 (cm)	
	切片厚度 (cm)	
	土壤容重 (g/cm ³)	
	是否含有碳酸盐 (是/否)	
	测定无机碳含量的方法	
	无机碳含量 (%)	
	有机碳含量 (用无机碳含量校正, g)	
注释/评论		
如是否有任何偏离标准操作之处，是否有任何机械故障。		

土柱记录表（单个土柱）

实验室 用表	记录人/研究机构	
	日期	
	土柱编号	
	相对应的样品编号	
	土柱样品总碳含量 (MgC)	



最终碳含量分析记录

记录人/研究机构	
日期	
地点	
土柱样品数量	
土柱平均碳含量 (MgC)	
小区的总面积 (ha)	
小区的总土壤碳含量 (表层土壤 x m) (MgC/ha, 表层土壤 x m)	



附录 H 植被数据记录表

野外 用 表	记录人/研究机构 (联系信息)	
	日期	
	时间和潮汐信息	
	地点(地区、国家)	
	GPS地点	
	生态系统(红树林、盐沼、海草床)	
	水体深度(如果可以测定)	
	植被	
	单种或者混种	
	优势种	
	所有物种排名	
	树木样品数量	
	灌木样品数量	
	其他样品描述	
	藤本植物	
	禾草	
	呼吸根	
	落叶	
	枯死木	
	其他	
总采样数量		
注释/评论		
如是否有取柱状样的问题，是否正确密封，是否需要研究区域的植物密度/盖度，是否有采样地点的照片，是否出现贝壳、碎石、泥、植物碎屑		
土柱样品的描述(高分辨率的数码照片)		



样品记录表（单份样品）

实验室 用表	记录人/研究机构	
	日期	
	样品编号	
	样品类型（树木、灌木、落叶等）	
	异速生长方程	
	土壤容重（g/cm ³ ）	
	样品参数（如果可以测定）	
	高度（m）	
	胸径（cm）	
	宽度（cm）	
	体积（cm ³ ）	
	腐烂等级	
	生物量（kg）	
	有机碳含量（g）	
注释/评论		
如是否有任何偏离标准操作之处，是否有任何机械故障		

样方记录表（单个样方）

实验室 用表	记录人/研究机构	
	日期	
	样方编号	
	对应样品编号	
	样方的总碳储量	



最终碳含量分析

记录人/研究机构	
日期	
地点	
包括的组分	
平均植被碳库 (MgC)	
小区的总面积 (ha)	
小区的总土壤碳库 (MgC/ha)	



参考文献



参考文献

- [1]Adame M F, Wright S F, Grinham A, et al, 2012. Terrestrial-marine connectivity: Patterns of terrestrial soil carbon deposition in coastal sediments determined by analysis of glomalin related soil protein[J]. *Limnology and Oceanography*, 57:1492.
- [2]Alongi D M, 2002. Present state and future of the world's mangrove forests[J]. *Environmental conservation*, 29:331-349.
- [3]Alongi D M, 2008. Mangrove forests: resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76: 1-13.
- [4]An S, Li H, Guan B, et al, 2007. China's natural wetlands: past problems, current status, and future challenges[J]. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 36:335-342.
- [5]Arp W J, Drake B G, Pockman W T, et al, 1993. Interactions between C3 and C4 salt marsh plant species during four years of exposure to elevated atmospheric CO₂ [M]. Berlin:Springer:133-143.
- [6]Aschbacher J, Pongsrihadulchai A, Karnchanasutham S, et al, 1995. Assessment of ERS-1 SAR data for rice crop mapping and monitoring[J]// *Geoscience and Remote Sensing Symposium, 1995. IGARSS'95. Quantitative Remote Sensing for Science and Applications, International. IEEE*, 2183-2185.
- [7]Aubinet M, Vesala T, Papale D, 2012. Eddy covariance: a practical guide to measurement and data analysis[M]. Berlin: Springer Atmospheric Sciences.
- [8]Baker T, Chao K, 2009. Manual for coarse woody debris measurement in RAINFOR plots.
- [9]Barbier E B, Hacker S D, Kennedy C, et al, 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services[J]. *Ecological Monographs*, 81:169-193.
- [10]Barg U, Bartley D, Tacon A, et al, 1997. Aquaculture and its environment: A case for collaboration[J]. *Developing and sustaining world fisheries resources. The state of science and management*, 462-470.
- [11]Barillé-Boyer A-L, Barillé L, Massé H, et al, 2003. Correction for particulate organic matter as estimated by loss on ignition in estuarine ecosystems[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58:147-153.
- [12]Barr J G, Engel V, Fuentes J D, et al, 2010. Controls on mangrove forest-atmosphere carbon dioxide exchanges in western Everglades National Park[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences (2005-2012)*, 115.
- [13]Beck M W, Heck K L, Able K W, et al, 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates a better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas[J]. *Bioscience*, 51:633-641.
- [14]Bouillon S, Borges A V, Castañeda-Moya E, et al, 2008. Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 22.
- [15]Bouillon S, Dahdouh-Guebas F, Rao A, et al, 2003. Sources of organic carbon in mangrove sediments: variability and possible ecological implications[J]. *Hydrobiologia*, 495: 33-39.
- [16]Brown J K, Roussopoulos P J, 1974. Eliminating biases in the planar intersect method for estimating volumes of small forest fuels[J]. *Forest Science*, 20:350-356.
- [17]Burba G, 2013. Eddy covariance method for scientific, industrial, agricultural, and regulatory Applications: A Field Book on Measuring Ecosystem Gas Exchange and Areal Emission Rates[R]. LI-COR Biosciences, Lincoln, NE, USA.
- [18]Cahoon D R, Lynch J C, Perez B C, et al, 2002. High-precision measurements of wetland sediment elevation: II. The rod surface elevation table[J]. *Journal of Sedimentary Research*, 72:734-739.
- [19]Callaway J C, Borde A, Diefenderfer H L, et al, 2012. Pacific coast tidal wetlands[M]. Berkeley:University of California Press.
- [20]Chave J, Andalo C, Brown S, et al, 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests[J]. *Oecologia*, 145:87-99.
- [21]Chipman L, Huettel M, Berg P, et al, 2012. Oxygen optodes as fast sensors for eddy correlation measurements in aquatic systems[J]. *Limnology and Oceanography: Methods*, 10:304-316.
- [22]Chmura G L, 2013. What do we need to assess the sustainability of the tidal salt marsh carbon sink? [J]



Ocean & Coastal Management, 83:25-31.

[23]Chmura G L, Anisfeld S C, Cahoon, D.R, et al, 2003. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils[J]. Global biogeochemical cycles, 17, Article 11.

[24]Choi Y, Wang Y, 2004. Dynamics of carbon sequestration in a coastal wetland using radiocarbon measurements[J]. Global Biogeochemical Cycles, 18, Article GB4016.

[25]Choi Y, Wang Y, Hsieh Y P, et al, 2001. Vegetation succession and carbon sequestration in a coastal wetland in northwest Florida: Evidence from carbon isotopes[J]. Global Biogeochemical Cycles, 15: 311-319.

[26]Cintrón G, Lugo A E, Pool D J, et al, 1978. Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands[J]. Biotropica, 10:110-121.

[27]Clough B, Scott K, 1989. Allometric relationships for estimating aboveground biomass in six mangrove species[J]. Forest Ecology and Management, 27:117-127.

[28]Connor R F, Chmura G L, Beecher C B, 2001. Carbon accumulation in Bay of Fundy salt marshes: Implications for restoration of reclaimed marshes[J]. Global Biogeochemical Cycles, 15: 943-954.

[29]Coronado-Molina C, Day J, Reyes E, et al, 2004. Standing crop and aboveground biomass partitioning of a dwarf mangrove forest in Taylor River Slough, Florida[J]. Wetlands Ecology and Management, 12:157-164.

[30]Craft C, 2013. Emergent macrophyte biomass production. [J]// Methods in Biogeochemistry of Wetlands (eds. DeLaune, RD, Reddy, KR, Richardson, CJ & Megoñigal, JP). Soil Science Society of America: 137-153.

[31]Craft C, Seneca E, Broome S, 1991. Loss on ignition and Kjeldahl digestion for estimating organic carbon and total nitrogen in estuarine marsh soils: calibration with dry combustion[J]. Estuaries, 14:175-179.

[32]Cullen-Unsworth L, Unsworth R, 2013. Seagrass meadows, ecosystem services, and sustainability[J]. Environment: Science and Policy for Sustainable Development, 55:14-28.

[33]Cummings D, Boone Kauffman J, Perry D A, et al, 2002. Aboveground biomass and structure of rainforests in the southwestern Brazilian Amazon[J]. Forest Ecology and Management, 163:293-307.

[34]Daiber F C, 1982. Animals of the tidal marsh[M]. New York: Van Nostrand Reinhold Co. Inc., 422.

[35]Dame R, Dankers N, Prins T, et al, 1991. The influence of mussel beds on nutrients in the Western Wadden Sea and Eastern Scheldt estuaries[J]. Estuaries, 14:130-138.

[36]Danielsen F, Sørensen M K, Olwig M F, Selvam, et al, 2005. The Asian tsunami: a protective role for coastal vegetation[J]. Science, 310: 643.

[37]Darby F A, Turner R E, 2008a. Below- and aboveground *Spartina alterniflora* production in a Louisiana salt marsh[J]. Estuaries and Coasts, 31:223-231.

[38]Darby F A, Turner R E, 2008b. Effects of eutrophication on salt marsh root and rhizome biomass accumulation[J]. Marine Ecology Progress Series, 363: 63-70.

[39]Das S, Vincent J R, 2009. Mangroves protected villages and reduced death toll during Indian super cyclone [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 106:7357-7360.

[40]DeFries R, Achard F, Brown S, et al, 2007. Earth observations for estimating greenhouse gas emissions from deforestation in developing countries[J]. Environmental Science & Policy, 10:385-394.

[41]DeLaune R, White J, 2012. Will coastal wetlands continue to sequester carbon in response to an increase in global sea level?: a case study of the rapidly subsiding Mississippi river deltaic plain[J]. Climatic Change, 110: 297-314.

[42]Di Gregorio A, 2005. Land cover classification system. Classification concepts and user manual[M]. FAO, Environment and Natural Resources Series number 8. Rome, Italy. 190.

[43]Di Gregorio A, Jansen L J M, 2000. Land cover classification system (LCCS). Classification Concepts and User Manual for Software Version 1.0. FAO Rome, p. 179.

[44]Donato D, Kauffman J, Mackenzie R, et al, 2012. Whole-island carbon stocks in the tropical Pacific: Implications for mangrove conservation and upland restoration[J]. Journal of environmental management, 97: 89-96.

[45]Donato D C, Kauffman J B, Murdiyarso D, et al, 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics[J]. Nature Geoscience, 4: 293-297.

[46]Duarte C M, 1990. Seagrass nutrient content[J]. Marine Ecology Progress Series. Oldendorf, 6:201-207.

[47]Duarte C M, Marbà N, Gacia E, Fourqurean J W, et al, 2010. Seagrass community metabolism: Assessing



- the carbon sink capacity of seagrass meadows[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 24.
- [48]Duarte C M, Middelburg J J,Caraco N, 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle[J]. *Biogeosciences*, 2:1-8.
- [49]Duke N C,Meynecke J-O, Dittmann S, et al, 2007. A world without mangroves? [J]*Science*,317:41-42.
- [50]Elsley-Quirk T,Seliskar D M, Sommerfield C K, et al,2011. Salt marsh carbon pool distribution in a mid-atlantic lagoon, USA:sea level rise implications[J]. *Wetlands*, 31: 87-99.
- [51]Esquivel M J,Harvey C A, Finegan B, et al,2008. Effects of pasture management on the natural regeneration of neotropical trees[J]. *Journal of Applied Ecology*, 45: 371-380.
- [52]Fang J,Liu G,Xu S,1996. Carbon pools in terrestrial ecosystems in China, in emissions and their relevant processes of greenhouse gases in China[M]. Beijing:China Environment Science Press.
- [53]FAO ,2007. The world's mangroves, 1980-2005. [A]. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome: 153.
- [54]Fatoyinbo T E,Simard M,2013. Height and biomass of mangroves in Africa from ICESat/GLAS and SRTM [J]. *International Journal of Remote Sensing*, 34: 668-681.
- [55]Fatoyinbo T E,Simard M,Washington-Allen R A, et al, 2008. Landscape-scale extent, height, biomass, and carbon estimation of Mozambique's mangrove forests with Landsat ETM+ and Shuttle Radar Topography Mission elevation data[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences (2005-2012)*, 113, Article G02S06.
- [56]Fourqurean J,Willsie A,Rose C, 2001. Spatial and temporal pattern in seagrass community composition and productivity in south Florida[J]. *Marine Biology*, 138: 341-354.
- [57]Fourqurean J W,Duarte C M,Kennedy H,et al,2012a. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock[J]. *Nature Geoscience*, 5: 505-509.
- [58]Fourqurean J W,Kendrick G A, Collins LS,et al, 2012b. Carbon, nitrogen and phosphorus storage in subtropical seagrass meadows: examples from Florida Bay and Shark Bay[J]. *Marine and Freshwater Research*, 63: 967-983.
- [59]Gedan K B,Altieri A H,Bertness M D, 2011. Uncertain future of New England salt marshes[J]. *Marine Ecology Progress Series*,434: 229-237.
- [60]Gedan K B,Silliman B,Bertness M,2009. Centuries of human-driven change in salt marsh ecosystems[J]. *Marine Science*, 1:117-141.
- [61]Gibbs H K,Brown S, Niles J O, et al, 2007. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality[J].*Environmental Research Letters*, 2: 045023.
- [62]Giri C,Ochieng E,Tieszen L, et al,2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data[J]. *Global Ecology and Biogeography*, 20:154-159.
- [63]Giri C P,2012. Remote sensing of land use and land cover: principles and applications[M]. Boca Raton:CRC Press.
- [64]Giroux J F,Bédard J, 1987. The effects of grazing by greater snow geese on the vegetation of tidal marshes in the St Lawrence estuary[J].*Journal of Applied Ecology*, 773-788.
- [65]Giroux J F,Bédard J, 1988. Above- and below-ground macrophyte production in *Scirpus* tidal marshes of the St. Lawrence estuary,Quebec[J]. *Canadian Journal of Botany*, 66:955-962.
- [66]GOCF-GOLD, 2009. A sourcebook of methods and procedures for monitoring and reporting anthropogenic greenhouse gas emissions and removals caused by deforestation, gains and losses of carbon stocks in forest remaining forests, and forestation. GOCF-GOLD Report Version COP15-1. GOCF-GOLD Project Office, Natural Resources Canada.
- [67]Gosselink J,Maltby E, 1990. Wetland gains and losses. *Wetlands: a threatened landscape*[M].Oxford:Blackwell Science, 269-322.
- [68]Green E P,Mumby P J,Edwards A J,et al, 2000. Remote sensing handbook for tropical coastal management[M]. Paris: UNESCO.
- [69]Green E P,Short F T, 2003. World atlas of seagrasses[M]. Berkeley:University of California Press.
- [70]Gross M, 2014. Protect the coasts so they can protect us[J]. *Current Biology*, 24: R51-R53.
- [71]Gross M F, Hardisky M A,Wolf P L,et al,1991. Relationship between aboveground and belowground bio-



- mass of *Spartina alterniflora* (smooth cordgrass) [J]. *Estuaries*, 14: 180-191.
- [72]Hall F, 2001a. Ground-based photographic monitoring. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-503. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station Portland, OR, 340.
- [73]Hall F, 2001b. Photo point monitoring handbook. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-526. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station Portland, OR, 134.
- [74]Harmon M E, Sexton J, 1996. Guidelines for measurements of woody detritus in forest ecosystems [J]. US LTER Network Office Seattle (WA).
- [75]Heck Jr K L, Carruthers T J, Duarte C M, et al, 2008. Trophic transfers from seagrass meadows subsidize diverse marine and terrestrial consumers [J]. *Ecosystems*, 11:1198-1210.
- [76]Heiri O, Lotter A F, Lemcke G, 2001. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results [J]. *Journal of paleolimnology*, 25:101-110.
- [77]Held A, Ticehurst C, Lyburner L, et al, 2003. High resolution mapping of tropical mangrove ecosystems using hyperspectral and radar remote sensing [J]. *International Journal of Remote Sensing*, 24: 2739-2759.
- [78]Hendrik I, Sintes T, Bouma T, et al, 2008. Experimental assessment and modeling evaluation of the effects of seagrass (*Posidonia oceanica*) on flow and particle trapping [J]. *Marine ecology progress series*, 356:163-173.
- [79]Heumann B W, 2011. Satellite remote sensing of mangrove forests: Recent advances and future opportunities [J]. *Progress in Physical Geography*, 35:87-108.
- [80]Hidayat S, Simpson W T, 1994. Use of green moisture content and basic specific gravity to group tropical woods for kiln drying [A]. US Dept. of Agriculture, Forest Service, Forest Products Laboratory.
- [81]Hirota J, Szyper J P, 1975. Separation of total particulate carbon into inorganic and organic components [J]. *Limnology & Oceanography*, 20: 896-900.
- [82]Hoekstra J M, Molnar J L, Revenga C, et al, 2010. The atlas of global conservation: changes, challenges and opportunities to make a difference [M]. Berkeley: University of California Press.
- [83]Hogarth P, 1999. *The Biology of Mangroves* [M]. Oxford: Oxford University Press, 228.
- [84]Hoojoer A, Silvius M, Wosten H, et al, 2006. Assessment of CO₂ emissions from drained peatlands in SE Asia [R]. Wetlands International Netherlands.
- [85]IPCC, 2007. Contribution of Working Group II. Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [M] (eds. M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, Linden, P.J. & Hanson, CE). Cambridge: Cambridge University Press.
- [86]IPCC, 2013. Coastal Wetlands. 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (eds. Alongi, D, Karim, A, Kennedy, H, Chen, G, Chmura, G, Crooks, S et al.).
- [87]Jaramillo V J, Kauffman J B, Rentería-Rodríguez L, et al, 2003. Biomass, carbon, and nitrogen pools in Mexican tropical dry forest landscapes [J]. *Ecosystems*, 6:609-629.
- [88]Johnson B, Pickoff M, Russ C, et al, in prep. Assessing carbon stocks in tidal salt marshes [J]. *Estuaries and Coasts*.
- [89]Johnson B J, Moore K A, Lehmann C, 2007. Middle to late Holocene fluctuations of C3 and C4 vegetation in a Northern New England Salt Marsh, Sprague Marsh, Phippsburg Maine [J]. *Organic Geochemistry*, 38:394-403.
- [90]Kangas P C, Lugo A E, 1990. The distribution of mangroves and saltmarsh in Florida [J]. *Tropical Ecology*, 31:32-39.
- [91]Kathiresan K, Bingham B L, 2001. Biology of mangroves and mangrove ecosystems [J]. *Advances in marine biology*, 40:81-251.
- [92]Kathiresan K, Rajendran N, 2005. Coastal mangrove forests mitigated tsunami [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65: 601-606.
- [93]Kauffman J, Sanford R, Cummings D, et al, 1993. Biomass and nutrient dynamics associated with slash fires in neotropical dry forests [J]. *Ecology*, 74:140-151.
- [94]Kauffman J B, Cole T G, 2010. Micronesian mangrove forest structure and tree responses to a severe typhoon [J]. *Wetlands*, 30:1077-1084.
- [95]Kauffman J B, Cummings D, Ward D, 1998. Fire in the Brazilian Amazon: 2. Biomass, nutrient pools and losses in cattle pastures [J]. *Oecologia*, 113:415-427.



[96]Kauffman J B, Cummings D, Ward D, et al, 1995. Fire in the Brazilian Amazon: 1. Biomass, nutrient pools, and losses in slashed primary forests[J]. *Oecologia*, 104:397-408.

[97]Kauffman J B, Donato D, 2011. Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests [I]. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research (CIFOR).

[98]Kauffman J B, Heider C, Cole T G, et al, 2011. Ecosystem carbon stocks of Micronesian mangrove forests[J]. *Wetlands*, 31:343-352.

[99]Kauffman J B, Heider C, Norfolk J, et al, 2014. Carbon stocks of intact mangroves and carbon emissions arising from their conversion in the Dominican Republic[J]. *Ecological Applications*, 24:518-527.

[100]Kennedy H, Beggins J, Duarte C M, et al, 2010. Seagrass sediments as a global carbon sink: Isotopic constraints[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 24.

[101]Kennedy V S, 1984. *The estuary as a filter*[M]. New York: Academic Press.

[102]King S E, Lester J N, 1995. The value of salt marsh as a sea defence[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 30:180-189.

[103]Klemas V, 2010. Remote sensing techniques for studying coastal ecosystems: An overview[J]. *Journal of Coastal Research*, 27:2-17.

[104]Klemas V, 2013. Using remote sensing to select and monitor wetland restoration sites: An overview[J]. *Journal of Coastal Research*, 29:958-970.

[105]Komiyama A, Ong J E, Pongparn S, 2008. Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: A review[J]. *Aquatic Botany*, 89:128-137.

[106]Komiyama A, Pongparn S, Kato S, 2005. Common allometric equations for estimating the tree weight of mangroves[J]. *Journal of Tropical Ecology*, 21:471-477.

[107]Kuenzer C, Bluemel A, Gebhardt S, et al, 2011. Remote sensing of mangrove ecosystems: a review[J]. *Remote Sensing*, 3:878-928.

[108]Kyoto Protocol, 1998. *Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change* (ed. Nations, U).

[109]Laffoley D, Grimsditch G D, 2009. *The management of natural coastal carbon sinks* [R]. IUCN, Gland, Switzerland.

[110]Lavery P, Mateo M, Serrano O, et al, 2013. Variability in the carbon storage of seagrass habitats and its implications for global estimates of blue carbon ecosystem service [J]. *PLOS ONE*, 8, e73748.

[111]Leong L, Tanner P, 1999. Comparison of methods for determination of organic carbon in marine sediment[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 38:875-879.

[112]Lo Iacono C, Mateo M A, Gràcia E, et al, 2008. Very high-resolution seismo-acoustic imaging of seagrass meadows (Mediterranean Sea): implications for carbon sink estimates[J]. *Geophysical Research Letters*, 35.

[113]Long S P, Mason C F, 1983. *Saltmarsh ecology* [M]. Blackie Glasgow, UK.

[114]Loomis M J, Craft C B, 2010. Carbon sequestration and nutrient (nitrogen, phosphorus) accumulation in river-dominated tidal marshes, Georgia, USA[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 74: 1028-1036.

[115]Lovelock C E, Adame M F, Bennion V, et al, 2014. Contemporary rates of carbon sequestration through vertical accretion of sediments in mangrove forests and saltmarshes of southeast Queensland, Australia[J]. *Estuaries and Coasts*, 37: 763-771.

[116]Lovelock C E, Feller I C, McKee K L, et al, 2005. Variation in mangrove forest structure and sediment characteristics in Bocas del Toro, Panama[J]. *Caribbean Journal of Science*, 41:456-464.

[117]Lovelock C E, Ruess R W, Feller I C, 2011. CO₂ efflux from cleared mangrove peat[J]. *PLOS ONE*, 6, e21279.

[118]Lucas R, Rowlands A, Brown A, et al, 2007a. Rule-based classification of multi-temporal satellite imagery for habitat and agricultural land cover mapping [J]. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 62:165-185.

[119]Lucas R M, Mitchell A L, Rosenqvist A, 2007b. The potential of L-band SAR for quantifying mangrove characteristics and change: case studies from the tropics [J]. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 17: 245-264.



- [120]Massel S, Furukawa K, Brinkman R, 1999. Surface wave propagation in mangrove forests [J]. *Fluid Dynamics Research*, 24: 219-249.
- [121]Mazda Y, Magi M, Kogo M, et al, 1997. Mangroves as a coastal protection from waves in the Tong King delta, Vietnam [J]. *Mangroves and Salt Marshes*, 1: 127-135.
- [122]McIvor A, Möller I, Spencer T, et al, 2012a. Reduction of wind and swell waves by mangroves [J]. *Natural Coastal Protection Series: Report*, 1:27.
- [123]McIvor A, Spencer T, Möller I, et al, 2012b. Storm surge reduction by mangroves [J]. *Natural Coastal Protection Series: Report*, 2:36.
- [124]McKee K L, Cahoon D R, Feller I C, 2007. Caribbean mangroves adjust to rising sea level through biotic controls on change in soil elevation [J]. *Global Ecology and Biogeography*, 16:545-556.
- [125]McLeod E, Chmura G L, Bouillon S, et al, 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂ [J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9:552-560.
- [126]Meronigal J P, Schlesinger W, 2002. Methane-limited methanotrophy in tidal freshwater swamps [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 16, 35-31-35-10.
- [127]Middelburg J, Nieuwenhuize J, Lubberts R, et al, 1997. Organic carbon isotope systematics of coastal marshes [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 45: 681-687.
- [128]Middleton B, McKee K, 2001. Degradation of mangrove tissues and implications for peat formation in Belizean island forests [J]. *Journal of Ecology*, 89:818-828.
- [129]MIT Libraries. Reasons to manage and publish your data [J/OL]. [2014-03-14] (<http://libraries.mit.edu/guides/subjects/data-management/why.html>) 14th March 2014.
- [130]Mitsch W J, Gosselink J G, 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting [J]. *Ecological Economics*, 35:25-33.
- [131]Mitsch W J, Gosselink J G, 2007. *Wetlands [M]*. Hoboken: John Wiley & Sons, Inc.
- [132]Mortlock R A, Froelich P N, 1989. A simple method for the rapid determination of biogenic opal in pelagic marine sediments: Deep Sea Research Part A [J]. *Oceanographic Research Papers*, 36:1415-1426.
- [133]Morton R A, White W A, 1997. Characteristics of and corrections for core shortening in unconsolidated sediments [J]. *Journal of Coastal Research*, 13:761-769.
- [134]Mougin E, Proisy C, Marty G, et al, 1999. Multifrequency and multipolarization radar backscattering from mangrove forests [J]. *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on*, 37:94-102.
- [135]Mumby P J, 2006. Connectivity of reef fish between mangroves and coral reefs: algorithms for the design of marine reserves at seascape scales [J]. *Biological Conservation*, 128:215-222.
- [136]Murray B C, Pendleton L, Sifleet S, 2011. State of the science on coastal blue carbon: a summary for policy makers [J]. *Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions Report NIR 11-06:1-43*.
- [137]Murray N J, Phinn S R, Clemens R S, et al, 2012. Continental scale mapping of tidal flats across East Asia using the Landsat archive [J]. *Remote Sensing*, 4:3417-3426.
- [138]Nascimento Jr W R, Souza-Filho P W M, Proisy C, et al, 2013. Mapping changes in the largest continuous Amazonian mangrove belt using object-based classification of multisensor satellite imagery [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 117: 83-93.
- [139]Nelson D W, Sommers L E, Sparks D, et al, 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. Methods of soil analysis [J]. Part 3-chemical Methods: 961-1010.
- [140]Niering W A, Warren R S, 1980. Vegetation patterns and processes in New England salt marshes [J]. *BioScience*, 30:301-307.
- [141]Nixon S W, 1980. Between coastal marshes and coastal waters: a review of twenty years of speculation and research on the role of salt marshes in estuarine productivity and water chemistry [M]. New York: Plenum Press: 437-525.
- [142]Orth R J, Carruthers T J, Dennison W C, et al, 2006. A global crisis for seagrass ecosystems [J]. *Bioscience*, 56:987-996.
- [143]Pan Y, Birdsey R A, Fang J, et al, 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests [J]. *Science*,



333: 988-993.

[144]Parrondo R T,Gosselink J G,Hopkinson C S,1978. Effects of salinity and drainage on the growth of three salt marsh grasses[J].*Botanical Gazette*, 139:102-107.

[145]Partridge T, Wilson J, 1987. Salt tolerance of salt marsh plants of Otago, New Zealand[J]. *New Zealand Journal of Botany*, 25:559-566.

[146]Pearson T, Walker S, Brown S, 2005. Sourcebook for land use, land-use change and forestry projects[J]. Report from BioCF and Winrock International World Bank Washington DC.

[147]Pearson T R,Brown S L, Birdsey R A, 2007. Measurement guidelines for the sequestration of forest carbon[R]. Newtown: USDA Forest Service.

[148]Pendleton L, Donato D C, Murray B C, et al, 2012. Estimating global “blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems[J]. *PLOS ONE*, 7. e43542.

[149]Pennings S C,Moore D J,2001. Zonation of shrubs in western Atlantic salt marshes[J]. *Oecologia*, 126:587-594.

[150]Pilskaln C,Paduan J,1992. Laboratory techniques for the handling and geochemical analysis of water column particulate and surface sediment samples[R]. Monterey Bay Aquarium Research Institute Technical Report, 92-99.

[151]Poffenbarger H J, Needelman B A, Megonigal J P, 2011. Salinity influence on methane emissions from tidal marshes[J]. *Wetlands*,31:831-842.

[152]Pu R, Bell S, Meyer C, et al, 2012. Mapping and assessing seagrass along the western coast of Florida using Landsat TM and EO-1 ALI/Hyperion imagery[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 115:234-245.

[153]Purvaja R, Ramesh R, 2001. Natural and anthropogenic methane emission from coastal wetlands of South India[J]. *Environmental Management*, 27:547-557.

[154]Rahman A F, Dragoni D, Didan K, et al, 2013. Detecting large scale conversion of mangroves to aquaculture with change point and mixed-pixel analyses of high-fidelity MODIS data[J]. *Remote Sensing of Environment*, 130:96-107.

[155]Ray R, Ganguly D, Chowdhury C, Dey M, et al, 2011. Carbon sequestration and annual increase of carbon stock in a mangrove forest[J]. *Atmospheric Environment*, 45:5016-5024.

[156]Rees G, Rees W, 2012. *Physical principles of remote sensing*[M]. Cambridge:Cambridge University Press.

[157]Robertson A I, Alongi D M,1992. *Tropical mangrove ecosystems*[J]. Washington DC: American Geophysical Union: 329.

[158]Robertson A I, Daniel P A,1989. Decomposition and the annual flux of detritus from fallen timber in tropical mangrove forests[J]. *Limnology and Oceanography*, 34:640-646.

[159]Roelfsema C, Phinn S, Udy N, et al, 2009. An integrated field and remote sensing approach for mapping seagrass cover,Moreton Bay, Australia[J]. *Journal of Spatial Science*, 54:45-62.

[160]Ross M S, Ruiz P L, Telesnicki G J, et al, 2001. Estimating aboveground biomass and production in mangrove communities of Biscayne National Park, Florida (USA) [J]. *Wetlands Ecology and Management*, 9:27-37.

[161]Saenger P, 2002. *The value of mangroves* [M]. Springer: Mangrove Ecology, Silviculture and Conservation, 207-228.

[162]Saenger P,Snedaker S C,1993.Pantropical trends in mangrove aboveground biomass and annual litter-fall[J]. *Oecologia*, 96: 293-299.

[163]Saintilan N, Rogers K, Howe A, 2009. *Geomorphology and habitat dynamics*[J]. Collingwood: CSIRO Publishing: 58-60.

[164]Saintilan N, Rogers K, Mazumder D, et al, 2013.Allochthonous and autochthonous contributions to carbon accumulation and carbon store in southeastern Australian coastal wetlands [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 128: 84-92.

[165]Saintilan N,Williams R J, 1999. Mangrove transgression into salt marsh environments in south-east Australia[J]. *Global Ecology and Biogeography*, 8:117-124.

[166]Saunders C J, Megonigal J P, Reynolds J F, 2006. Comparison of belowground biomass in C3-and C4-dominated mixed communities in a Chesapeake Bay brackish marsh [J]. *Plant and Soil*, 280:305-322.



- [167]Schlesinger W H, Lichter J, 2001.Limited carbon storage in soil and litter of experimental forest plots under increased atmospheric CO₂ [J]. *Nature*, 411:466-469.
- [168]Schnitzer S A, DeWalt S J, Chave J, 2006. Censusing and measuring lianas: a quantitative comparison of the common methods[J].*Biotropica*, 38:581-591.
- [169]Serrano O,Mateo M,Renom P,et al,2012. Characterization of soils beneath a *Posidonia oceanica* meadow [J]. *Geoderma*:26-36, 185-186.
- [170]Serrano O, Lavery P S, Rozaimi M, 2014. Influence of water depth on the carbon sequestration capacity of seagrasses[J]. *Global Biogeochemical Cycles*. DOI: 10.1002/2014GB004872.
- [171]Short F T, Coles R G, 2001.Global seagrass research methods[J]. Elsevier Science, Amsterdam: 473.
- [172]Sidik F, Lovelock C E,2013. CO₂ efflux from shrimp ponds in Indonesia[J]. *PLOS ONE*, 8: e66329.
- [173]Siikamäki J, Sanchirico J, Jardine S,2012. Global economic potential for reducing carbon dioxide emissions from mangrove loss[J].*Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109: 14369-14374.
- [174]Simard M,Hensley S, Lavalley M, et al, 2012. An empirical assessment of temporal decorrelation using the uninhabited aerial vehicle synthetic aperture radar over forested landscapes[J]. *Remote Sensing*, 4:975-986.
- [175]Simard M, Pinto N, Fisher J B, et al, 2011. Mapping forest canopy height globally with spaceborne lidar [J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences (2005-2012)*:116.
- [176]Simard M,Rivera-Monroy V H,Mancera-Pineda J E, et al, 2008. A systematic method for 3D mapping of mangrove forests based on Shuttle Radar Topography Mission elevation data, ICESat/GLAS waveforms and field data: application to Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia[J]. *Remote Sensing of Environment*, 112:2131-2144.
- [177]Simard M, Zhang K, Rivera-Monroy V H, et al, 2006. Mapping height and biomass of mangrove forests in Everglades National Park with SRTM elevation data[J]. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 72:299-311.
- [178]Smith III T J, Whelan K R, 2006. Development of allometric relations for three mangrove species in South Florida for use in the Greater Everglades Ecosystem restoration[J]. *Wetlands Ecology and Management*, 14:409-419.
- [179]Smith K K, Good R E, Good N F, 1979. Production dynamics for above and belowground components of a New Jersey *Spartina alterniflora* tidal marsh[J]. *Estuarine and coastal marine science*, 9:189-201.
- [180]Smith S,1981. Marine macrophytes as a global carbon sink[J]. *Science*, 211:838-840.
- [181]Snedaker S C,Lahmann E J,1988. Mangrove understorey absence: a consequence of evolution[J]. *Journal of tropical ecology*, 4:311-314.
- [182]Sollins P,Glassman C,Paul E,et al,1999. Soil carbon and nitrogen: pools and fractions. [M]// *Standard soil methods for long-term ecological research* (ed. Robertson, G). New York: Oxford University Press: 89-105.
- [183]Solochin,2009. Free inventory and measurements in forest ecosystem carbon RawaGambut: a case study in Merang Peat Swamp Forest,South Sumatra[Z]. MerangREDD Pilot Project-GTZ.
- [184]Sousa A I,Lillebø A I, Risgaard-Petersen N, et al, 2012. Denitrification: an ecosystem service provided by salt marshes[J]. *Marine Ecology Progress Series*, 448:79-92.
- [185]Souza-Filho P W M, Paradella W R, Rodrigues S W, et al, 2011. Discrimination of coastal wetland environments in the Amazon region based on multi-polarized L-band airborne Synthetic Aperture Radar imagery[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 95:88-98.
- [186]Spalding M,Blasco F,Field C,1997. World mangrove atlas[J]. Okinawa:The International Society for Mangrove Ecosystems, 178.
- [187]Spalding M,Kainuma M,Collins L,2010. World atlas of mangroves[M]. London:Earthscan.
- [188]Tibbetts J, 2006.Louisiana's wetlands: a lesson in nature appreciation[J]. *Environmental Health Perspectives*, 114:A40.
- [189]USDA,1999. Soil taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys[R]. (ed. Service, NRC) Washington DC
- [190]USDA, 2008. Field Instructions for the annual inventory of California, Oregon, and Washington[Z]. (ed. United States Department of Agriculture Forest Service, FIAAP).



- [191]Valiela I,Teal J M,1979. The nitrogen budget of a salt marsh ecosystem[J]. *Nature*, 280:652-656.
- [192]Valiela I,Teal J M,Persson N Y,1976. Production and dynamics of experimentally enriched salt marsh vegetation: belowground biomass[J]. *Limnology and Oceanography*, 21:245-252.
- [193]Van der Nat F J,Middelburg J J,2000. Methane emission from tidal freshwater marshes[J]. *Biogeochemistry*, 49:103-121.
- [194]Viles H,Spencer T,1995. Coastal problems: geomorphology, ecology and society at the coast[M]. London:Edward Arnold, 350.
- [195]Waddell K L, 2002. Sampling coarse woody debris for multiple attributes in extensive resource inventories[J]. *Ecological indicators*,1:139-153.
- [196]Waycott M,Duarte C M,Carruthers T J, Orth R J, et al, 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106:12377-12381.
- [197]Weliky K, Suess E, Ungerer C, et al, 1983. Problems with accurate carbon measurements in marine sediments and particulate matter in seawater: a new approach[J]. *Limnology and Oceanography*, 28:1252-1259.
- [198]Wetzel R G,Penhale PA,1979. Transport of carbon and excretion of dissolved organic carbon by leaves and roots/rhizomes in seagrasses and their epiphytes[J]. *Aquatic Botany*, 6:149-158.
- [199]Williams M J, Coles R, Primavera J H, 2007. A lesson from cyclone Larry: an untold story of the success of good coastal planning[J].*Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71:364-367.
- [200]World Agroforestry Center, 2001. World agroforestry database [DS]. [2014-03-12] <http://datadryad.org/resource/doi:10.5061/dryad.234/1?show=full>.
- [201]Yu O, Chmura G, 2009. Soil carbon may be maintained under grazing in a St Lawrence Estuary tidal marsh [J]. *Environmental Conservation*, 36:312-320.

增补参考文献(2014年以后发表)^①

基于蓝碳科学工作组的成果更新

——由Miguel Ciuenes-Jara博士整理

- [1]Adame M F, Hermoso V, Perhans K, et al, 2014. Selecting cost-effective areas for restoration of ecosystem services[J]. *Conservation Biology*, 29(2):493-502.
- [2]Atwood T B, Connolly R M, Ritchie E G, et al, 2015. Predators help protect carbon stocks in blue carbon ecosystems[J]. *Nature Climate Change*, 5:1038-1045. DOI: 10.1038/NCLIMATE2763.
- [3]Atwood T B, Connolly R M, Almahasheer H, et al, 2017. Global patterns in mangrove soil carbon stocks and losses[J]. *Nature Climate Change*, 7:523-528. DOI: 10.1038/NCLIMATE3326.
- [4]Bhomia R K, Kauffman J B, McFadden T N, 2016. Ecosystem carbon stocks of mangrove forests along the Pacific and Caribbean coasts of Honduras[J]. *Wetlands Ecology and Management*, 24(2):187-201. DOI 10.1007/s11273-016-9483-1.
- [5]Castillo J A A, Apan A A, Maraseni T N, et al, 2017. Soil C quantities of mangrove forests, their competing land uses, and their spatial distribution in the coast of Honda Bay, Philippines[J]. *Geoderma* 293:82-90.
- [6]Fortes M D, Salmo S G III, 2017. *Mangroves in the Philippines: Responding to Change*[J]. Germany: Lambert Academic Publishing, 312.
- [7]Fortes M D, 2017. Seagrass ecosystem conservation in southeast Asia needs to link science to policy and practice [J]. *Ocean and Coastal Management*.
- [8]Hayes M A, Jesse A, Hawke B, et al, 2017. Dynamics of sediment carbon stocks across intertidal wetland habitats of Moreton Bay, Australia[J]. *Global change biology*, 23(10):4222-4234. DOI:10.1111/gcb.13722.
- [9]Johnson B J, Lovelock C E, Herr D, 2016. *Climate regulation: salt marshes and blue carbon* [M]// C. Max Finlayson, Mark Everard, Kenneth Irvine, Robert J. McInnes, Beth A. Middleton, Anne A. van Dam, Nick C. Davidson (eds.) *The Wetland Book. I : Structure and Function, Management, and Methods*. Berlin: Springer, 1-12.
- [10]Kauffman J B, Bhomia R K, 2017. Ecosystem carbon stocks of mangroves across broad environmental gradients in West-Central Africa Global and regional comparisons[J]. *PLOS ONE*, 12(11): e0187749. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0187749>.
- [11]Kauffman J B, Arifanti V B, Hernández Trejo H, et al, 2017. The jumbo carbon footprint of a shrimp: carbon losses from mangrove deforestation[J]. *Frontiers of Ecology and the Environment*, 15(4):183-188. DOI:10.1002/fee.1482.
- [12]Kauffman J B, Hernández Trejo H, Jesus García M del C, et al, 2015. Carbon stocks of mangroves and losses arising from their conversion to cattle pastures in the Pantanos de Centla, Mexico[J]. *Wetlands Ecology and Management*, 24(2):203-216. DOI 10.1007/s11273-015-9453-z.
- [13]Kauffman J B, Donato D C, Adame M F, 2013. Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares[J]. Documento de Trabajo 117. Bogor, Indonesia: CIFOR. 37 p.
- [14]Kroeger K D, Crooks S, Moseman-Valtierra S, et al, 2017. Restoring tides to reduce methane emissions in impounded wetlands: A new and potent Blue Carbon climate change intervention[J]. *Scientific Reports*, 7: 11914. DOI:10.1038/s41598-017-12138-4.
- [15]Lovelock C E, Simpson L T, Duckett L J, et al, 2015. Carbon Budgets for caribbean mangrove forests of varying structure and with phosphorus enrichment[J]. *Forests* 6:3528-3546. doi:10.3390/f6103528.
- [16]Lovelock C E, Atwood T, Baldock J, et al, 2017. Assessing the risk of carbon dioxide emissions from blue carbon ecosystems [J]. *Frontier of ecology and the environment*, 15(5): 257-265, DOI: 10.1002/fee.1491.
- [17]Macreadie P I, Ollivier Q R, Kelleway J J, et al, 2017. Carbon sequestration by Australian tidal marshes[J]. *Scientific Reports*, 7:44071. doi:10.1038/srep44071.

^① 原文: Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Telszewski, M., Pidgeon, E. (eds.) (2014). *Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses*. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA.



[18]McFadden T N,Kauffman J B, Bhomia R K, 2016. Effects of nesting waterbirds on nutrient levels in mangroves, Gulf of Fonseca, Honduras[J]. *Wetlands Ecology and Management*, 24(2):217-229. DOI: 10.1007/s11273-016-9480-4.

[19]Reef R, Atwood T B,Samper-Villarreal J, et al, 2017. Using eDNA to determine the source of organic carbon in seagrass meadows[J]. *Limnology and Oceanography*, 62:1254-1265. DOI: 10.1002/lno.10499.

[20]Runting R K, Lovelock C E, Beyer H L, et al, 2016. Costs and opportunities for preserving coastal wetlands under sea level rise[J]. *Conservation Letters*, 10(1):49-57.

[21]Salmo III S G, Juanico D E, 2015. An individual-based model of long-term forest growth and carbon sequestration in planted mangroves under salinity and inundation stresses [J]. *International Journal of Philippine Science and Technology*, 8(2): 31-35.

[22]Samper-Villareal J,Lovelock C E,Saunders M, et al, 2016. Organic carbon in seagrass sediments is influenced by seagrass canopy complexity, turbidity, wave height, and water depth[J]. *Limnology and Oceanography*, 61(3):938-952. DOI: 10.1002/lno.10262.

[23]Samper-Villareal J,Mumby P J, Saunders M I, et al, 2018. Vertical accretion and carbon burial rates in subtropical seagrass meadows increased following anthropogenic pressure from European colonization[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 202:40-53. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.12.006>.

如果您有任何建议、问题或更正意见，请发邮件给我们：
thebluecarboninitiative@conservation.org

更多信息请访问：

<http://thebluecarboninitiative.org/>

本手册的免费下载版本可以在这个链接找到：

<http://thebluecarboninitiative.org/manual/>

建议引用

Howard J, Hoyt S, Isensee K, *et al.* (eds.) (2014). Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA.

引用章节示例

Fourqurean, J., B. Johnson, J. B. Kauffman, H. Kennedy, C. Lovelock and *et. al.*, 2014. Conceptualizing the Project and Developing a Field Measurement Plan. In Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Pidgeon, E., Telszewski, M. (eds.), Coastal Blue Carbon: Methods for assess–ing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows. (pp. 25–38). Arlington, Virginia, USA.

致谢

本手册获得沃尔顿家族基金会、滑铁卢基金会和韩国海洋科学技术研究所的慷慨资助。

我们感谢蓝碳行动计划的科学工作组成员，感谢他们为撰写和审阅这一手册所做的大量周到的工作和奉献。感谢CSIRO的旗舰海洋和海岸碳生物地球化学群体对Catherine Lovelock、Daniel Alongi、Carlos Duarte、Peter Ralph和Oscar Serrano等的支持。感谢韩国海洋和水产省、贝茨·莫尔斯山保护区和贝茨学院的财政支持。感谢Margaret Pickoff、Cameron Russ、Katherine Duvall、Philip Dostie、Benjamin Goundie和Laura Sewall 对文本的贡献。我们还要特别感谢Catherine Vacovsky 的文字编辑工作和Rowe Design House 和Miya Su Rowe的排版工作。



the
**BLUE
CARBON**
initiative

蓝碳行动计划

协调员

CONSERVATION
INTERNATIONAL



United Nations
Educational, Scientific and
Cultural Organization



Intergovernmental
Oceanographic
Commission

资助方

The
WALTON FAMILY
FOUNDATION

thewaterloofoundation*

