

深圳福田秋茄红树林生态系统碳循环的初步研究

毛子龙^{1,2,3}, 杨小毛^{1,3,4}, 赵振业^{3,4}, 赖梅东³, 杨道运³, 吴纯玲³, 徐华林⁵

1. 北京大学环境科学与工程学院, 北京 100871; 2. 北京大学香港科技大学深圳研修院, 广东 深圳 518057;

3. 深圳市深港产学研环保工程技术股份有限公司, 广东 深圳 518055; 4. 深圳市海岸与大气研究重点实验室, 广东 深圳 518057;

5. 广东内伶仃福田国家级自然保护区管理局, 广东 深圳 518040

摘要:滨海红树林的生产力极高, 在全球碳循环中占有重要地位, 但是其碳循环的系统测定却鲜见报道。以深圳福田秋茄林为研究对象, 2011年4月-2012年4月对内滩天然林、中滩和外滩人工林的植被、凋落物、粗木质残体、土壤的碳密度和净增量, 以及植被和土壤呼吸进行了实际观测, 并探讨了土壤有机碳来源, 初步构建了秋茄林沿不同滩位的生态系统碳循环模式。结果表明, 深圳福田秋茄林的碳密度在 234.58~694.46 t·hm⁻² 之间, 其中植被碳密度为 44.54~239.51 t·hm⁻², 凋落物和粗木质残体碳密度为 2.02~24.56 t·hm⁻², 土壤碳密度(深度为 50 cm)为 188.02~430.39 t·hm⁻², 生态系统碳密度整体上表现为自内滩向外滩降低的趋势。在研究时段内, 3个滩位的植被碳密度净增量为 4.31~13.28 t·hm⁻²·a⁻¹, 凋落物和土壤碳密度没有显著变化。红树林的凋落物生成量为 2.17~10.55 t·hm⁻²·a⁻¹, 约有 49.94~94.01%通过食草动物、冲入海洋和腐烂分解等途径消耗。植被呼吸量为 2.20~12.08 t·hm⁻²·a⁻¹, 土壤微生物的异氧呼吸量为 0.25~1.61 t·hm⁻²·a⁻¹, 甲烷排放为 0.09~0.31 t·hm⁻²·a⁻¹, 土壤有机碳输入约 18.99%~44.43%来自植被内源输入, 其余来源于海洋碳输入。生态系统的总初级生产力介于 8.68~35.91 t·hm⁻²·a⁻¹ 之间, 约有 47.38%~74.08%转变为净初级生产力(6.48~23.84 t·hm⁻²·a⁻¹)。碳平衡分析表明, 在研究时段内, 内滩的天然林是个很大的碳汇, 约 20.08 t·hm⁻²·a⁻¹, 中滩和外滩的人工林碳汇量分别为 9.98 t·hm⁻²·a⁻¹ 和 4.03 t·hm⁻²·a⁻¹。相对于陆地森林, 秋茄红树林有着显著的碳汇效益, 在全球碳循环中起着不可忽视的作用。

关键词: 红树林; 秋茄; 碳储量; 碳循环; 深圳福田

中图分类号: Q148

文献标志码: A

文章编号: 1674-5906(2012)07-1189-11

红树林是生长在热带、亚热带海岸潮间带以红树科植物为主体的常绿灌木或者乔木生物群落, 具有重要的生态系统服务功能价值^[1-2]。在生态系统碳循环成为全球变化研究热点的背景下, 红树林以其碳循环周期短和初级生产力极高等特点, 受到国内外学者的广泛关注^[3]。红树林一方面可以通过光合作用储存 CO₂, 同时将大量有机碳截存于沉积物中, 在减缓气候变化的过程中发挥着重要作用。当前众多研究集中在陆地森林生态系统碳循环上^[4-8], 而对红树林的碳储量和碳循环研究非常少。

由于滨海红树林位于海岸潮间带, 其开放状态的特殊生境使碳循环过程比陆地森林更加复杂, 包括植被-大气、植被-沉积物、沉积物-大气以及沉积物-海水等多个界面的碳交换过程, 而一些过程或组分的测定又十分困难, 方法也有待开发^[9-10]。另外, 红树林生态监测和遥感分析等资料都表明, 红树林的植被和沉积物存在巨大的空间异质性和不确定性^[11-13], 生态系统尺度上的碳循环研究有助于解释和评价这种异质性和不确定性。因此, 红树林生态系统碳储量和碳循环研究是生态学和全球变化等领域未来的重点和难点之一。

深圳福田红树林是国内外学者关注的热点区域, 前人对深圳福田红树林的植被特征^[14-15]、生态系统结构^[16]、景观变化^[17-18]和初级生产力^[19-20]等进行过深入的研究, 虽然部分研究涉及红树林生态系统碳循环的部分过程, 但是其系统测定则鲜见报道。本研究在 2011年4月-2012年4月, 对深圳市福田红树林自然保护区的秋茄群落不同滩位碳循环主要过程进行了初步观测, 初步构建了红树林碳循环模式。本文的研究目的, 一是探明深圳福田秋茄天然林和人工林的碳储量和碳汇效应; 二是因为此类研究在国内较缺乏, 本文的初步探索能够为今后的其他研究提供经验借鉴。

1 研究区概况

深圳福田红树林自然保护区位于深圳湾东北侧, 东起新洲河口, 西至海滨生态公园, 南达滩涂外海域和深圳河口, 北至广深高速公路, 沿海岸线长约 9 km, 平均宽度约 0.7 km, 总面积 367.6 hm², 地理坐标北纬 22°31', 东经 114°00'。属南亚热带海洋性季风气候, 年均降水量为 1926 mm, 年均气温 22.2 °C, 年均日照时数 2134 h。根据保护区调查资料, 福田红树林的人工林面积为 23.9 hm², 天然林

基金项目: 国家自然科学基金项目(51079001); 深圳市环保科研资金项目

作者简介: 毛子龙(1982年生), 男(满族), 博士, 主要从事生态系统碳循环研究。E-mail: maozilong1982@126.com

收稿日期: 2012-05-15

面积为 56.2 hm²。优势物种有秋茄 *Kandelia candel*、白骨壤 *Avicennia marina*、桐花树 *Aegiceras corniculatum*、海桑 *Sonneratia caseolaris* 和无瓣海桑 *Sonneratia apetala* 等。

研究区位于观鸟厅西侧，自陆地向海洋选择了内滩、中滩和外滩 3 种不同滩位的秋茄纯林为研究对象，其中内滩群落为天然林，林龄 30 a，中滩和外滩群落为人工林，林龄 18 a。每个样地确定了 10 m×10 m 范围典型群落作为固定样方，样方的基本情况见表 1。

表 1 研究样地基本情况

Table 1 The condition of the studied sites

项目	内滩		中滩		外滩	
	2011-04	2012-04	2011-04	2012-04	2011-04	2012-04
株数密度 (株·hm ⁻²)	32 400	32 400	18 800	18 800	7 200	7 200
平均胸径 /cm	9.404 7	9.8546	7.896 9	8.427 6	8.653 2	9.193 9
平均高度/m	6.15	6.40	5.50	5.75	5.85	6.10
坐标位置	22°31'42.97"N; 114°00'08.80"E		22°31'42.28"N; 114°00'07.05"E		22°31'41.50"N; 114°00'06.83"E	

2 研究方法

2.1 生态系统碳储量及其增量的测定和计算

2.1.1 植被碳储量及其增量

分别于 2011 年 4 月和 2012 年 4 月对 4 个样地 (10 m×10 m) 中的每株树木测定胸径和树高，采用软尺测量 1.3 m 处胸径，采用树高测定仪测量树高，由生物量与树高和胸径的异速生长方程^[20]推算样地内每株树的生物量 (公式 1)。

$$\lg B = \lg a + b \cdot \lg (D^2 H) \text{ 或 } B = a \cdot (D^2 H)^b \quad (1)$$

式中， B 表示生物量 (kg)； D 表示 1.3 m 处胸径 (cm)； H 表示树高 (m)； a 、 b 为公式的关系系数，根据管启杰等 (2001) 的研究结果获得 (见表 1)。

表 2 生物量异速生长方程的关系系数和有机碳含量

Table 2 Coefficient of relative growth equations and organic carbon content for biomass in different populations

组分	有机碳含量/ %	异速生长方程的关系系数		
		a	b	相关系数
叶	50.23	0.067 5	0.485 5	0.87
枝	51.22	0.124 0	0.576 2	0.95
皮干	50.41	0.488 4	0.254 2	0.88
花果	51.34	0.000 7	1.061 0	0.85
根	49.94	0.064 4	0.9919	0.95

采用异速生长方程分别计算植被叶、枝、皮干、花果和根的生物量，然后再累加获得样地单位面积的生物量。根据 2011 年和 2012 年的监测结果求得

植被生物量的净增量。另外，在监测的同时采集植物各组分样品带回实验室，经 80 °C 烘干，研磨成粉，用 PE240C 型元素分析仪，同步测定有机碳的含量，按植物各组分的含碳量 (见表 1) 换算得到碳密度 (t/hm²)^[21]。

2.1.2 粗木质残体和凋落物的碳储量及其变化量

(1) 枯立木

枯立木是指森林中未倒下的枯死树。根据红树林枯立木的分解状态，进一步分为 4 类：I 类的特征为大、中、小枝完整 (与活立木相比，只是没有叶和花果)；II 类的特征为无小枝，但有中、大枝；III 类的特征为只有大枝；IV 类的特征为完全没有枝，只剩主干。采用软尺和树高测定仪分别测量枯立木的胸径 (1.3 m 处) 和树高，利用修改的活立木生物量异速生长方程计算生物量 (公式 2)。

$$B_a = a \cdot (D^2 H)^b \cdot (1 - \omega) \quad (2)$$

式中， B_a 表示枯立木的生物量 (t/hm²)； D 、 H 、 a 、 b 等系数含义见公式 (1)； ω 表示枯立木缺枝少叶的折算系数，对于上述 I 类枯立木， $\omega=0.02\sim 0.03$ ；对于 II 类， $\omega=0.2$ ；对于 III 类和 IV 类枯立木， ω 值分别设定为 0.3 和 0.5。另外，由于枯立木地下部分的分解要比地上部分慢得多，因此，本研究从保守的角度没有考虑枯立木的分解。

(2) 枯倒木

枯倒木指倒下的枯死树。本研究将枯倒木的密度级划分为腐木、半腐木、未腐木 3 级，通过用弯刀敲击枯倒木，如果刀刃反弹回来，即为未腐木；如果刀刃进入少许，则为半腐木；如果枯倒木裂开则为腐木。在样地中调查测定不同密度级的所有枯倒木，以 1 m 区分段长度测定每一区分段两端的直径，假定每一区分段为圆柱体，以其两端直径的平均值作为区分段的平均直径，计算每区分段的体积，累加得每一密度级的材积，根据不同密度级推算枯倒木生物量。

$$B_b = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \frac{D_{dc,ij}^2}{4} \cdot \pi \cdot L_{dc,ij} \cdot \rho \quad (3)$$

式中： B_b 表示枯倒木的生物量 (t/hm²)； $D_{dc,ij}$ 表示某密度级第 i 棵枯倒木第 j 区分段的平均直径 (cm)； $L_{dc,ij}$ 表示某密度级第 i 棵枯倒木第 j 区分段的长度 (cm)； ρ 表示相应密度级枯倒木的密度 (t/cm³)，在样地监测中，分别随机选择每个密度级的 3~5 棵样木测定。

(3) 凋落物

在各样地中随机设置 1 m×1 m 的样方 4~5 个，采集沉积物表层的枯落物层，用清水冲洗风干后，

测量其总量和枝、叶量。

分别于 2011 年 4 月和 2012 年 4 月在固定样方中测定枯立木、枯倒木和枯落物的生物量(枯落物的随机取样在不同的位置), 进而求得 2 a 的变化量。

2.1.3 土壤碳储量及其增量

在样地内分别选择 5 个有代表性的采样点, 用 PVC 管挖掘土壤剖面, 按照 10 cm 间隔将土壤剖面分为 5 层, 分层采土样, 于 80 °C 下烘干至恒量后测定其容重, 并利用重铬酸钾氧化法测定其有机碳含量, 根据容重和有机碳含量数据(表 2), 计算得到 50 cm 深土层有机碳总量, 从而得到单位面积的土壤碳储量^[21]。

2.2 凋落物生成量的测定和计算

于 2011 年 4 月开始至 2012 年 4 月, 在 5 个样地中分别设置 1 m×1 m 的收集器 5 个, 每间隔 1-2 个月收集其中的凋落物, 分成枝、叶、果于 70 °C 烘干后称量。

2.3 生态系统呼吸量的测定和计算

2.3.1 植被地上部分呼吸

(1) 叶呼吸

于 2011 年 4 月开始至 2012 年 4 月, 每隔两个月在黎明前分别采取树冠低、中和高的枝条, 然后将枝条基部用湿润纱布裹住, 立刻带回实验室, 将枝条基部插入水桶内, 放置在阴暗处。所有的测量工作在采下枝条的 6 h 内完成。在静态暗箱中通过控温装置设定当月最低温和最高温范围, 采用红外线 CO₂ 测定仪测量植物叶呼吸 CO₂, 建立植物叶呼吸与温度间的曲线关系^[22], 公式如下:

$$R_l = 0.0832e^{0.082T} \quad (R^2 = 0.82) \quad (4)$$

式中, R_l 为叶片单位面积的呼吸速率 ($\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$); T 为气温 (°C)。进而通过叶面积指数求出单位群落面积的叶片呼吸量, 公式如下:

$$R_L = R_l \cdot B_l / \text{LMA} \quad (5)$$

式中, R_L 为单位群落面积叶片呼吸量 ($\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$); R_l 为叶片单位面积的呼吸速率 ($\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$); LMA 为叶片单位面积质量 ($\text{m}^2\cdot\text{t}^{-1}$),

通过对秋茄群落的测定, LMA 为 $1.0949 \text{ m}^2\cdot\text{t}^{-1}$; B_l 为单位群落面积的叶生物量, 根据公式 (1) 求出。

(2) 树干呼吸

于 2011 年 4 月开始至 2012 年 4 月, 在样地中选取 21 株红树植物测定树干呼吸 (内滩、中滩和外滩各 7 棵), 胸径范围为 15~25 cm。在测定前 24 h, 用硅酮胶将 PVC 环粘在树干 1.3 m 处, 采用红外线 CO₂ 测定仪测量植物树干呼吸 CO₂。另外, 为减少边缘对测定值的影响, 本研究本着尽量少用密封防水硅酮胶的原则^[22]。

利用最小二乘法建立树干呼吸与气温之间的指数模型:

$$R_t = 0.4017e^{0.091T} \quad (R^2 = 0.86) \quad (6)$$

式中, R_t 为树干单位面积的呼吸速率 ($\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$); T 为气温 (°C)。利用树干呼吸速率与大气温度间的相关关系换算得到研究时段内的树干呼吸通量。

采用 Xu 等^[23]的方法, 利用公式 (7) 将树干呼吸速率从单位面积换算为单位材积树干呼吸速率:

$$R_T = 400R_t / D \quad (7)$$

式中, R_T 为单位材积树干呼吸速率; R_t 为树干单位面积的呼吸速率 ($\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$); D 为胸径 (cm)。基于胸径和树高计算的材积量换算得到单位面积林地的树干呼吸速率。

2.3.2 土壤异氧呼吸和根系呼吸

于 2011 年 1 月初, 在各样地随机选取 2 个小样方做切根处理: 先量好 50 cm×50 cm 小区并做好标记, 再在四周垂直向下挖 50 cm 深、15 cm 宽的壕沟切断根系, 然后紧贴沟内壁插入 0.5 cm 厚的 PVC 板 (板相邻的 4 个角留有 4~5 cm 重叠), 板外围用原土按层依次回填、压实 (尽量保持土壤容重等其他理化性质与周边一致)。处理小区内被切断的根系不做任何处理, 任其自然分解, 在切根处理小区旁约 2 m 处选取 50 cm×50 cm 作为原样对照, 在四周作好标记。经过约 3 个月平衡后进行数据采集, 对照及切根处理的小区内定期齐地面剪掉所有

表 3 土壤剖面的有机碳含量和容重

Table 3 The contents of organic carbon and bulk density of soil profiles

时间	2011 年 4 月						2012 年 4 月					
	内滩		中滩		外滩		内滩		中滩		外滩	
项目	有机碳含量/%	容重/(g·cm ⁻³)	有机碳含量/%	容重/(g·cm ⁻³)	有机碳含量/%	容重/(g·cm ⁻³)	有机碳含量/%	容重/(g·cm ⁻³)	有机碳含量/%	容重/(g·cm ⁻³)	有机碳含量/%	容重/(g·cm ⁻³)
0~10 cm	9.81±0.95	0.97±0.02	4.88±0.44	0.96±0.03	3.97±0.42	0.95±0.02	9.95±0.88	0.97±0.02	4.90±0.21	0.96±0.05	3.98±0.37	0.95±0.02
10~20 cm	9.53±0.67	0.96±0.03	4.76±0.47	0.96±0.01	3.95±0.23	0.95±0.05	9.55±0.86	0.97±0.04	4.81±0.42	0.97±0.03	3.95±0.34	0.94±0.05
20~30 cm	8.95±0.88	0.97±0.05	4.05±0.51	0.97±0.10	3.90±0.31	0.97±0.03	9.06±0.95	0.98±0.01	4.04±0.35	0.97±0.09	3.91±0.29	0.98±0.04
30~40 cm	8.04±0.69	0.98±0.02	3.86±0.86	0.98±0.09	3.81±0.34	0.99±0.01	8.05±0.73	0.98±0.03	3.88±0.53	0.97±0.02	3.80±0.41	0.98±0.07
40~50 cm	7.46±0.62	0.99±0.03	0.53±0.21	1.23±0.03	3.78±0.68	0.99±0.03	7.43±0.56	0.99±0.02	0.51±0.19	1.25±0.03	3.79±0.87	0.99±0.03
平均	8.758±	0.974	3.616	1.02	3.882	0.97	8.808	0.978	3.628	1.024	3.88	0.968

表4 土壤碳排放-温度回归方程的关系系数

Table 4 Coefficient of soil carbon emissions-temperature regression equation

监测项目	内滩				中滩				外滩			
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>R</i> ²	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>R</i> ²	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>R</i> ²
土壤异氧呼吸	-0.272 4	0.150 4	-0.002 7	0.75	-0.218 1	0.060 6	-0.001 4	0.63	0.074 5	0.019 1	-0.000 5	0.78
根系呼吸	-0.181 6	0.100 3	-0.001 8	0.72	-0.089 1	0.024 8	-0.000 5	0.68	0.017 5	0.004 5	-0.000 1	0.71
CH ₄ 排放	-0.722 6	0.064 0	-0.001 1	0.89	-1.994 4	0.167 7	-0.002 4	0.85	-1.692 6	0.148 5	-0.002 3	0.83

地上植被^[24]。切根处理的小区即土壤微生物异氧呼吸量,对照区包括了土壤异氧呼吸和根系呼吸,利用两者的差值换算得到根系呼吸。

通过 PVC 材料自制的土壤呼吸室,采用红外线 CO₂ 测定仪和红外线 CH₄ 测定仪监测土壤呼吸速率和 CH₄ 排放,建立 CO₂ 和 CH₄ 排放量与气温的关系(见公式 8 和表 4)。利用研究时段内的平均日气温计算得到各样地全年的根系呼吸和土壤微生物异氧呼吸。

$$y = a + b \cdot x + c \cdot x^2 \quad (8)$$

式中, *y* 表示 CO₂ 或者 CH₄ 排放量 (μmol·m⁻²·s⁻¹); *x* 表示气温 (°C)。

2.4 沉积物的碳输入

红树林沉积物中有机碳的来源分为内源输入和外源输入两种。内源输入主要指红树林植物茎、叶等凋落物,同时红树林地下根的死亡也给不同深度的土壤输入有机物,而外源输入主要指通过外界水源补给过程,如地表径流、地下水和潮汐等携带进来的颗粒态和溶解态的有机质。福田红树林位于深圳河口沿岸,由于受到径流和海洋的显著影响,水流和泥沙中携带了大量的有机质,在涨落潮流的作用下被频繁地往返搬运,因此沉积物中有机碳有很大一部分来自于外源输入。

一般情况下,水生生物的碳氮比值为 6~9,陆生高等植物的碳氮比往往高于 20。沉积有机质的碳氮比值是两种来源有机质混合作用的结果,如果将两种来源的碳氮比值设定为一常数,则沉积有机质中的这两种来源的百分数便可计算出来(表 5),详细方法见钱君龙等^[25]。

根据碳氮比值的方法,内滩沉积物的内源碳输入比例为 44.43%,外源碳输入比例为 55.57%;中滩的内源碳输入为 19.44%,外源碳输入为 80.56%;外滩的内源碳输入的贡献率为 18.98%,外源碳输入为 81.02%。

2.5 生态系统碳储量、生产力和碳通量的计算

本文将红树林生态系统碳储量 (Ecosystem carbon storage, *C*) 分为植被碳储量 (Vegetation carbon storage, *C_V*)、凋落物碳储量 (Litter carbon storage, *C_L*)、粗木质残体碳储量 (Coarse woody debris carbon storage, *C_w*) 和土壤碳储量 (Soil carbon

表5 凋落物残体、海水颗粒有机物和表层土壤的碳氮比(%)

Table 5 Carbon nitrogen ratio of litter fall, particulate organic matter of sea water and surface soil

项目	有机碳含	总氮含量	碳氮比/%	
	量/%	/%		
凋落物 残体	落叶	46.51	0.87	53.46
	落果	49.68	0.87	57.10
	落花	49.75	1.06	46.93
	落枝	49.28	0.97	50.80
	按凋落量比例加权平均	47.27	0.90	52.73
海水颗 粒有机 物	2011年4月	35.42	4.81	7.36
	2011年8月	43.21	3.02	14.32
	2011年12月	31.56	4.58	6.89
	2012年4月	34.85	4.69	7.43
	平均	36.26	4.28	9.00
沉积物	内滩	9.95	0.35	28.43
表层土	中滩	4.90	0.28	17.50
壤	外滩	3.98	0.23	17.30

storage, *C_S*) 三部分。

$$C = C_V + C_L + C_w + C_S \quad (9)$$

生态系统碳储量净增量 (Carbon storage increment, ΔC), 即碳汇量, 为植被碳储量净增量 (Vegetation carbon storage increment, ΔC_V)、凋落物碳储量净增量 (Litter carbon storage increment, ΔC_L)、粗木质残体碳储量净增量 (Coarse woody debris carbon storage increment, ΔC_w) 和土壤碳储量净增量 (Soil carbon storage increment, ΔC_S) 加和得到。

$$\Delta C = \Delta C_V + \Delta C_L + \Delta C_w + \Delta C_S \quad (10)$$

初级生产力指自养生物通过光合作用或化学合成制造有机物的速率, 包括总初级生产力 (Gross Primary production, GPP) 和净初级生产力 (Net primary production, NPP)。前者是指自养生物生产的有机总碳量, 为植被呼吸量 (Autotrophic respiration, *R_a*)、凋落物生成量 (Litterfall production, *L*) 与生物量净增量 (Net biomass increment, ΔB) 加和得到。后者是总初级生产力扣除自养生物在测定阶段中呼吸消耗掉的量, 为凋落物生成量 (*L*) 和生物量净增量 (ΔB) 加和得到。

$$GPP = R_a + L + \Delta C_V \quad (11)$$

$$NPP = L + \Delta B \quad (12)$$

式中, 植被呼吸 (*R_a*) 为植被叶呼吸 (Leaf

respiration, R_l)、枝干呼吸 (Stem respiration, R_s) 和根系呼吸 (Root respiration, R_r) 加和得到。

$$R_a = R_l + R_s + R_r \sqrt{a^2 + b^2} \quad (13)$$

植被碳储量净增量 (ΔC_V) 为总初级生产力 (GPP) 减去植被呼吸量 (R_a) 和凋落物生成量 (L)。

$$\Delta C_V = GPP - R_a - L \quad (14)$$

土壤碳储量净增量为内源碳输入 (Endogenous carbon input, E_n) 和外源碳输入 (Exogenous carbon input, E_x) 与土壤微生物的异养呼吸量 (heterotrophic respiration, R_h) 和甲烷排放 (Methane emission, M_e) 的差值。

$$\Delta C_S = E_n + E_x - R_h - M_e \quad (15)$$

对于凋落物碳储量净增量 (ΔC_L)，碳输入为凋落物生成量 (L)，碳输出包括腐烂分解 (Decomposition, D)、食草动物消耗 (Herbivore consumption, H)、冲入海洋 (Into the ocean, I) 和沉积物的内源碳输入 (Endogenous carbon input, E_n)。

$$\Delta C_L = L - D - H - I - E_n \quad (16)$$

3 结果分析

3.1 生态系统碳密度

深圳福田红树林秋茄群落的生态系统总碳密度为 230.55~694.46 $t \cdot hm^{-2}$ ，约 60.06%~81.63% 的有机碳存储于土壤碳库中，植被和土壤碳密度均表现为自内滩向外滩降低的趋势。在 2011 年 4 月-2012 年 4 月研究时段内，生态系统碳汇量为 4.03~20.08 $t \cdot hm^{-2}$ ，其中 75% 以上来源于植被碳汇。生态系统不同组分碳密度和碳汇量见表 6。

深圳福田秋茄群落内滩天然林的生态系统碳密度为 674.38~694.46 $t \cdot hm^{-2}$ 。其中，植被碳密度为 226.23~239.51 $t \cdot hm^{-2}$ ，99% 以上来源于乔木层 (224.55~237.56 $t \cdot hm^{-2}$)。乔木层的碳大部分存储在植被地上部分，地下和地上生物量的比值为 0.43~0.45。相对植被而言，土壤是一个主要的碳库，占总碳密度的 61.97%~63.98%，50 cm 深度的土壤有机碳密度为 426.11~430.39 $t \cdot hm^{-2}$ ，相当于植被碳密度的 1.80~1.96 倍。另外，由于内滩的立木密度极高，截存了大量凋落物残体，地表凋落物层的碳密度为 19.23~21.75 $t \cdot hm^{-2}$ ，粗木质残体碳密度为 2.81~2.82 $t \cdot hm^{-2}$ ，但两者在总碳密度中的比例较小，仅占 3.31%~3.54%。研究时段内，内滩天然秋茄林的生态系统碳汇量为 20.08 $t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$ ，其中植被碳

表 6 深圳福田秋茄红树林的碳密度及其净增量

Table 6 Carbon density and net increment of *Kandelia candel* in Futian mangrove nature reserve

t/hm^2

滩位		秋茄林						
		内滩		中滩		外滩		
		2011年4月	2012年4月	2011年4月	2012年4月	2011年4月	2012年4月	
植被碳密度 (C_V)	林木植被	叶	24.425 3	25.307 1	11.083 8	11.942 6	4.693 6	5.081 6
		枝	80.883 2	84.826 9	35.219 5	38.489 7	15.096 5	16.576 8
		皮干	40.256 5	40.348 7	20.277 7	21.021 3	8.218 5	8.575 3
		花果	11.737 6	13.017 3	4.054 7	4.737 0	1.756 8	2.073 8
		根	67.249 8	74.063 5	24.054 2	27.860 7	10.467 6	12.233 2
		合计	224.552 3	237.563 5	94.689 9	104.051 3	40.233 0	44.540 7
	非林木植被	1.674 4	1.948 0	0.013 2	0.014 5	0	0	
合计		226.226 7	239.511 5	94.703 1	104.065 8	40.233	44.540 7	
凋落物碳密度 (C_L)		19.234 6	21.745 2	0.523 5	0.524 3	0.102 3	0.114 0	
粗木质残体 碳密度 (C_W)	枯立木	0.260 3	0.185 9	8.963 5	6.402 5	1.793 1	1.280 8	
	枯倒木	2.549	2.633 6	4.192 3	6.646 9	0.213 4	0.628 3	
	合计	2.809 3	2.819 5	13.155 8	13.049 4	2.006 5	1.909 1	
土壤有机碳 密度 (C_S)	0~10cm	95.157 0	96.515 0	46.848 0	47.040 0	37.715 0	37.810 0	
	10~20cm	91.488 0	92.635 0	45.696 0	46.657 0	37.525 0	37.130 0	
	20~30cm	86.815 0	88.788 0	39.285 0	39.188 0	37.830 0	38.318 0	
	30~40cm	78.792 0	78.890 0	37.828 0	37.636 0	37.719 0	37.240 0	
	40~50cm	73.854 0	73.557 0	6.519 0	6.375 0	37.422 0	37.521 0	
合计		426.106 0	430.385 0	176.176 0	176.896 0	188.211 0	188.019 0	
生态系统碳密度 (C)		674.376 6	694.461 2	284.558 4	294.535 5	230.552 8	234.582 8	
植被碳密度净增量 (ΔC_V)		13.284 8		9.362 7		4.307 7		
凋落物碳密度净增量 (ΔC_L)		2.510 6		0.000 8		0.011 7		
粗木质残体碳密度净增量 (ΔC_W)		0.010 2		-0.106 4		-0.097 4		
土壤碳密度净增量 (ΔC_S)		4.279		0.72		-0.192		
合计		20.084 6		9.977 1		4.03		

汇占了66.14%，为 $13.28 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ，土壤和凋落物碳库没有发生显著变化。

中滩人工林的生态系统碳密度为 $284.56\sim 294.54 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。其中，植被碳密度为 $94.70\sim 104.07 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ，99%以上为乔木层，除少量秋茄幼苗外，没有其他草本植物。乔木层地下和地上生物量的比值为 $0.34\sim 0.37$ 。相对植被而言，土壤存储了更多的有机碳，占总碳密度的 $60.06\%\sim 62.13\%$ ，50 cm深度的土壤有机碳密度为 $176.18\sim 176.90 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ，相当于植被碳密度的 $1.70\sim 1.88$ 倍。另外，由于潮汐的冲刷作用，中滩截留的凋落物残体很少，凋落物层的碳密度仅为 $0.52 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ，粗木质残体碳密度为 $13.04\sim 13.16 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ，两者在中滩总碳密度中的比例约为 $4.61\%\sim 4.82\%$ 。研究时段内，中滩人工秋茄林的生态系统碳汇量为 $9.98 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ，其中植被碳汇占了93.84%，为 $9.36 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ，土壤和凋落物碳库保持稳定，没有发生显著变化。

外滩人工林的生态系统碳密度为 $230.55\sim 234.58 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。其中，植被碳密度为 $40.23\sim 44.54 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ，全部为乔木层，极少发现红树林幼苗或其他草本植物。乔木层地下和地上生物量的比值为 $0.35\sim 0.38$ 。相对内滩和中滩而言，土壤碳库在总碳密度的比例更大，为 $81.63\%\sim 80.15\%$ ，50 cm深度的土壤有机碳密度为 $188.02\sim 188.21 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ，相当于植被碳密度的 $4.22\sim 4.68$ 倍。另外，外滩的潮汐冲刷作用最强烈，林内截留的凋落物残体极少，凋落物层的碳密度仅为 $0.10\sim 0.11 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ，粗木质残体碳密度为 $1.91\sim 2.01 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ，两者在外滩总碳密度中的比例仅为 $0.86\%\sim 0.91\%$ 。研究时段内，外滩人工秋茄林的生态系统碳汇量为 $4.03 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ，全部来源于植被碳汇。

3.2 生态系统碳循环和碳通量

根据公式9~16，初步构建了福田秋茄红树林的生态系统碳循环模式(图1)。对于土壤碳循环，根据土壤碳储量净增量、土壤异氧呼吸量和甲烷排放的监测值，用公式15推算出内源碳输入和外源碳输入之和，进而采用碳氮比值方法确定的内外源碳输入比例计算出研究时段内两种来源的土壤碳输入量。对于凋落物层，根据凋落物生成量、凋落物碳储量净增量和土壤内源碳输入，采用公式16推算出凋落物残体腐烂分解、食草动物消耗和冲入海洋的总量，但是由于难以确定三者的比例，本文仅初步估算了这三者的总量(表7)。另外，由于粗木质残体碳储量的比例较小，而且空间分布不均，在碳循环模式构建中，没有考虑粗木质残体在生态系统碳循环中的作用。

内滩秋茄天然林的植被生物量净增量为 13.28

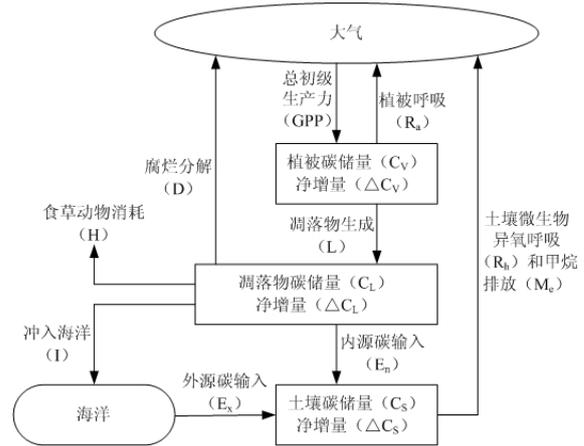


图1 秋茄红树林的碳循环模式

Fig.1 The carbon cycle model of *Kandelia candel*

表7 秋茄红树林的碳通量

Table 7 Carbon flux of *Kandelia candel*

		$\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$		
项目		内滩	中滩	外滩
植被层	总初级生产力(GPP)	35.914 2	19.901 6	8.677 1
	净初级生产力(NPP)	23.838 2	14.743 3	6.475 1
	叶呼吸	4.845 4	2.259 4	0.967 0
	植被呼吸(R_a)	6.157 8	2.728 4	1.167 7
	枝干呼吸	6.157 8	2.728 4	1.167 7
	根系呼吸	1.072 8	0.170 5	0.067 3
	合计	12.076 0	5.158 3	2.202 0
凋落物层	凋落物生成量(L)	10.553 4	5.380 6	2.167 4
	植被碳储量净增量(ΔC_v)	13.284 8	9.362 7	4.307 7
	凋落物生成量(L)	10.553 4	5.380 6	2.167 4
	腐烂分解(D)+食草动物消耗(H)+冲入海洋(I)	5.270 7	5.033 2	2.037 6
	凋落物残体向土壤的碳输入(E_n)	2.772 1	0.346 6	0.118 1
	凋落物碳储量净增量(ΔC_L)	2.510 6	0.000 8	0.011 7
土壤层	内源碳输入(E_n)	2.654 4	0.278 1	0.061 9
	外源碳输入(E_x)	3.320 0	1.152 2	0.264 0
	土壤微生物异氧呼吸(R_h)	1.609 2	0.402 5	0.249 4
	甲烷排放(M_e)	0.086 2	0.307 8	0.268 5
	土壤碳储量净增量(ΔC_s)	4.279	0.72	-0.192

$\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ，凋落物生成量为 $10.55 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ，植被的自养呼吸量为 $12.20 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ，其中地上部分和地下根系的呼吸分别为 $11.00 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $1.08 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ，GPP和NPP分别为 $35.91 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $23.84 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。生成的凋落物中约26.27%输入到土壤碳库，约49.94%以食草动物消耗、腐烂分解和冲入海洋等方式流失。土壤碳储量净增量为 $4.28 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ，内外源碳输入量分别为 $2.65 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $3.32 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ，土壤向大气中排放的总碳量为 $2.76 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。

中滩秋茄人工林的植被生物量净增量为 $9.36 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ，凋落物生成量为 $5.38 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ，植被的自养呼吸量为 $5.16 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ，其中地上部分和地下

根系的呼吸分别为 $4.99 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $0.17 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, GPP 和 NPP 分别为 $19.90 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $14.74 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。生成的凋落物中约 6.44% 输入到土壤碳库, 约 93.54% 以食草动物消耗、腐烂分解和冲入海洋等方式流失。土壤碳储量净增量为 $0.72 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 内外源碳输入量分别为 $0.28 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $1.15 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 土壤向大气中排放的总碳量为 $0.88 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。

外滩秋茄人工林的植被生物量净增量为 $4.31 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 凋落物生成量为 $2.17 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 植被的自养呼吸量为 $2.20 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 其中地上部分和地下根系的呼吸分别为 $2.13 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $0.07 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, GPP 和 NPP 分别为 $8.68 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $6.48 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。生成的凋落物中约 5.45% 输入到土壤碳库, 约 94.01% 以食草动物消耗、腐烂分解和冲入海洋等方式流失。土壤碳储量净增量为 $-0.192 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 内外源碳输入量分别为 $0.06 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $0.26 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 土壤向大气中排放的总碳量为 $0.59 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。

秋茄红树林的碳汇能力随滩面高度的降低(即海水淹浸程度的加强)而逐渐降低。内滩秋茄天然林有着很高的立木密度, 而且受到的海水扰动相对较小, 凋落物残体的截留量较高, 其植被层、凋落物层和土壤的碳汇能力最为显著。中滩和外滩人工林的立木密度随滩面高度的降低而降低, 受到的海水扰动也逐渐加大, 凋落物残留量很低, 凋落物层和土壤碳储量相对稳定, 生态系统碳汇以植被碳汇为主。

4 讨论

4.1 生态系统碳密度

秋茄红树林的植被碳密度极高, 特别是内滩和中滩的群落, 植被碳密度高达 $104.07\sim 239.51 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$, 显著高于各种陆地生态系统。就国家尺度而言, 我国 2000 年的陆地森林平均植被碳密度为 $41.0 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$, 草地平均植被碳密度为 $3.46 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ^[5], 在区域研究中, 我国温带白桦林的植被碳密度为 $45.8\sim 50.0 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$, 暖温带桦木林的平均植被碳密度为 $42.2 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$, 暖温带油松林的平均植被碳密度为 $48.2 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ^[21], 亚热带硬质阔叶树的植被碳密度为 $59.96 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$, 软质阔叶树和混交的植被碳密度为 $44.50 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 左右, 马尾松林和杉木林的植被碳密度分别为 $13.28 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $36.89 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ^[26]。因此, 温带和暖温带陆地森林的植被碳密度多在 $60.0 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 以下, 远低于内滩和中滩分布的秋茄红树林。相对于西双版纳的热带雨林, 秋茄红树林也具有较高的植被碳密度, 研究表明, 西双版纳主要森林类型的植被碳密度在 $30.95\sim 73.35 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 之间^[27], 典型季节雨

林^[28]可达到 $180.46 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。

研究样地的滩涂沉积在 50 cm 左右, 本文估算了内滩至外滩 50 cm 深度的土壤碳密度在 $188.02\sim 430.39 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 之间。这相对于陆地森林土壤 1 m 深度的碳密度, 仍然具有很高的水平。例如, 西双版纳季节雨林的 1 m 土壤碳密度为 $80.10 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ^[28], 北京温带森林 1 m 深的土壤碳密度为 $201\sim 232 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ^[21]。同时也显著高于中国 ($801. \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$)^[29]和全球的土壤有机碳密度平均值 ($106.0 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$)^[30]。

关于红树林生态系统碳储量的系统研究很少, 特别是粗木质残体和凋落物层碳储量更加少见, 国内研究多集中于植被碳储量的研究上。例如, 曹庆先^[31]估算了广西北部湾沿海红树林主要群落植被碳储量的平均值, 其中木榄为 $251.2 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 、白骨壤为 $130.9 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 、红海榄为 $55.5 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 、桐花树为 $15.7 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$, 林鹏等^[15]估算了深圳福田 56 年生白骨壤林的植被碳密度为 $82.92 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$, 另外, 海南东寨港海莲林的植被碳密度为 $210.15 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$, 福建东屿海榄雌的植被碳密度为 $217.31 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 、巴拿马大红树的植被碳密度为 $249.46 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ^[19]。在本文的研究中, 深圳福田秋茄林的植被碳密度处于红树林的平均水平, 其碳储量和碳循环研究具有一定的代表意义。总体来说, 红树林生态系统固存了大量的有机碳, 其碳密度甚至高于热带雨林生态系统, 有着显著的碳汇效益。

4.2 生态系统碳循环

深圳福田秋茄林的生态系统的净初级生产力在 $6.48\sim 23.84 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 之间, 凋落物生产力大约占 1/3 的比例。由于海水浸淹导致立木密度的差别, 福田秋茄林的净初级生产力随滩位的降低而降低, 其中凋落物生成量的平均值约为 $6.03 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}$, 植被生物量净增量的平均值为 $8.98 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。根据现有的研究成果, 表 8 统计对比了我国不同纬度红树林的初级生产力。

就世界范围而言, 红树林的凋落物生产力整体上表现为随纬度的升高而降低的趋势^[44], 我国红树林分布的纬度范围较小 ($18^{\circ}28'N\sim 24^{\circ}54'N$), 这种趋势并不明显。由于群落类型、林龄、气候等多种因素对红树林凋落物的产生均有影响, 红树林凋落物有着较大的空间异质性。根据现有的研究成果(表 8), 我国红树林凋落物生产力的平均值为 $5.86 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 生物量净增量的平均值为 $8.98 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, 深圳福田秋茄林的初级生产力高于我国的平均水平。就深圳福田红树林自然保护区而言, 本研究样地秋茄纯林的凋落物产量高于秋茄+桐花树+白骨壤群落 ($5.99 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$), 低于海桑+无瓣海桑+秋茄

表8 不同地区红树林初级生产力的比较

Table 8 The comparison of primary productivity in different areas

国内红树林分布	地理位置	群落	凋落物量/ ($t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$)	生物量净增量/ ($t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$)
海南省三亚河	18°28'N, 108°41'E	红树+海欖+欖李	6.94 ^[32]	—
海南省东寨港红树林自然保护区	19°51'N, 110°24'E	海莲纯林	6.28 ^[33]	—
海南省东寨港红树林自然保护区	19°53'N, 110°37'E	海莲林	6.55 ^[34]	8.21 ^[34]
海南省东寨港红树林自然保护区	19°56'N, 110°44'E	海莲林	7.42 ^[35]	—
雷州半岛	20°41'N, 110°12'E	秋茄+木欖+红海欖	8.48 ^[36]	—
广西省英罗湾海滩	21°28'N, 109°43'E	红海欖林	3.16 ^[37]	4.53 ^[38]
广西省英罗湾海滩	21°28'N, 109°43'E	红海欖林	3.86 ^[38]	4.53 ^[38]
深圳福田红树林自然保护区	22°31'N, 114°05'E	海桑+无瓣海桑+秋茄	8.3 ^[19]	9.90 ^[19]
深圳福田红树林自然保护区	22°31'N, 114°05'E	秋茄+桐花树+白骨壤	5.99 ^[39]	—
深圳福田红树林自然保护区	22°31'N, 114°06'E	白骨壤	—	5.75 ^[15]
深圳福田红树林自然保护区	22°31'N, 114°00'E	秋茄(本文)	6.03	8.98
广州市南沙地区	23°01'N, 113°41'E	秋茄+桐花树+白骨壤	—	4.6 ^[42]
福建省九龙江口	24°24'N, 117°55'E	秋茄林	4.31 ^[40]	—
福建省九龙江口	24°26'N, 117°55'E	秋茄林	4.60 ^[41]	—
福建省九龙江口	24°54'N, 117°23'E	秋茄纯林	4.26 ^[42]	7.47 ^[43]
	平均		5.86	6.74

群落 ($8.3 t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$), 生物量净增量高于白骨壤林 ($5.749 t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$), 低于海桑+无瓣海桑+秋茄群落 ($9.898 t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$), 这说明海桑和无瓣海桑的人工引种可以明显提高保护区内的碳储量。

福田秋茄林的土壤 CO_2 排放 (包括根系呼吸和微生物异氧呼吸) 在 $0.32 \sim 2.68 t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$ 之间, CH_4 排放 在 $0.09 \sim 0.31 t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$ 之间, 与康文星等 (2008) 在广州秋茄+桐花树+白骨壤群落的研究结果 (CO_2 排放为 $0.21 \sim 2.80 t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$, CH_4 排放为 $0.03 \sim 0.33 t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$) 相当^[43], 并与海南岛、厦门和广西英罗湾等地的研究结果也有着类似的数值和变化趋势^[45-47]。多数研究表明, 红树林土壤的 CO_2 和 CH_4 排放与气温有着一定的相关关系, 但是这种相关关系非常复杂, 在某些样地并不显著, 甚至相同地段的群落也就很大的区别^[47]。这说明影响土壤碳排放的因素很多, 除温度外, 水分含量、盐度、有机碳含量等因素也可能有着很大的影响, 但是这种影响机制需要较长的时间才能体现出来, 需要进行持续的监测才能有效地解释这种影响机制。

福田秋茄人工林中滩和外滩的植被地上部分呼吸为 $2.13 \sim 4.99 t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$, 与亚热带陆地森林^[48] ($3.94 \sim 5.42 t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$) 和温带陆地森林 ($2.19 \sim 6.93 t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$) 相当。内滩天然秋茄林的植被呼吸高达 $12.08 t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$, 高于我国主要的陆地森林系统, 与澳大利亚 20 a 的 *Pinus radiata* 林 ($10.68 t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$) 接近^[49], 而低于美国 15 a 的火炬松林 ($17.04 t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$)^[50]。红树林的植被呼吸量与滩面高度有着直接关系, 很大程度上是由不同滩位的立木密度和生物量的巨大差异导致的。

4.3 影响碳循环评估的误差分析

利用图 1 构建的红树林生态系统碳循环模式, 可以进行典型河口红树林的碳循环评估, 以下 4 个方面可能成为其评估误差的主要来源:

(1) 在红树林土壤有机碳来源的计算中, 本研究采用常规的碳氮比值方法对有机碳的来源做了粗略的估算, 认为秋茄林各滩位土壤的内源植物碳输入比例在 18.56%~44.43% 之间, 平均为 27.62%。这个结果与薛博 (2007) 采用鉴别生物标志物 (正构烷烃、脂肪酸等) 方法计算的漳江口秋茄纯林土壤的植物碳输入比例 (约 30%) 相一致^[9]。因此, 虽然碳氮比值方法在有机碳来源的估算中存在着较大的不确定性, 但是在红树林碳循环的初步研究中, 依然可以作为有机碳来源的判断方法, 而生物标志化合物等研究生态环境变化的新兴手段, 在深入了解红树林土壤碳循环中将发挥重要的作用。

(2) 本研究仅是为期一年的观测结果, 土壤和凋落物碳库的变化并不显著, 其碳储量变化的估算可能存在较大的不确定性, 因此这个研究结果不能简单地推广到更长的时间尺度, 更不能简单地应用于其他的滨海红树林类型。由于红树林生态系统碳循环过程异常复杂, 典型样地的长期监测是准确构建红树林碳循环模式的必要途径。

(3) 本研究假定了凋落物残体是植被碳库向土壤碳库输送有机碳的唯一途径, 但实际上根系分泌物和死亡根系等也是土壤有机碳库的来源之一, 这种处理的假定条件是由于呼吸和分解、根系分泌物和死亡根系在土壤中的储量保持一定。这在一个稳定的生态系统是可能的, 但需要确认^[21]。

(4) 本文对秋茄林净初级生产力的分析只考虑了生物量的净增量和凋落物产生量, 忽略了细根枯

死量、消费者对立木的采食量、挥发和淋溶的有机质、根的采食量、根系分泌物以及共生有机体输送的碳化合物等组分, 这些因素可能导致测定值低于实际值^[48]。

总之, 虽然图 1 较为粗略地描述了秋茄红树林的生态系统碳循环模式, 但是它完整地反映了红树林生态系统碳循环的各个组分和主要过程。

5 结论

通过对深圳福田秋茄群落的内滩天然林、中滩和外滩人工林生态系统碳循环各个主要组分进行的为期一年(2011年4月-2012年4月)的测定, 构建了秋茄红树林的生态系统碳循环模式(图1), 主要结论如下:

(1) 福田秋茄林在 3 个滩位的总碳密度为 230.55~694.46 t·hm⁻², 其中植被碳密度为 44.54~239.51 t·hm⁻², 凋落物和粗木质残体碳密度为 2.02~24.56 t·hm⁻², 土壤碳密度(深度为 50 cm) 占总碳密度的较大比例, 为 188.02~430.39 t·hm⁻², 生态系统碳密度整体上表现为自内滩向外滩降低的趋势。

(2) 在研究时段内, 3 个滩位的秋茄植被碳密度净增量为 4.31~13.28 t·hm⁻²·a⁻¹, 凋落物和土壤碳密度没有发生显著变化。红树林的凋落物生成量为 2.17~10.55 t·hm⁻²·a⁻¹, 约有 49.94%~94.01% 通过食草动物、冲入海洋和腐烂分解等途径消耗。植被呼吸量为 7.20~12.08 t·hm⁻²·a⁻¹, 土壤微生物的异氧呼吸量为 0.25~1.61 t·hm⁻²·a⁻¹, 甲烷排放为 0.09~0.31 t·hm⁻²·a⁻¹, 土壤有机碳输入约 18.99%~44.43% 来自植被内源输入, 其余来源于海洋碳输入。生态系统的总初级生产力介于 8.68~35.91 t·hm⁻²·a⁻¹ 之间, 约有 47.38%~74.08% 转变为净初级生产力(6.48~23.84 t·hm⁻²·a⁻¹)。

(3) 本文对深圳福田不同滩位的秋茄林碳循环各个主要组分进行了测定, 但由于时间、技术和方法的限制, 所构建的碳循环模式还需要用更精确的测定方法予以完善, 也需要与其他的测量方法进行互相验证。特别是沉积物与海洋的碳交换、凋落物层的碳循环过程等仍然需要构建更加精确的方法探寻各个组分的过程机理和影响因素。

(4) 对比国内外相关研究成果, 红树林土壤呼吸速率、植被呼吸速率存在着很大的空间异质性, 沉积物与海洋的碳交换过程及其空间变化仍然是难点所在, 这给红树林碳循环的估算结果带来了很大的不确定性, 如何准确评估红树林区域的生态系统碳循环, 是今后研究的重点和难点。

参考文献:

[1] 韩维栋, 高秀梅, 卢昌义, 等. 中国红树林生态系统生态价值评估[J]. 生态科学, 2000, 19(1): 40-46.

HAN Weidong, GAO Xiumei, LU Changyi, et al. The ecological values of mangrove ecosystems in China [J]. *Ecologic Science*, 2000, 19(1): 40-46.

[2] 辛琨, 谭凤仪, 黄玉山, 等. 香港米埔湿地生态功能价值估算[J]. 生态学报, 2006, 26(6): 2020-2026.

XIN Kun, TAN Fengyi, HUANG Yushan, et al. Valuation of ecologic services of Maipo marsh in Hongkong [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(6): 2020-2026.

[3] KRISTENSEN E, BOUILLON S, DITTMAR T, et al. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: a review [J]. *Aquatic Botany*, 2008, 89(2): 201-219.

[4] PIAO Shilong, FANG Jingyun, CIAIS P, et al. The carbon balance of terrestrial ecosystems in China [J]. *Nature*, 2009, 458: 1009-1013.

[5] 方精云, 郭兆迪, 朴世龙, 等. 1981~2000 年中国陆地植被碳汇的估算[J]. 中国科学 D 辑: 地球科学, 2007, 37(6): 804-812.

FANG Jingyun, GUO Yaodi, PIAO Shilong, et al. The estimate of terrestrial vegetation carbon sink of China [J]. *Science in China Ser.D Earth Sciences*, 2007, 37(6): 804-812.

[6] 王军邦, 刘纪远, 邵全琴, 等. 基于遥感-过程耦合模型的 1988~2004 年青海三江源区净初级生产力模拟[J]. 植物生态学报, 2009, 33(2): 254-269.

WANG Junbang, LIU Jiyuan, SHAO Quanqin, et al. Spatial-temporal patterns of net primary productivity for 1988-2004 based on glopem-CEVSA model in the "three-river head waters" region of Qinghai province, China [J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2009, 33(2): 254-269.

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

YU Guirui, WANG Qiufeng, LIU Yingchun, et al. Conceptual Framework of carbon sequestration rate and potential increment of carbon sink of regional terrestrial ecosystem and scientific basis for quantitative carbon authentication [J]. *Progress in Geography*, 2011, 30(7): 771-787.

[8] 高艳妮, 于贵瑞, 张黎, 等. 中国陆地生态系统净初级生产力变化特征—基于过程模型和遥感模型的评估结果[J]. 地理科学进展, 2012, 31(1): 109-117.

GAO Yanni, YU Guirui, ZHANG Li, et al. The changes of net primary productivity in Chinese terrestrial ecosystem: based on process and parameter models [J]. *Progress in Geography*, 2012, 31(1): 109-117.

[9] 薛博. 漳江口红树林湿地沉积物有机质来源追溯[D]. 厦门: 厦门大学, 2007: 36-45.

XUE Bo. Distinguished the source of organic matter from mangrove wetland sediments in Zhangjiang estuary [D]. Xiamen: Xiamen University, 2007: 36-45.

[10] BERGER U, RIVERA-MONROY V H, DOYLE T W, et al. Advances and limitations of individual-based models to analyze and predict dynamics of mangrove forests: A review [J]. *Aquatic Botany*, 2008, 89(2): 260-274.

[11] GIRI C, OCHIENG E, TIESZEN L L, et al. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data [J]. *Global Ecology and Biogeography*, 2011, 20(1): 154-159.

[12] 黎夏, 刘凯, 王树功. 珠江口红树林湿地演变的遥感分析[J]. 地理学报, 2006, 61(1): 26-34.

LI Xia, LIU Kai, WANG Shugong. Mangrove wetland changes in the Pearl river estuary using remote sensing [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2006, 61(1): 26-34.

[13] KAUFFMAN J B, HEIDER C, COLE T G, et al. Ecosystem carbon stocks of Micronesian mangrove forests [J]. *Wetlands*, 2011, 31(2): 343-352.

[14] 陈桂珠, 缪绅裕, 章金鸿. 深圳福田红树林生态学研究[J]. 中山大学学报: 自然科学版, 1996, 35(增刊): 294-300.

CHEN Guizhu, MIAO Shenyu, ZHANG Jinhong. Ecologic study on the mangrove forest in Futian nature reserve, Shenzhen, China [J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni*, 1996,

- 35(supplement): 294-300.
- [15] 林鹏, 胡宏友, 郑文教, 等. 深圳福田白骨壤红树林生物量和能量研究[J]. 林业科学, 1998, 34(1): 18-24.
LIN Peng, HU Hongyou, ZHENG Wenjiao, et al. A study on the biomass and energy of mangrove communities in Shenzhen bay [J]. Scientia Silvae Sinicae, 1998, 34(1): 18-24.
- [16] 李明顺, 蓝崇钰, 陈桂珠, 等. 深圳福田的红树林群落[J]. 生态科学, 1992, 1(1): 40-44.
LI Mingshun, LAN Chongyu, CHEN Guizhu, et al. Mangrove community in Futian, Shenzhen[J]. Ecologic Science, 1992, 1(1): 40-44.
- [17] 黎夏, 刘凯, 王树功. 珠江口红树林湿地演变的遥感分析[J]. 地理学报, 2006, 61(1): 26-34.
LI Xia, LIU Kai, WANG Shugong. Mangrove wetland changes in the Pearl river estuary using remote sensing [J]. Acta Geographica Sinica, 2006, 61(1): 26-34.
- [18] 李天宏, 赵智杰, 韩鹏. 深圳河口红树林变化的多时相遥感分析[J]. 遥感学报, 2002, 6(5): 364-370.
LI Tianhong, ZHAO Zhijie, HAN Peng. Detection and analysis of mangrove changes with multi-temporal remotely sensed imagery in the Shenzhen river estuary [J]. Journal of Remote Sensing, 2002, 6(5): 364-370.
- [19] 王伯荪, 廖宝文, 王勇军, 等. 深圳湾红树林生态系统及其持续发展[M]. 北京: 科学出版社, 2002: 91-95.
WANG Bosun, LIAO Baowen, WANG Yongjun, et al. Mangrove forest ecosystem and its sustainable development in Shenzhen Bay [M]. Beijing: Science Press: 2002: 91-95.
- [20] 鲁启杰, 王勇军, 廖宝文, 等. 无瓣海桑、海桑人工林的生物量及生产力研究[J]. 武汉植物学研究, 2001, 19(5): 391-396.
ZAN Qijie, WANG Yongjun, LIAO Baowen, et al. Biomass and net productivity of *Sonneratia apetala*, *S. caseolaris* mangrove man-made forest [J]. Journal of Wuhan Botanical Research, 2001, 19(5): 391-396.
- [21] 方精云, 刘国华, 朱彪, 等. 北京东灵山三种温带森林生态系统的碳循环[J]. 中国科学 D 辑: 地球科学, 2006, 36(6): 533-543.
FANG Jingyun, LIU Guohua, ZHU Biao, et al. The carbon cycle of three temperate forest ecosystem in Donglingshan, Beijing [J]. Science in China Ser. D: Earth Sciences, 2006, 36(6): 533-543.
- [22] 王森, 刘亚琴, 郝占庆, 等. 长白山阔叶红松林生态系统的呼吸速率[J]. 应用生态学报, 2006, 17(10): 1789-1795.
WANG Miao, LIU Yaqin, HAO Zhanqing, et al. Respiration rate of broad leaved Korean pine forest ecosystem in Changbai mountains[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2006, 17(10): 1789-1795.
- [23] XU M, DEBIASE T A, QI Y, et al. Ecosystem respiration in a young ponderosa pine plantation in the Sierra Nevada Mountains, California[J]. Tree Physiology, 2001, 21(5): 3009-318.
- [24] 卢华正, 沙丽清, 王君, 等. 西双版纳热带季节雨林与橡胶林土壤呼吸的季节变化[J]. 应用生态学报, 2009, 20(10): 2315-2322.
LU Zhenghua, SHA Liqing, WANG Jun, et al. Seasonal variation of soil respiration and its components in tropical rain forest and rubber plantation in Xishuangbanna, Yunnan [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2009, 20(10): 2315-2322.
- [25] 钱君龙, 王苏民, 薛滨, 等. 湖泊沉积物中一种定量估算陆源有机碳的方法[J]. 科学通报, 1997, 42(15): 1655-1658.
QIAN Junlong, WANG Sumin, XUE Bin, et al. A quantitative estimate method of terrestrial organic carbon for lake sediments [J]. Chinese Science Bulletin, 1997, 42(15): 1655-1658.
- [26] 李佳, 邵全琴, 刘纪远. 江西省兴国县森林碳储量动态变化特征[J]. 西北林学院学报, 2012, 27(2): 163-168.
LI Jia, SHAO Quanqin, LIU Jiuyan. Characteristics of spatio-temporal dynamic changes of the carbon storage of forest vegetation in Xingguo county [J]. Journal of Northwest Forestry University, 2012, 27(2): 163-168.
- [27] 张修玉, 许振成, 王俊能, 等. 西双版纳森林植被碳储量动态与增汇潜力研究[J]. 生态环境学报, 2011, 20(3): 397-402.
ZHANG Xiuyi, XU Zhencheng, WANG Junneng, et al. Research on forest vegetation carbon stock dynamics and capacity of raising carbon sink in Xishuangbanna [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2011, 20(3): 397-402.
- [28] 沙丽清. 西双版纳热带季节雨林、橡胶林及水稻田生态系统碳储量和土壤碳排放研究[J]. 云南: 中国科学院西双版纳热带植物园, 2008.
SHA Liqing. Carbon storage and soil CO₂ efflux of tropical seasonal rain forest, Rubber tree plantation and paddy soil in Xishuangbanna, southwest China [D]. Yunnan: Xishuangbanna Tropical Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, 2008.
- [29] WU Haibin, GUO Zhengtang, PENG Changhui. Distribution and storage of soil organic carbon in China [J]. Global Biogeochemical Cycles, 2003, 17(2): 1048.
- [30] FOLEY J A. An equilibrium model of the terrestrial carbon budget [J]. Tellus: Series B, 1995, 47(3): 310-319.
- [31] 曹庆先. 北部湾沿海红树林生物量和碳贮量的遥感估算[J]. 北京: 中国林业科学研究院, 2010.
CAO Qingxian. The estimation of mangrove biomass and carbon storage using remote sensing data in Beibu gulf coast [J]. Beijing: Chinese Academy of Forestry, 2010.
- [32] 张乔民, 陈永福. 海南三亚河红树凋落物产量与季节变化研究[J]. 生态学报, 2003, 23(10): 1977-1983.
ZHANG Qiaomin, CHEN Yongfu. Production and seasonal change pattern of litter fall of *Rhizophora apiculata* in Sanya River mangroves, Hainan Island [J]. Acta Ecologica Sinica, 2003, 23(10): 1977-1983.
- [33] 林鹏, 卢昌义, 王恭礼, 等. 海南岛河港海莲红树林凋落物动态的研究[J]. 植物生态学报, 1990, 14(1): 69-74.
LIN Peng, LU Changyi, WANG Gongli, et al. Study on dynamics of litter fall of *Bruguiera sexangula* mangrove in Hainan island, China [J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 1990, 14(1): 69-74.
- [34] 林鹏, 卢昌义, 王恭礼, 等. 海莲红树林的生物量和生产力[J]. 厦门大学学报: 自然科学版, 1990, 29(2): 209-213.
LIN Peng, LU Changyi, et al. Biomass and productivity of *Bruguiera sexangula* mangrove forest in Hainan island, China [J]. Journal of Xiamen University: Natural Science Edition: 1990, 29(2): 209-213.
- [35] 辛琨, 黄星, 张淑萍. 海南东寨港红树林湿地生态功能评价[J]. 湿地科学与管理, 2008, 4(4): 28-31.
XIN Ku, HUANG Xing, ZHANG Shuping. Assessment of ecological functions of mangrove wetland in Dongzhai port of Hainan [J]. Wetland Science and Management, 2008, 4(4): 28-31.
- [36] 刘素青, 韩维栋, 李际平, 等. 基于阶跃函数的红树林凋落物变化模型研究[J]. 海洋科学, 2007, 31(2): 35-39.
LIU Suqing, HAN Weidong, LI Jiping, et al. Study on the model for litter-fall varying in mangrove forest based on a unit step function [J]. Marine Sciences, 2007, 31(2): 35-39.
- [37] 林鹏, 尹毅, 卢昌义. 广西红海榄群落的生物量和生产力[J]. 厦门大学学报: 自然科学版, 1992, 31(2): 199-203.
LIN Peng, YIN Yi, LU Changyi. Biomass and productivity of *Rhizophora stylosa* community in Yingluo bay of Guangxi, China [J]. Journal of Xiamen University: Natural Science Edition, 1992, 31(2): 199-203.
- [38] 郑逢中, 林鹏, 卢昌义, 等. 广西英罗湾红海榄林凋落物动态及能流量[J]. 厦门大学学报: 自然科学版, 1996, 35(3): 417-423.
ZHENG Fengzhong, LIN Peng, LU Changyi, et al. Litter fall production and energy flow through the litter of *Rhizophora stylosa* griff. Mangrove community in Yingluo bay of Guangxi, China [J]. Journal of Xiamen University: Natural Science Edition, 1992, 31(2): 199-203.
- [39] 黄立南, 蓝崇钰, 束文圣, 等. 城镇生活污水排放对红树林植物群落凋落物的影响[J]. 应用与环境生物学报, 2000, 6(6): 505-510.
HUANG Linan, LAN Chongyu, SHU Wensheng, et al. Effect of wastewater discharge on litter production of a mangrove swamp [J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 2000, 6(6): 505-510.
- [40] 郑逢中, 卢昌义, 郑文教, 等. 福建九龙江口秋茄红树林凋落物季节动态及落叶能量季节流[J]. 厦门大学学报: 自然科学版,

- 2000,39(5):693-698.
ZHENG Fengzhong, LU Changyi, ZHENG Wenjiao, et al. Seasonal dynamics of litter fall and energy flow through the leaf litter of *Kandelia candel* mangrove in Jiulongjiang estuary, Fujian province, China [J]. Journal of Xiamen University: Natural Science Edition, 2000, 39(5):693-698.
- [41] 卢昌义, 郑逢中, 林鹏. 九龙江口秋茄红树林群落的掉落物量研究[J]. 厦门大学学报:自然科学版, 1988, 27(4):459-463.
LU Changyi, ZHENG Fengzhong, LIN Peng. Study on litter fall production of *Kandelia candel* mangrove community in estuary [J]. Journal of Xiamen University :Natural Science Edition, 1988, 27(4):459-463.
- [42] 康文星, 赵仲辉, 田大伦, 等. 广州市红树林和滩涂湿地生态系统与大气二氧化碳交换[J]. 应用生态学报, 2008, 19(12): 2605-2610.
KANG Wenxing, ZHAO Zhonghui, TIAN Dalun, et al. CO₂ exchanges between mangrove and shoal wetland ecosystems and atmosphere in Guangzhou [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2008, 19(12): 2605-2610.
- [43] 林鹏, 卢昌义, 林光辉, 等. 九龙江口红树林研究 I 秋茄群落的生物量和生产力[J]. 厦门大学学报:自然科学版, 1985, 24(4):508-514.
- [44] BOUILLON S, BORGES A V, CASTAÑEDA-MOYA E, et al. Mangrove production and carbon sinks: A revision of global budget estimates [J]. Global Biogeochemical Cycles, 2008, 22(GB2013): 1-39. doi: 10.1029/2007GB003052.
- [45] 叶勇, 卢昌义, 林鹏. 海南岛和厦门红树林湿地 CH₄ 排放的时空变化[J]. 大气科学, 2000, 24(2): 152-156.
YE Yong, LU Changyi, LIN Peng. Seasonal and spatial changes of methane emissions from mangrove wetlands in Hainan island and Xiamen [J]. Chinese Journal of Atmospheric Sciences, 2000, 24(2): 152-156.
- [46] 卢昌义, 叶勇, 林鹏. 南海海莲红树林土壤 CH₄ 的产生及其某些影响因素[J]. 海洋学报, 1998, 20(6): 132-138.
LU Changyi, YE Yong, LIN Peng. Methane production from soils of *Bruguiera sexangula* mangrove swamp in the Hainan and its several affecting factors [J]. Acta Oceanologica Sinica, 1998, 20(6): 132-138.
- [47] 田丹, 梁士楚, 陈婷, 等. 广西英罗港不同红树林群落土壤 CO₂ 和 CH₄ 通量对气温变化的响应[J]. 生态环境学报, 2011, 20(11): 1614-1619.
TIAN Dan, LIANG Shichu, CHEN Ting, et al. Effects of air temperature on soil CO₂ and CH₄ fluxes of different mangrove communities in Yingluo Guangxi [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2011, 20(11): 1614-1619.
- [48] 康文星, 田微, 何介南. 广州市十种森林生态系统的碳循环[J]. 应用生态学报, 2009, 20(12): 2917-2924.
KANG Wenxing, TIAN Zheng, HE Jienan. Carbon cycle in ten kinds of forest ecosystem in Guangzhou city [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2009, 20(12): 2917-2924.
- [49] RYAN M G, HUBBARD R M, PONGRACIC S, et al. Foliage, fine-root, wood-tissue and stand respiration in *Pinus radiata* in relation to nitrogen status [J]. Tree Physiology, 1996, 16(3): 333-343.
- [50] HAMILTON J G, DELUCIA E H, GEORGE K, et al. Forest carbon balance under elevated CO₂ [J]. Oecologia, 2002, 131(2): 250-260.

Preliminary study on mangrove ecosystem carbon cycle of *Kandelia candel* in Futian nature reserve, Shenzhen, China

MAO Zilong^{1,2,3}, YANG Xiaomao^{1,3,4}, ZHAO Zhenye^{3,4}, LAI Meidong³,
YANG Daoyun³, WU Chunling³, XU Hualin⁵

1. School of Environmental Science and Engineering, Peking University, Beijing 100871, China;

2. PKU-HKOST Shenzhen Hongkong Institute, Shenzhen 518057, China;

3. IER Environmental Protection Engineering Technology Company Limited, Shenzhen 518055, China;

4. Key Lab for Coastal and Atmospheric Research, Shenzhen 518057, China; 5. Shenzhen Futian Mangrove Reserve, Shenzhen 518040, China

Abstract: The coastal mangrove played an important role in the global carbon cycle with high productivity, but the systematic research on mangrove carbon cycle was rarely reported. This paper took *Kandelia candel* in Shenzhen Futian as the research object, and set three sample plots respectively in natural forest on inner beach, artificial forest on middle and exterior beach. In each sample spot, vegetation, litter, coarse woody debris, soil carbon density and its increase, as well as respiration of vegetation and soil were monitored thoroughly, and the mangrove ecosystem carbon cycle model along different beach was constructed initially. The results showed that, the carbon density of *Kandelia candel* in Shenzhen Futian was 234.58~694.46 t·hm⁻², and it decreased with decrease of tidal flat altitude. The vegetation carbon density was 44.54~239.51 t·hm⁻², the sum of litter and coarse woody debris carbon density was 2.02~24.56 t·hm⁻², and the soil carbon density was 188.02~430.39 t·hm⁻². In the study period, the net increment of vegetation carbon density of three sample plots was 4.31~13.28 t·hm⁻²·a⁻¹, and there was little change for soil and litter carbon density. The amount of litter generation was 2.17~10.55 t·hm⁻²·a⁻¹, about 49.94%~94.01% of which was depleted by herbivores, sea washing and decomposition. The vegetation respiration was 7.20~12.08 t·hm⁻²·a⁻¹, the soil heterotrophic respiration was 0.25~1.61 t·hm⁻²·a⁻¹, and the methane emission was 0.09~0.31 t·hm⁻²·a⁻¹. About 18.99%~44.43% of soil organic carbon input came from endogenous input of vegetation, and the remainder came from exogenous input of sea water. The ecosystem gross primary production ranged from 13.67 to 35.91 t·hm⁻²·a⁻¹, most of which translated to net primary production (6.48~23.84 t·hm⁻²·a⁻¹). Carbon balance analysis showed that, the natural forest on inner beach was a large carbon sink, about 20.08 t·hm⁻²·a⁻¹, and the artificial forest on middle and exterior beach was 9.98 t·hm⁻²·a⁻¹ and 4.03 t·hm⁻²·a⁻¹ respectively. This study showed that, the *Kandelia candel* mangrove had significant carbon sequestration benefit relative to the terrestrial forest, and the mangrove played an important role in the global carbon cycle.

Key words: mangrove; *Kandelia candel*; carbon storage; carbon cycle; Shenzhen Futian