

红树林宜林海洋环境指标研究

张乔民,隋淑珍,张叶春,于红兵,孙宗勋,温孝胜

(中国科学院南海海洋研究所边缘海地质与古环境开放实验室,广州 510301)

摘要:通过文献资料综合和实地调查,分析研究了温度、盐度、沉积物、潮汐浸淹和波浪能量 5 种海洋环境因素对红树林总体和各树种分布和生长的影响。明确指出了温度对红树林纬向分布、盐度对红树林沿河口湾和潮水河的上溯、潮汐浸淹频率对红树林沿潮滩的横向分布、和海岸波浪能量对红树林由港湾向开阔海岸的沿岸分布的主导控制作用和各自在我国东南沿海红树林区表现的临界参数。最冷月平均气温 9.3℃ 和水温 10.6℃,为最耐寒树种秋茄人工种植分布的北界;大片红树林可分布于河口湾和潮水河的全年大部分时间以咸水为主的岸段(如夏季盐度常<2.0‰,冬季盐度可达 15‰~20‰),零星红树植物可接近枯季大潮咸水上界;红树林只能占据平均海平面(或稍上)与回归潮平均高潮位之间,大致为潮汐浸淹频率 47.5% 和 2.9%;利用 16 个方位的平均风速 $V(\text{m/s})$,风向频率 $F(\%)$,有效风区长度 $L(\text{km})$,计算海岸波能指数 $W = \sum (Vi^2 Fi Li)$, $W < 7.0 \times 10^3$ 为适宜红树林生长的低波能海岸; $W > 10.5 \times 10^3$ 为不适宜红树林生长的高波能海岸; $W = (7.0 \sim 10.5) \times 10^3$ 为红树林生长零星或很差,或仅能生长人工林或幼林的中波能海岸。这些临界参数可以作为上述海洋环境因素定量的总体的宜林指标。

关键词:红树林;宜林海洋环境指标;盐度;潮汐浸淹频率;海岸波能指数

Marine environmental indexes related to mangrove growth

ZHANG Qiao-Min, SUI Shu-Zhen, ZHANG Ye-Chun, YU Hong-Bing, SUN Zong-Xun, WEN Xiao-Sheng (Open Laboratory of Marginal Sea Geology and Paleoenvironment, South China Sea Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510301, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(9): 1427~1437.

Abstract: Based on literature search and field investigations, the influences of 5 marine environmental factors such as temperature, salinity, sediment, tidal inundation and wave energy on mangrove distribution and growth are studied in general and on level of species to some degree. Their leading control roles are discussed and some potential indexes related to mangrove growth are proposed definitely.

(1) Air or seawater temperatures have a control on the latitudinal distribution of mangroves. In global pattern, mangroves flourish on tropical coasts with winter seawater temperature above 20℃, but some cold-resistant species can naturally extend polewards to 31° 34' N (Japan), 32° 20' N (Bermuda Islands), 38° 54. 8'S (Australia) and 38° 03' S (New Zealand), or even further to 34° 38' N (Japan) and 41° 13' S (New Zealand) by artificial transplantation. These species are capable of tolerating minimum temperature as low as about 10℃ in Brasil and New Zealand, and the lethal temperature is -3.0℃. In China the northern limit of *Kandelia candel*, the most cold-resistant mangrove species in east Asia, reaches the Fuding County of Fujian Province at 27° 20' N for natural communities and the Leqing Bay of Zhejiang Province at 28° 25' N for transplanted and survival communities, where the January air temperatures are 9.8℃ and 9.3℃ and the January seawater temperature 10.9℃ and 10.6℃ respectively. Mangrove species have different cold-resistance and can be accordingly divided into three ecological groups: thermophilic eurytopic, thermophilic stenotopic and cold-resistant eurytopic.

基金项目:‘九五’国家科技攻关(96-007-03-04)和广东省自然科学基金(970270)资助项目

收稿日期:2000-05-13;修订日期:2000-12-24

作者简介:张乔民(1942-),男,江苏省姜堰市人,研究员。主要从事海岸河口动力地貌学、热带生物海岸现代过程研究。

* 野外工作得到湛江市林业局、雷州市林业局、三亚市自然保护区管理处协助,谨致衷心感谢。

(2)Seawater salinity is a control factor for mangrove distribution upstream along estuaries and tidal rivers. The field investigations on mangrove distributions and seawater salinities of the Suixi River in Zhanjiang City and the Sanya River in Sanya City show that along an estuary or a tidal river, flourishing mangroves can reach upstream where brackish water is dominant during most time of a year (salinity usually <2.0 in summer and 15~20 in winter), and scattered stands of mangroves mixed with fresh water vegetation can reach further upstream to brackish water limit of dry season and spring tide, which may be only 10km upstream in the Suixi River of Zhanjiang City, the Sanya River of Sanya City and the Jiulongjiang River of Fujian Province, but as far as 300km upstream in the Fly River of Papua New Guinea. In general, mangroves can grow on tidal flats with a wide range of pore water salinity (0~90). Thus mangrove species can be divided into different ecological groups: euryhaline and stenohaline, or upper, middle and lower reaches along an estuary or a tidal river.

(3)Mangroves can live on all types of sediments ranging from soft mud to even gravel or rock, but mud flat is most favorable for mangrove growth. Though the relation between mangrove species and sediment types has been studied in many works, the critical index for sediments is not clear yet.

(4)Transverse distribution patterns of a mangrove and its species on tidal flats are determined generally by its adaptability to tidal inundation and a series of corresponding physical and chemical environmental gradients. Based on the leveling survey at 14 flat transects of 4 mangrove stands and also on the observation and analysis on local tidal data, mangroves can only occupy the tidal flats between the mean sea level (of slightly above) and the mean higher high water of tropic tide. Their corresponding inundation frequencies are 47.5% and 2.9% respectively at the Dongzhaigang Harbor of Hainan Island. There are corresponding seaward ecological series of mangrove species.

(5)Coastal wave energy is a main factor for mangrove distribution along shore from sheltered bays to open coasts. A coastal wave energy index, $W = \sum (V_i^2 F_i L_i)$, is proposed here, of which V for mean wind velocity (m/s), F for wind direction frequency (%), L for length of wind fetch (km, when $L > 30\text{ km}$, taking $L = 30\text{ km}$), i for 16 wind directions. Taking mangroves distributed in the Leizhou Bay of Zhanjiang City and the Lingdingyang Estuary of Pearl River mouth as examples, $W < 7.0 \times 10^3$ is for low wave energy coasts suitable for mangroves; $W > 10.5 \times 10^3$ is for high wave energy coasts not suitable for mangroves, $W = (7.0 \sim 10.5) \times 10^3$ is for middle wave energy coasts on which there are only scattered, young or planted mangrove plants.

In fact, the factors affecting the general distributions and species patterns of mangroves involve not only above environmental factors, but also biotic (e. g. mangrove origin, evolution, expansion and inter-species competition), historic (e. g. continental drift, sea level change and climate change) and other (e. g. contingency) factors and complex interactions among all of them. Only under some specific conditions, can an environmental factor become a leading control and form a critical index for mangrove distribution and growth.

Key words: mangrove; marine environmental index for mangrove; salinity; tidal inundation frequency; coastal wave energy index

文章编号:1000-0933(2001)09-1427-11 中图分类号:Q178.531,S718.51 文献标识码:A

Walsh 曾总结出适合红树林生长所必需的 5 个条件:热带型的温度,细颗粒沉积物,受掩护的岸线,咸水,宽广的潮间带^[1]。Chapman 又增加海流的冷暖与流向对红树林胎生苗的输送与分布的限制^[2,3]。这些根据红树林自~~自~~然分带~~带~~而~~而~~纳的立地条件,虽然总体上以定性为主,或有定量指标但不够准确,现仍被广泛用于选择红树林宜林地参考^[4]。本文根据国内外大量文献的综合以及在深圳福田、海南东寨港、廉江英罗港、

雷州市东海岸、湛江港湾顶、海南三亚、珠海淇澳、香港吐露港汀角等地开展红树林生态与环境野外调查研究资料,在初步分析中国红树林分布规律和宜林海洋环境指标的基础上^①,进一步综合论述温度、盐度、沉积物、潮汐漫淹、波浪能量等5种海洋环境因素对红树林分布和生长的影响及探讨其宜林指标。

1 温度(包括水温和气温)及其对我国红树林分布北界的宏观控制

温度是控制陆地和海洋生物地理分布的主要因素。海洋生物地理分布区按水温指标分带为热带(冬季水温>20℃,夏季水温>25℃)、暖温带(冬季水温10~20℃,夏季水温15~25℃,相当于中国的亚热带)等^[5]。世界红树林主要分布于热带海域,但一些耐寒树种可以伸展到暖温带^[2]。其纬度分布主要受温度(气温、水温或霜冻频率)宏观控制^[1~3,6],可能与水温关系更密切^[7]。由于洋流在大陆东岸多为暖流而大陆西岸多为寒流,相应的红树林自然分布边界在大陆东岸会向极地方向移动而在大陆西岸会向赤道方向移动^[6,7]。在旧大陆东岸可到达31°34'N(日本九州岛南端一个火山口海湾,最耐寒树种为秋茄*Kandelia candel*,曾被误认为是人工栽种)^[2,8]、32°20'N(北大西洋北慕大岛,最耐寒树种为光叶白骨壤*Avicennia germinans*,和美国红树*Rhizophora mangle*)^[2]、38°54.8'S(澳大利亚南端,最耐寒树种为白骨壤变种*Avicennia marina* var. *australisiea*)^[7]和38°03'S(新西兰北岛中段,最耐寒树种为白骨壤变种*Avicennia marina* var. *resinifera*)^[9]。曾有报道在新西兰南岛以东大洋中44°S的Chatham岛发现白骨壤,但后来证实是*Olearia traversii*的误认^[9]。在新大陆西岸的南美洲太平洋海岸最近仅可到达7°S^[3]或3°40'S(靠近秘鲁和厄瓜多尔的边界,最耐寒树种为光叶白骨壤和哈氏红树*Rhizophora harrisonii*)^[2,7]。红树林分布区最冷月平均气温^[1,2]或水温^[6,7]通常大于20℃,或最冷月平均气温大于16℃^[3]。但南美洲东岸、澳大利亚、新西兰3处南半球岸段可伸展到或甚至超过最热月平均水温20℃等温线,并被解释为局部暖流延伸或古代分布残留^[6]。分布最耐寒红树树种的边界区最冷月平均气温可为15.5℃(红海北部,白骨壤*Avicennia marina*),12.7℃(佛罗里达,光叶白骨壤),10℃(巴西,光叶白骨壤),10℃(新西兰,白骨壤变种)^[2]。通常边界区的红树林生长不稳定,常受周期性冬寒的侵袭。如美国墨西哥湾路易斯安娜州海岸(29°N~30°N)生长于互花米草(*Spartina alterniflora*)盐沼外缘的白骨壤林,由于1961~1962年和1962~1963年连续数日-3℃至-11℃的冬寒而使之几乎灭绝,其后又恢复生长,至1974年已长至4m高林带并侵入到互花米草之内^[2]。又如新西兰奥克兰附近Henderson Creeck的白骨壤变种红树林因1951年6月28日至7月4日的霜冻而死亡一半^[9]。一般认为红树林冬寒致死温度为-3.0℃,每5~10年出现低于-3.0℃的霜冻,会阻止红树林开花,形成红树林天然分布界限^[10]。另外,在不少情况下,通过人工种植可使红树林生长边界向极地方向移动相当大距离。如日本东海岸秋茄由九州的鹿儿岛(31°34'N)北推到本州岛静冈县(34°38'N)^[8],新西兰白骨壤变种由北岛中部(38°03'S)南推到南岛北端(40°43'S),甚至北岛南端(41°13'S,种植成功后又已被人工填埋)^[9]。新西兰白骨壤变种的自然分布界限不能准确代表与温度状况相平衡的情况,而是由海岸动力条件和海岸地貌条件(基岩海岸为主,缺少受掩护的港湾)对红树林胚轴扩散和定植的制约所控制,即红树林胚轴扩散漂浮成活的时段内难以找到合适的生境,限制了红树林的自然扩展^[9]。

我国最耐寒红树林树种秋茄自然生长北界为福建福鼎县(27°20'N)。50年代后期起秋茄成功北移110km,成功应用于浙江省海堤防护。人工种植生长北界为浙江乐清湾(28°25'N)^[11]。曾引种其它树种和更北的位置,均因冬季寒害而不能成功。按陆地气候资料^[10],自然生长北界和人工种植生长北界最冷月(1月份)平均气温分别为8.4℃和7.3℃。按海洋气候资料^[11],其最冷月(1月份)平均气温与水温为9.8℃,10.9℃(自然分布北界)及9.3℃,10.6℃(人工引种北界)。受黑潮暖流的影响,红树林沿台湾岛、琉球群岛向北可分布至比中国大陆红树林北界纬度更北的日本鹿儿岛喜人町(31°34'N,自然分布北界)或静冈县(34°38'N,人工引种北界)^[8],其1月份平均气温与水温分别为10.5℃,16.0℃(自然分布北界,人工引种北界资料暂缺)。不同的地区可能有不同的临界温度。红树植物秋茄自然生长北界的临界温度日本似乎高于中国。

除了温度对红树林分布整体上的宏观控制以外,不同的红树林树种有不同的温度要求。可以根据其对

万方数据

^① 隋淑珍. 中国红树林分布规律及宜林海洋环境指标研究. 广州: 中国科学院南海海洋研究所硕士论文, 1999.

气温的适应范围把中国红树植物划分为3个生态类群:嗜热窄布种、嗜热广布种、抗低温广布种^[12]。嗜热窄布种包括红茄(*Rhizophora mucronata*)、红树(*Rhizophora apiculata*)、红榄李(*Lumnitzera littorea*)、水榔(*Nypa fruticans*)、杯萼海桑(*Sonneratia alba*)、大叶海桑(*Sonneratia ovata*)、水芫花(*Pemphis acidula*)等,仅自然分布于海南岛东南岸与台湾高雄以南海岸,这一类群能适应最低月平均气温大于20℃。嗜热广布种以木榄(*Bruguiera gymnorhiza*)、角果木(*Ceriops tagal*)、红海榄(*Rhizophora stylosa*)、海莲(*Bruguiera sexangula*)、海漆(*Excoecaria agallocha*)、榄李(*Lumnitzera racemosa*)、银叶树(*Heritiera littoralis*)和卤蕨(*Acrostichum aureum*)为代表,主要分布于由防城至厦门的大陆沿岸及海南岛西北岸、台湾高雄以北海岸。它能适应最低月均温大于12~16℃。抗低温广布种有秋茄、白骨壤和桐花树(*Aegiceras corniculatum*)等,为福建厦门以北海岸区的优势种。能引种到浙江的仅秋茄一种,它能适应最低月均温小于11℃。由嗜热窄布种到抗低温广布种,还可以进一步细分为7个等级的中国红树林耐寒性生态系列^[10]。由海南岛向北,随着纬度渐高,气候带由中热带(海南岛南部)、北热带(海南岛北部、雷州半岛及台湾岛南部)、南亚热带(广西、广东、台湾北部及福建南部沿海地区)到中亚热带(福建北部及浙江沿海),红树林分布面积及树种数均显著降低,嗜热性树种消失,耐寒性树种占优势,林相也由乔木变为灌木,树高降低,充分显示温度对红树林树种组成和群落结构的纬度分布的宏观控制作用^[13]。实验证实,红树植物幼苗阶段对低温特别敏感。海桑种子在30~35℃发芽最佳,幼苗在27.6~28.6℃时生长最好;红树胚轴在15℃中储藏2个月能种植成活和正常生长,在10℃中储藏1个月,顶芽开始变黑坏死;海莲胚轴在5℃中储藏15d全部死亡,在10℃中储藏1个月形态保持正常;秋茄胚轴在5~8℃中储藏1个月造林成活率为93.3%^[14]。实验还证明红树林具有趋异适应能力,使得红树林叶片抗寒力具有随纬度升高的种群分化、及季节变化和部位差异的特点^[15],使得确定红树树种的抗寒力指标更加困难。

2 盐度及其对控制红树林沿河口湾和潮汐河流上溯分布的控制

红树林可在相当大盐度范围内(0‰~90‰)生长^[16]。当潮汐河流下游平原河段底坡降平缓(如Fly河为1:40000),潮汐和海水可沿河上溯相当大距离,红树林也可沿河口湾或潮汐河流上溯一定距离,如加里曼丹岛(婆罗洲)Baram河上溯130km,Kapuas河上溯240km,巴布亚新几内亚Kikori河上溯140km,Fly河上溯320km^[2]。但盐度仍然是控制红树林沿河口湾和潮汐河流上溯距离的主要因素。Fly河潮汐水位影响范围(潮区界)可达800km^[17],红树林沿河上溯仅达咸水影响范围(咸水界)的320km^[2]或300km^[17]。这可能是世界上红树林沿潮汐河流上溯的最大距离。

粤西湛江港(湾)从湾口至湾顶石门总长51.6km,为华南最大规模的溺谷湾,不规则半日潮平均潮差1.96m(湾口)~2.60m(湾顶)^[18]。石门以上的遂溪河全长63.6km,潮区界可达石门以上22.6km的遂溪县新桥,咸水界可达石门以上13.6km的遂溪县官湖。较大片红树林沿湾顶遂溪河潮汐河段上溯,上界在石门以上5.4km的廉江县新华鸡笼山岛北侧。该处除了5月至8月降雨后或低潮时为短时淡水控制外,其余大部分时间为咸水控制。据1978年7月上下游同步实测资料,鸡笼山岛以上约4.6km的许宅村高低潮位平均盐度仅0.09‰,向下游10km和22.3km的石门和调顺平均盐度4.78‰和17.43‰,由调顺至石门至许宅村平均每公里降低盐度1.03‰和0.47‰^[18],推算鸡笼山岛7月平均盐度为2.15‰。另据1998年11月冬季一次中潮低高潮位准同步实测资料,鸡笼山岛林区海水盐度15.3‰。下游6.3km石门桥和上游3.1km中河东村海水盐度分别为21.0‰和8.1‰。由石门桥至鸡笼山岛林区至东村平均每公里降低盐度0.76‰和2.32‰,说明冬季鸡笼山岛林区盐度较夏季高且梯度大的盐度锋区移向上游。鸡笼山岛以上河段的两岸或心滩仍然出现红树植物但多为零星分布,渐以半红树植物为主并和淡水植物混生。

海南三亚河总长31.3km,分布红树为主的红树林,较大片分布区大致与三亚河两岸盐田分布区相近或略偏向上游,分别到达东河二环路桥(湾口以上约6.5km)以上约1.0km和西河金鸡岭桥(湾口以上约6.4km)以上约1.5km。该处夏季以淡水为主(尤其表层)。据1999年8月17~18日大潮涨潮后期东西河纵向盐度测定,1m水深处大潮高潮盐度从口门内的32.1‰下降到东河二环路桥的1.5‰和西河金鸡岭桥的2.2‰。其他季节以咸水为主。据1998年数据^[19]25日大潮涨潮前半期9h上下游同步纵向盐度测定,东河潮见桥(湾口以上约1.7km)盐度25.7‰~28.1‰,西河金鸡岭桥大潮低潮前后约2.5h为低盐度(平均5.7‰),然后剧增为较长时间的较

高盐度(平均 22.5‰)。据调查访问,冬季大潮咸水还可从大片红树林分布上界再向上游推进 1~2km,但红树林仅零星分布或以半红树植物为主。潮区界可达湾口以上 10km 以上。

福建九龙江潮汐河段红树林上溯分布达十余公里。其中龙海县浮宫和石美,1982 年 1 月 12 日平均海水盐度分别为 17.09‰ 和 2.16‰,分别生长秋茄林和散生的桐花树^[13]。

综合上述资料,红树林沿河口湾和潮汐河流上溯分布可接近枯季大潮咸水上界,但其中全年中淡水为主的较上游河段红树林多为零星分布并和淡水植物混生,大片红树林区只能出现在较下游全年中咸水为主的河段(如夏季盐度常<2.0‰,冬季盐度可达 15‰~20‰)。

盐度除了对红树林分布整体上的宏观控制以外,不同的红树林树种有不同的盐度要求。如福建秋茄的适宜海水盐度为 7.5‰~21.2‰,过高或过低均抑制秋茄生长^[13]。海桑和无瓣海桑(*S. apetala*)种子发芽需要海水盐度<10‰,在海水盐度较高的地方育苗必需浇淋淡水^[20]。Smith^[21]统计了 44 个红树树种的耐荫性和盐度适应性,25 种能适应>40‰的最大土壤盐度,最大可达 100‰(光叶白骨壤),或 90‰(两色白骨壤 *A. bicolor*,拉关木 *Laguncularia racemosa*);最适宜盐度除了光叶白骨壤为<40‰,其余 13 种均<34‰。如老鼠、红海榄、木果棟均为 8‰,角果木为 0‰~15‰,桐花树、红树为 8‰~15‰,白骨壤为 0‰~30‰ 等。通常盐度过高使植物呼吸作用增强而净生长量减少,盐度过低则不利于与其它植物(如生长更快的淡水植物)竞争^[16]。可以根据其在河口湾和潮汐河段的分布位置划分红树植物为上游组、中游组和下游组^[8],或按对盐度的适应范围划分为两个生态类群:广盐种和窄盐种^[21]。后者只能生长于正常海水盐度,前者还可以生长于干热气候和很少潮汐漫淹的高潮滩超盐环境,但如果土壤盐度太高则成为没有任何红树林生长的裸盐滩。通常广盐种广盐适应性的代价是慢生长和竞争能力较差,只能生长在比最适盐度高的潮滩位置^[7]。事实上,红树林生长于海滨咸水环境是为了逃避其它高等植物竞争而不代表红树林生长发育本身需要咸水,相反应该说红树林生长发育需要淡水,因为正是在高降水量和高淡水径流区红树林发育最好^[16,22]。也有认为淡水径流对北澳大利亚 92 个河口湾红树树种丰度没有影响,但其中没有考虑潮滩淡水渗流的影响^[21]。但是,一般情况下,低盐度海水对红树植物有促进生长的效应。

3 沉积物与土壤及其对红树林生长和分布的影响

沉积物及其上发育的土壤是直接影响红树植物生长发育最重要的环境因素之一^[23]。以色列学者把红树林划分为软底型(Soft bottom mangal, 生长于河口湾环境淤泥质潮滩)、硬底型(Hard bottom mangal 生长于大洋环境砂砾质潮滩)及之间的过渡类型^[24],显示了红树林海岸沉积物的巨大差异。新西兰红树林高度与沉积物中粒径>0.02mm 的细颗粒百分含量作相关图发现,含量>50% 时多为高或中红树林,含量<50% 时多为矮红树林^[9]。在西马来西亚,开放淤积海岸很少有机质和部分氧化的土壤上先锋树种是两色白骨壤;河口湾或海岛间多有机质还原性土壤则以红树为主,并有大量淤泥虾(*Thalassina*)小丘形成酸性硫酸盐土^[8]。Eisma 等^[25]根据世界上许多地区的资料,综合了不同红树树种(属)对沉积物和土壤特性的要求。白骨壤属(*Avicennia*)适应性较广,既能在新淤泥上形成先锋植物,也可生长于老的压实淤泥、沙质淤泥或沙、钙质淤泥、氧化沉积物、积水沉积物、短时漫淹区等。红树属(*Rhizophora*)可在新淤泥上形成先锋植物,但通常生长于近岸、半咸水、氧化或深度还原的淤泥,也可生长于沙质黏土、积水土壤、低地、钙质泥坪。海桑属(*Sonneratia*)通常在淤泥沉积上形成先锋植物,也可生长于沙质淤泥、积水土壤、内陆沙质黏土和珊瑚灰岩。木榄属(*Bruguiera*)通常生长于高滩缺氧和高有机质含量沙质淤泥、咸淡水过渡带。木果棟属(*Xylocarpus*)生长于高滩正常漫淹的排水好的土壤,并与榄李属(*Lumnitzera*)共同分布于咸淡水过渡带,与角果木属(*Ceriops*)共同分布于低盐而排水好的最高滩。海漆属(*Excoecaria*)生长于低盐而排水差的硬黏土。银叶树属(*Heritiera*)生长于低盐而多洪水漫淹少盐水漫淹的土壤,也可在高盐区形成混合林。水椰属(*Nypa*)生长于咸淡水过渡带。同一属而不同种的红树植物也可生长于不同的沉积物类型。如红树属中红树生长于淤泥,红海榄为沙质淤泥,总花红树(*R. racemosa*)为松软淤泥,哈氏红树为压实淤泥,红茄为沙土;白骨壤属中白骨壤生长于沙土,河岸白骨壤(*A. alba*)为淤泥;木榄属中小花木榄(*B. parviflora*)生长于较湿土壤^[26],柱果海桐(*B. cylindrica*)生长于干燥土壤,海莲为淡水过渡带等^[25]。不同的沉积物组成还会影红树植物的耐盐力。如光叶白骨壤和拉关木在超盐水条件下的幼苗生长,在沙上不能成活,90%沙和

10%黏土则100%成活但叶脱色,75%沙和25%黏土则100%成活且叶正常^[21]。

我国20世纪60年代琼北红树林海岸研究就已发现红树林可以生长在各种底质的海岸上,以淤泥质潮滩最普遍和生长最好,但也能生长在砂质、玄武岩铁盘层、甚至巨砾潮滩上^①。郑德璋等总结了中国不同红树植物对滩涂沉积物和土壤特性的要求^[20]:红树、海桑、拟海桑(*S. paracaseolaris*)、大叶海桑(*S. ovata*)、木榄等一般生长于淤泥深厚的潮滩;白骨壤、杯萼海桑、角果木、榄李、卤蕨、老鼠等在沙质土壤上也能生长;海莲、海漆、银叶树能生长在坚实的泥质土或泥沙质土高潮滩;秋茄和海桑属各种能生长于稀烂深厚的淤泥潮滩;桐花树适应土壤能力强,分布广;白骨壤、桐花树、杯萼海桑、银叶树等对土壤养分需求不高;木榄、海莲、海漆等要求肥沃的潮滩等。又如广西木榄林多要求养分和盐分含量较高的壤土-黏土;红海榄纯林多要求养分和盐分含量略低的壤土-黏土;桐花树林要求沙质壤土-壤土,养分含量差异较大;秋茄林多要求养分含量较低的沙质壤土或壤质沙土;白骨壤林多要求养分和盐分含量最低的沙土^[26]。香港吐露港汀角硬底型红树林区为小面积窄条带低矮密集灌丛及局部小乔木群落,东岸有一条林内沙脊,其沉积物中<0.063mm的粉沙和黏土仅占3.17%(周围林区平均占16.0%),加上地形略为高起(最大约0.60m),使得沙脊顶部生长通常仅见于岸缘的榄李和海漆,明显高出周围约1m高的桐花树、白骨壤、秋茄林,形成很突出的长条状林岛^[27]。沙砾质海岸(如香港吐露港汀角和广西北海大冠沙)硬底型红树林与淤泥质海岸(如香港Nut Chau和深圳市福田)软底型红树林相比,前者通常树高偏矮,树冠面积偏小,树的密度可能较大,生长发育较差,群落生物地貌功能较弱^[27, 28]。在各类型红树林沉积物中,沙泥混杂的沉积物较普遍,很少较纯净的砾、沙、粉沙或黏土,可能后者比较不适合红树林生长^[29]。综合所有上述国内外分析资料可以看出,沉积物类型和土壤性质与红树林树种和生长状况之间的关系仍然是粗略的和定性的,确切关系被Eisma等评价为‘仍然不清楚’^[25]。

红树林海岸沉积物类型复杂,受初始沉积物来源、后期海岸动力的输运、分选和改造及红树林生物过程三大因素影响^[18]。红树林以其茂密枝叶根系阻滞和衰减波浪和水流,捕获细颗粒泥沙(暴风浪时也可捕获粗颗粒泥沙),并以其丰富的凋落物产量(可占其净初级生产力的40%),共同形成红树林特有的沉积物(如红树林泥炭和红树林淤泥)和土壤(酸性硫酸盐土)^[27, 28]。不同质地的滩涂决定了红树林类型的分布,反之,有了不同的红树林类型也改造了滩涂的土壤性质。红树林土壤通常呈还原状态,具沼泽化特征;含盐量高,具盐渍化特征;pH值低,具较强酸性;有机质含量较高,营养元素丰富;质地较均匀,粘粒含量高。这些特点部分由于红树林通过生物积累和循环作用,酸化作用,生物积盐作用等形成^[13]。

4 潮汐漫淹及其对红树林沿潮滩横向分布的控制

红树植物是陆生有花植物进入海洋边缘演化而形成^[33]。它在潮滩上的分布位置(高程)及森林结构(如树种分带)主要反映了对潮汐漫淹程度(它取决于潮汐和潮滩高程两个因素,也称为潮汐-高程复合因素tide-elevation complex^[34])以及与漫淹有关的一系列物理和化学环境梯度的适应过程^[21, 23, 31~33]。关于红树林潮汐漫淹最早和最经典的研究是Watson的马来半岛红树林漫淹等级分类^[32],从每一个高潮都能淹没(每月56~62次)到特大潮或风暴潮才能淹没,分为5级,各有其特殊红树植物树种组合,但每种红树植物可分属于其中1个、2个、个别为3个漫淹等级。最新的分类仅简化为低、中、高(潮滩)3个等级,相应每月漫淹次数分别为>45次、20~45次、<20次,每种红树植物分属于其中1个、2个、个别为3个(如白骨壤)等级^[6]。一些研究澳大利亚红树林的科学家^[28, 30~33]和英国潮汐学家^[34]都注意到红树林带分布于平均海面(或稍上)与大潮平均高潮位(或最高潮水位)之间的潮滩面,这是红树林总体受潮汐漫淹控制的重要表现。断面水准测量资料表明红树林外缘高程在佛罗里达为平均海面以上0~12cm,在大开曼岛为平均海面以上15~30cm^[38]。白骨壤幼苗不能在平均海面线以下的潮滩面自然生长^[36]或种植^②。坦桑尼亚红树林因洪

^① 毛树珍,宋朝景,许祖康.海南岛北部红树林海岸调查报告.见:中国科学院南海海洋研究所编印.南海海岸地貌学论文集·第二集,1975.169~200.

^② Othman万方数据. Role of mangrove in coastal protection. Paper presented at the Symposium on Mangroves, Kuala Lumpur, Malaysia, 1991.

水长期浸淹致死^[40],印度东岸白骨壤因潮滩淤高缺乏浸淹致死,需要挖沟引水^[40]。但也有不受任何潮汐甚至河流影响的所谓内陆红树林(如太平洋和西印度洋的一些小岛^[7,41])或非海洋沼泽红树林(如大开曼岛^[42])。还有些文献提到红树林在巴西、印度、日本和佛罗里达可以生长到低潮位^[2,23];在伯利兹和肯尼亚可以生长到大潮低潮位^[40];在佛罗里达南部可达浅水潮下带^[43];低潮线可位于白骨壤呼吸根中部^[24];水道边缘的红树属植物支柱根可部分伸入到连续浸淹区^[16]。Chapman 还认为控制红树林在潮滩的分布和群落结构主要因素是盐度、土壤类型等,其次才是浸淹频率等^[2]。从大多数情况来看,目前还未建立起红树林与当地潮汐水位的确切关系^[23]。

我国红树林研究文献中同样存在关于红树林生长带与潮汐水位关系的不同论述(包括潮汐术语使用混乱),张乔民等^[44]对此进行了评述,并按 3 个半定位实验点 10 条横断面水准测量和潮位观测资料,确定红树林主要分布在平均海平面稍上与回归潮平均高高潮位(相当于正规半日潮型的大潮平均高潮位)之间的潮滩面(后又增加 4 条横断面^[27])(表 1)。在东寨港林市村,相当于潮汐浸淹频率 47.5% 和 2.9%。从而初步实现潮汐浸淹控制作用的定量表述。红树林的这一重要生态学特点不仅确定了红树林海岸地貌的基本格局及其响应海平面变化的主要机制^[16,28,34],而且确定了红树林建立和演替的模式:红树林不能随意地生长或向裸滩扩展(无论是天然幼苗或人工种植),必须以滩面高程已淤涨到平均海面以上并达到一定程度的稳定为前提^[31]。这也是曾引起长期争论而现已基本统一的认识:红树林首先是追随海岸淤积过程,然后一旦生长起来再促进更快的淤积,而不是首先长红树林,然后才开始海岸淤积过程^[16,21,25,31]。这一特点也为我国华南沿海红树林宜林地选择提供了重要指标^[20]。

表 1 红树林潮滩高程与潮汐水位关系表

Table 1 The relationship between altitude ranges of mangrove flats and tidal levels

观 测 地 点 Study area	断面数 Numbers of sections	红树林带宽度 Width of mangrove zone(m)	红树林潮滩高程 *	
			海向边缘 Seaward edges	陆向边缘 Landward edges
			Altitude of mangrove zone(m)	
东寨港林市村 ^①	5	86~205	0.05~0.18 (0.10)	0.06~0.18 (0.18)
廉江县那腮村 ^②	3	86~152	-0.11~-0.04 (-0.07)	-1.37~-0.47 (-0.47)
深圳市锦绣中华 ^③	2	123~164	0.11~0.12 (0.12)	-0.21~-0.01 (-0.01)
香港汀角 ^④	4	36~78	-0.11~0.23 (0.03)	-0.48~-0.01 (-0.01)

* 海向边缘:高程为当地平均海平面以上,各断面高程范围,括号内为平均值。陆向边缘:高程为当地回归潮平均高高潮位以上,各断面高程范围,括号内为最大值。4 个观测点的回归潮平均高高潮位分别在平均海平面以上 0.43m, 2.42m, 0.98m。由于红树林发育历史短,那腮村陆向边缘高程偏低。香港汀角 9 个点水准高程与观察潮水位互校的标准偏差为±3cm。^①Linshicun of Dongzhaihang Harbor; ^②Nasicun of Lianjiang County; ^③Splendid-China of Shenzhen City; ^④Ting Kok of Hong Kong

红树林又一重要生态学特点是垂直于海岸方向上的红树林树种通常(但不是必然)形成分带现象,或称之为向海性的生态系列^[13]。其具体格局极大地因地而异^[7,21]。在中国大体上沿海岸地带为半红树植物或非红树科植物,如黄槿(*Hibiscus tiliaceus*)、海漆、卤蕨和海芒果(*Cerbera manghas*)等;潮滩近岸部分可为海莲、木榄、角果木和榄李等;潮滩近海部分可为红海榄、秋茄和桐花树等;向海前缘常为白骨壤和海桑等,常被称为先锋树种。有许多假说用来解释这种树种分带现象,其中至今最为广泛流传的假说是与红树林由先锋群落到成熟或极顶群落的群落演替和相应的潮滩淤涨扩展联系起来。但最新研究证明,这一假说得不到实际资料的支持而应予放弃^[7,21]。红树树种横向分布主要是正面反映潮间带潮汐浸淹频率及相应产生的物理化学环境梯度的生理适应性,但也不排除其他机制(包括胚轴潮汐分选,胚轴差别侵害,种间竞争和偶然性等^[7,21,40])。万桐序数据表明在澳大利亚北昆士兰河口湾上游(盐度<5‰)和下游(>35‰)均在低潮带生长较好,说明是浸淹频率控制^[21]。气候的潮湿与干旱,导致潮滩土壤的洗盐与积盐,高潮滩土壤盐度偏低与偏

高,最耐盐树种分别分布在红树林带的海缘与陆缘,显示气候(降水)和土壤盐度对红树林分带的影响^[2]。有些树种有双分布现象,如澳大利亚北昆士兰白骨壤可同时生长在林带的岸缘和海缘,很少或不会生长在中部^[21]。野外移植实验证实,巴拿马的4种红树幼苗通常在母树生长带以外生长更好;澳大利亚的3种红树在低潮带达到最大自然密度,其幼苗种植于高潮带生长好于低潮带,只有另外一种红树幼苗在自然分布带生长最好^[23]。所有这些都给解释分带带来困难。

5 波浪能量及其对红树植物在开阔海岸分布的控制

波浪能量是控制红树植物沿海岸纵向分布格局的主要因素。红树林只能分布于受到良好掩护的港湾、河口湾、泻湖水域、海岸沙坝或岛屿的背风侧、珊瑚礁坪的后缘、与优势风向平行的岸线等,而不能分布于受较强波浪作用的开阔海岸,主要因为强波浪作用不仅妨碍有利于红树林生长的泥沙沉积,而且直接阻碍红树林胎生胚轴着床定植过程和幼苗生长^[2,16,44]。有人称之为控制红树林能否生长的唯一必要的环境条件,即只要是免受强波浪作用的受掩护的热带海岸,即使是只有几十米潮滩的陡岩岸,都有可能生长红树林,尽管红树林发育程度受海岸地貌结构的重要影响^[24]。

波浪场主要参数为波高、波向和波周期,波高是最常用于表征波浪能量的参数。海洋波浪(风浪)大小主要取决于海上风场,其主要参数为风速、风向、风时和风区。可以用海上风场参数推算相应的波浪场参数^[45]。为了使海岸波浪能量定量化并确立红树林生长宜林指标,初步尝试用较易于获得的风场参数定义海岸波能指数:

$$W = \sum (V_i^2 F_i L_i)$$

式中,按16个方位计算, V_i 为*i*方位平均风速(m/s), F_i 为*i*方位风向频率(%), L_i 为*i*方位有效风区长度(km;在宽水域 $L_i < 30\text{ km}$ 时,取实际长度; $L_i > 30\text{ km}$ 时,取 $L_i = 30\text{ km}$;由陆地吹向海洋的取 $L_i = 0$;参照有效风区的概念^[45],水域宽度明显小于风区长度时,取 $\pm 45^\circ$ 范围内5个风区长度的平均值)。其中,最重要的参数风速取平方。现以湛江雷州湾9个点和珠江口伶仃洋6个点为例(表2),分析海岸波能指数与红树植物沿海岸纵向分布格局的关系。

湛江雷州湾位于雷州半岛东北部东海岛、硇州岛与雷州市东海岸之间,呈弯曲喇叭状向东南展开,东海岛东南角与雷州市东海岸之间湾口宽17km,纵深30km。按湛江市气候资料(1951~1980年),常风向和强风向均为E-SE(频率40%,平均风速3.47m/s)和NNW-NNE(频率20%,平均风速3.5m/s)。湾顶南渡河口为华南最强风暴潮区之一^[18]。湾顶通明海原为湛江湾的一条通海汇潮汊道,1960年建东北大堤而堵塞。通明海是华南海岸4个红树林万亩连片分布区之一^[18]。雷州湾海岸以南渡河口和通明河口为界分为E~W向的南岸、S~N向的西岸和近E~W向的北岸(即东海岛南岸)3段。按海岸波能指数计算结果(表2),有林的方数据^[2]中3个波能指数较小($1.7 \times 10^3 \sim 6.4 \times 10^3$),明显适宜红树林生长。另2

表2 湛江雷州湾9个点和珠江口伶仃洋6个点海岸波能

指数计算结果

Table 2 Calculated wave energy indexes of 9 points in Leizhou Bay of Zhanjiang City and 6 points in Lingdingyang Estuary of Pearl River mouth

红树林生长状况	点号	概位	波能指数
	No. of study sites	Study site description	W ($\times 10^3$)
Mangrove growing status			Coastal wave energy indexes
有林区	雷州湾8 雷州湾北岸东段(东简镇盐田外缘)		1.7
Mangrove area	伶仃洋5 伶仃洋淇澳岛西北岸(大围湾)		1.7
	伶仃洋3 伶仃洋东岸中段(福永镇)		2.7
	雷州湾2 雷州湾南岸中段(东里镇后坑)		5.6
	雷州湾9 雷州湾通明海中部		6.4
	伶仃洋6 伶仃洋淇澳岛东北岸(大澳湾)		6.8
	雷州湾3 雷州湾南岸西段(雷高镇后田)		9.2
	雷州湾4 雷州湾西岸中段(附城镇土角)		10.2
无林区	伶仃洋4 伶仃洋东岸南段(蛇口半岛西北角)		4.0
Non-mangrove area	雷州湾7 雷州湾北岸中东段(民安镇龙舍)		6.7
	雷州湾5 雷州湾北岸西端(东海岛东南角)		9.7
	雷州湾6 雷州湾北岸中西段(东山镇潭息)		10.4
	雷州湾1 雷州湾南岸东段(东里镇东寮)		10.7
	伶仃洋1 伶仃洋西岸南段(南朗镇东岸)		13.6
	伶仃洋2 伶仃洋西岸中段(新星镇南岸)		15.6

个波能指数较大,即雷州湾西岸中段($W=10.2 \times 10^3$)与南岸西段($W=9.1 \times 10^3$,该岸线明显突出),其淤泥质潮滩宽 $2\sim3$ km,但仅分布疏林、幼林或近年种植的人工林,缺少茂密成熟的林带分布,可能显示受波能条件限制。4个无林岸段中3个岸段因ESE优势风浪向开阔或位于湾口而波能指数较大($9.7 \times 10^3\sim10.7 \times 10^3$),仅雷州湾北岸中东段因偏东方向有掩护而波能指数较小(6.7×10^3),没有红树林分布可能另有缘故。

珠江口伶仃洋为向南展开的喇叭状河口湾,中部深圳妈湾与珠海铜鼓角之间宽27km,湾内至虎门纵深40km。按深圳市气候资料(1953~1980年),常风向和强风向均为E-ESE(频率29%,平均风速3.25m/s)和NNE~NE(频率26%,平均风速3.15m/s)。地处常风向和强风向风岸的伶仃洋西岸波能指数高达13.6~15.6,虽然该岸段集蕉门、洪奇门和横门的淡水径流和泥沙,发育大片滩涂,但只生长水草而不生长红树林。地处常风向和强风向背风岸的伶仃洋东岸和西岸淇澳岛西北岸大围湾波能指数 $1.7 \times 10^3\sim2.7 \times 10^3$,连续分布红树林。淇澳岛东北岸大澳湾面向NE向优势风浪,波能指数 6.8×10^3 ,湾顶分布茂密成熟红树林带,但现已因伶仃洋大桥工程建设而被清除。

综上所述,海岸波能指数 $W<7.0 \times 10^3$ 为适宜红树林生长的低波能海岸; $W>10.5 \times 10^3$ 为不适宜红树林生长的高波能海岸; $W=(7.0\sim10.5) \times 10^3$ 为红树林生长零星或很差,或仅能生长人工林或幼林的中波能海岸。由于水深和潮滩宽度等因素尚未考虑,湾顶和河口岸段潮滩宽度大而水浅,海岸波能指数值可能偏高于实际波能状况,本计算方法有待今后进一步完善。

波浪对红树林的影响还表现为热带气旋和暴风浪的破坏作用。如1960年Donna飓风袭击美国Everglade国家公园,4万hm²红树林中25%~75%遭受毁灭性破坏。类似于珊瑚礁,需要20~25a才能从大面积死亡中恢复过来^[30]。1971年气旋Althea穿越澳大利亚昆士兰,风速129.7km/h,红树林全部落叶和广泛断枝但很少连根拔起,暴风浪引起的泥沙迁移和水道堵塞也导致大面积红树林死亡^[44]。1984年风速185km/h的气旋Kathy导致北澳大利亚沿MacArthur河的红树植物死亡,上游更严重,下游受3~4m风暴潮漫淹保护。其破坏严重程度远大于1986年风速170km/h的气旋Winifred,所以认为风速170~185km/h(≥ 117.7 km/h,或32.7m/s时,为12级飓风)是使红树林遭受严重破坏的临界值^[16]。通常白骨壤、海漆、榄李因其树桩可萌新芽而死亡率低于红树属树种^[16]。中国尚未有类似的报道。

6 结论和讨论

通过文献资料综合和实地调查,分析研究了温度、盐度、沉积物、潮汐漫淹和波浪能量5种海洋环境因素对红树林总体和各树种分布和生长的影响。明确指出了温度对红树林纬向分布、盐度对红树林沿河口湾和潮水河的上溯、潮汐漫淹频率对红树林沿潮滩的横向分布、和海岸波浪能量对红树林由港湾向开阔海岸的沿岸分布的主导控制作用和各自在我国东南沿海红树林区表现的临界参数。最冷月平均气温9.3℃和水温10.6℃,为最耐寒树种秋茄人工种植分布的北界;大片红树林可上溯分布于河口湾和潮水河的全年大部分时间以咸水为主的岸段[如夏季盐度常 $<2.0\%$,冬季盐度可达15‰~20‰],零星红树植物可接近枯季大潮咸水上界;红树林只能占据平均海平面(或稍上)与回归潮平均高潮位之间,大致为潮汐漫淹频率47.5%和2.9%;利用16个方位的平均风速V(m/s),风向频率F(%)和有效风区长度L(km)计算海岸波能指数 $W=\sum(V_i^2 F_i L_i)$, $W<7.0 \times 10^3$ 为适宜红树林生长的低波能海岸; $W>10.5 \times 10^3$ 为不适宜红树林生长的高波能海岸; $W=7.0 \times 10^3\sim10.5 \times 10^3$ 为红树林生长零星或很差,或仅能生长人工林或幼林的中波能海岸。这些临界参数可以作为上述海洋环境因素定量的总体的宜林指标。上述因素分别对不同树种的影响差异还可形成耐寒性树种系列、向海性树种系列、及适应不同盐度、沉积物和波能强度的不同生态类群,从而形成不同树种的各自的宜林指标。事实上,影响红树林总体分布和树种分布的除了各种现实环境因素外,还有生物因素(红树林起源、演化、扩散和种间竞争等)、历史因素(大陆漂移、海平面变化和气候变化等)、其他~~因素~~^{因子}(偶然性等)及所有这些因素的复杂的相互作用^[2,7]。某一环境因素只有在特定条件下才能成为主导控制因素和形成相应的宜林指标。

参考文献

- [1] Walsh G E. Mangroves: a review. In: Reinhold R and Queens W eds. *Ecology of Halophytes*. New York: Academic Press, 1974. 51~174.
- [2] Chapman V J ed. *Wet Coastal Ecosystem, Ecosystems of the World* 1. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing Company, 1977. 1~29, 61~67, 193~213, 261~291.
- [3] Chapman V J. Mangrove biogeography. In: Por F D and Dor I eds. *Hydrobiology of the Mangal*. The Hague: Dr. W. Junk Publishers, 1984. 15~24.
- [4] 刘炯锡. 从河口生态学提出红树林造林刍议. 见: 红树林生态系研讨会论文集. 台北: 台湾省特有生物研究保育中心出版, 1996. 51~65.
- [5] Luling K and Asmus R. Physical characteristics of littoral ecosystems with special reference to marine plants. In: Mathieson A C and Nienhuis P H eds. *Intertidal and Littoral Ecosystems*. Ecosystems of the World 24. Amsterdam: Elsevier, 1991. 7~26.
- [6] Duke N C. Mangrove floristics and biogeography. In: Robertson A I and Alongi D M eds. *Tropical Mangrove Ecosystems*. Coastal and Estuarine Studies 41. Washington D C: American Geophysical Union, 1992. 63~100.
- [7] Hogarth P J. *The Biology of Mangroves*. New York: Oxford University Press, 1999. 1~228.
- [8] 杨盛昌, 林鹏, 中须贺常雄. 日本红树林的生态学研究. 厦门大学学报(自然科学版), 1997, 36(3): 471~477.
- [9] de Lange W P and de Lange P J. An appraisal of factors controlling the latitudinal distribution of mangrove (*Avicennia marina* var. *resinifera*) in New Zealand. *Journal of Coastal Research*, 1994, 10(3): 539~548.
- [10] 林鹏, 傅勤. 中国红树林环境生态及其经济利用. 北京: 高等教育出版社, 1995. 1~95.
- [11] 中国气象局国家气象中心. 中国沿海及毗邻海域海洋气候图集. 北京: 气象出版社, 1995. 16~17.
- [12] 张晓挺, 林鹏. 中国海岸红树植物区系研究. 厦门大学学报(自然科学版), 1984, 23(2): 232~239.
- [13] 林鹏. 中国红树林生态系. 北京: 科学出版社, 1997, 11~33, 69~95.
- [14] 郑德璋, 李云, 廖宝文, 等主编. 红树树种适宜温度条件的研究. 见: 郑德璋, 郑松发, 廖宝文, 等主编. 红树林主要树种造林与经营技术研究. 北京: 科学出版社, 1999. 221~229.
- [15] 杨盛昌, 林鹏. 潮滩红树林抗低温适应的生态学研究. 植物生态学报, 1998, 22(1): 60~67.
- [16] Augustinus P G E F. Geomorphology and sedimentology of mangroves. In: Perillo G M E ed. *Geomorphology and Sedimentology of Estuaries*. Development in Sedimentology 53. Amsterdam: Elsevier Science B V, 1995. 333~357.
- [17] Woodroffe C D. The impact of sea-level rise on mangrove shorelines. *Progress in Physical Geography*, 1990, 14(4): 483~520.
- [18] 赵焕庭, 张乔民, 宋朝景, 等. 华南海岸和南海诸岛地貌与环境. 北京: 科学出版社, 1999. 286~305, 347~369.
- [19] 王颖, 等. 海南潮汐汊道港湾海岸. 北京: 中国环境科学出版社, 1998. 30~168.
- [20] 郑德璋, 廖宝文, 郑松发, 等. 红树林造林经营技术及护岸效益. 见: 郑德璋, 廖宝文, 郑松发, 等主编. 红树林主要树种造林与经营技术研究. 北京: 科学出版社, 1999. 6~28.
- [21] Smith III T J. Forest structure. In: Robertson A I and Alongi D M eds. *Tropical Mangrove Ecosystems*, Coastal and Estuarine Studies 41. Washington D C: American Geophysical Union, 1992. 101~136.
- [22] Snedaker S C. Mangroves: a summary of knowledge with emphasis on Pakistan. In: Haq B U and Milliman J D eds. *Marine Geology and Oceanography of Arabian Sea and Coastal Pakistan*. New York: Van Nostrand Reinhold Company / Scientific and Academic Editions, 1984. 255~262.
- [23] Snedaker S C, Snedaker J G eds. 郑德璋, 郑松发, 廖宝文, 译校. 红树林生态系统研究方法. 广州: 广东科技出版社, 1994. 79~134, 187~209.
- [24] Po F D. The ecosystem of the mangal: general consideration. In: Por F D and Dor I eds. *Hydrobiology of the Mangal*. The Hague: Dr W Junk Publishers, 1984. 1~14.
- [25] Eisma **万方数据** *Intertidal Deposits, River Mouths, Tidal Flats, and Coastal Lagoon*. Boca Raton: CRC Press, 1998. 415~432.

- [26] 蓝福生,李瑞堂,陈平,等.广西海滩红树林与土壤的关系.广西植物,1994,14(1):54~59.
- [27] 张乔民,刘胜,隋淑珍,等.香港吐露港汀角沙砾质海岸红树林生物地貌过程研究.热带地理,1999,19(2):107~112.
- [28] 张乔民,张叶春.华南红树林海岸生物地貌过程研究.第四纪研究,1997,(4):344~353.
- [29] 隋淑珍,张乔民.红树林海岸沉积物特征分析.热带海洋,1999,18(4):17~23.
- [30] Nybakken J W. 林光恒,李和平,译.海洋生物学,生态学探讨.北京:海洋出版社,1991. 262~272.
- [31] Lear R and Turner T. *Mangroves of Australia*. St. Lucia, Queensland: University of Queensland Press, 1977. 1~44.
- [32] Watson J G. Mangrove forests of the Malay Peninsula. *Malayan Forest Records*, 1928, 6:1~275.
- [33] Macnae W. Zonation with mangroves associated with estuaries in North Queensland. In: Lauff G H ed. *Estuaries*. Washington D C: American Association for Advancement of Science Publication No;83, 1967. 432~441.
- [34] Grindrod J and Rhodes E G. Holocene sea-level history of a tropical estuary: Missionary Bay, North Queensland. In: Thom B G ed. *Coastal Geomorphology in Australia*. Sydney: Academic Press Australia, 1984. 151~178.
- [35] Bunt J S and Williams W T. Mangrove species distribution to tide at the seafront and up rivers. *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.*, 1985, 36(4): 481~492.
- [36] Clarke P J and Myerscough P J. The intertidal distribution of the grey mangrove (*Avicennia marina*) in southeastern Australia: The effect of physical conditions, interspecific competition, and predation on propagule establishment and survival. *Aust. J. Ecol.*, 1993, 18(3): 307~315.
- [37] Pugh D T. Tides, Surges and Mean Sea-Level, A Handbook for Engineers and Scientists. Chichester: John Wiley & Sons, 1987. 375~415.
- [38] Scoll D W and Stuiver M. Recent submergence of southern Florida, a comparison with adjacent coasts and other eustatic data. *Geol. Soc. Am. Bull.*, 1967, 78:437~457.
- [39] Jaccarini V and Martens E eds. *The Ecology of Mangrove and Related Ecosystems, Development in Hydrobiology* 80. Belgium: Kluwer Academic Publishers, 1992. 1~10,87~98,243~252,253~260.
- [40] Woodroffe C. Mangrove sediments and geomorphology. In: Robertson A I and Alongi D M eds. *Tropical Mangrove Ecosystems, Coastal and Estuarine Studies* 41. Washington DC: American Geophysical Union, 1992. 7~41.
- [41] Woodroffe C. Development of mangrove forests from a geological perspective. In: Teas H J ed. *Biology and Ecology of Mangroves, Task for Vegetation Sciece*, V. 8. The Hague: Dr W Junk Publishers, 1983. 1~17.
- [42] Kennish M J ed. *Practical Handbook of Marine Science, Second Edition*. Boca Raton: CRC Press, 1994, 385.
- [43] 张乔民,于红兵,陈欣树,等.红树林生长带与潮汐水位关系的研究.生态学报,1997, 17(3): 258~265.
- [44] Rao A N. Mangrove ecosystems of Asia and the Pacific. In: NUDP/UNESCO. *Mangroves of Asia and the Pacific: Status and Management*. Technical Report of the UNDP/UNESCO Research and Training Pilot Programme on Mangrove Ecosystems in Asia and the Pacific (RAS/79/002). Quezou: JMC Press, 1986, 1~48.
- [45] 美国海岸工程研究中心.梁其荀,方钜,译.海滨防护手册(卷一).北京:海洋出版社,1988. 125~264.