

第 7 章

用景观分析法研究流域与海湾的生态学连接

李叙勇

7.1 美国 Chesapeake 海湾的景观分析研究方法

Chesapeake 海湾是北美最大的,也是一次性经济产量最大的海湾。但是近几十年鱼类和贝类的经济产量及其娱乐功用已经下降到了历史低水平。蓝蟹广泛分布于 Chesapeake 海湾,是北美大西洋中部商业水产业最重要的支撑之一 (Rugolo et al.,1998)。沉水植被(SAV)是 Chesapeake 海湾生态系统重要的组成部分。SAV 是鱼类和贝类的栖息地,是水鸟和湿地哺乳动物食物来源,而且能够吸收水体中过剩的养分,有助于减少海岸带的侵蚀(Lubbers et al.,1990)。在 20 世纪 60 年代末 70 年代初,由于水质的恶化,Chesapeake 海湾 SAV 的覆盖面积急剧下降(Orth & Moore,1983),叶绿素浓度增加(Harding & Perry,1997)以及缺氧水体增加(Diaz & Rosenberg,1995)。水质和 SAV 覆盖的急剧下降导致了蓝蟹产量的下降。

景观分析法已经广泛应用于流域对海湾生态响应的影响研究(Comeleo et al.,1996;Paul et al.,2002;Hale et al.,2004;King et al.,2005;Rodriguez et al.,2007),例如,流域土地利用特征可以作为退化海湾生态健康的强烈指示因子(Hale et al.,2004;Brooks et al.,2006)。研究发现,流域土地开发与较低的海湾生物多样性、改变的食物链以及海底生物群落组成有着密切关联(Dauer et al.,2000;Breitburg,2002;Desmond et al.,2002)。近年来 Smithsonian 环境研究中心(SERC)的研究表明本地流域土地覆盖是湿地鸟类多样性(DeLuca et al.,2004)、蓝蟹和双壳贝(King et al.,2005)、SAV(Li et al.,2007)以及鱼类体内有毒物质(King et al.,2004)的指示因子。

SAV 主要分布于 Chesapeake 海湾海岸带的小溪流以及主要和次要支流的河湾,这些浅水域是陆地和海洋间生物最为活跃的界面,蓝蟹重要的栖息水域。

海湾暂时保持水在浅水的近海岸带,因此浓缩了当地流域输入污染物的影响,也延长了污染物在浅水水域的停留时间。本研究关注的这些小的子海湾,其海潮水的混合较好,整个水的纵面与海底过程相互作用,海湾里经混合的水是当地流域流入的淡水和临近河口或海岸咸水的混合物。在同一个子海湾里,盐分浓度的范围可以从淡水至高盐;子海湾之间的盐分浓度差异可以是盐分浓度范围的不同,不同盐分浓度水体的比例以及海潮沼泽地面积的差异。小的子海湾是半封闭的,水深相对较浅,因此海湾主河道对子海湾中的养分和沉积物的稀释作用较弱。这些因素造成了小的子海湾与当地流域相对较强的连接关系。

我们一般性的研究假设是:流域的人类胁迫因子(如农业和城市土地利用,污染物的点源排放等)对 Chesapeake 海湾浅水水域的 SAV 和蓝蟹丰度有负的影响,而这种影响受子海湾的地貌形态因子修正。本研究旨在探索识别控制 Chesapeake 子海湾系统 SAV 和蓝蟹分布的空间差异的流域和河口景观因子,运用景观分析和统计模型来识别与 SAV 或蓝蟹丰度强度相关的流域和河口特征因子,并建立景观分析和统计模型来识别与 SAV 和蓝蟹丰度的多变量分析预测模型。各个子海湾的丰度是根据 1984—2003 年间航空调查数据(Orth, 1992; Moore et al., 2000)分析汇总的,所有的这个时间区域的数据都是 Chesapeake 海湾系统 SAV 急剧下降之后调查的,因此我们的分析着眼于子海湾系统间 SAV 丰度的空间差异,而不是引起急剧下降的因子分析。蓝蟹的丰度则应用系列研究中采集的数据(King et al., 2005)。具体在分析中考虑以下几组因子:流域土地利用(如土地覆盖类型、点源排放养分量等)、子海湾地貌形态结构特征、海湾水动力能量(平均潮汐高度等)、区域盐分浓度、水质及栖息地(只用于蓝蟹的研究)。SAV 丰度的影响研究还区分了不同降水年份所反映的不同的影响模式。

7.1.1 研究区域及子海湾的划分

我们在 Chesapeake 海湾划分了 128 个流域-子海湾系统(图 7.1)。子海湾的选择要求与其连接的流域直接排放进入子海湾;流域有一个河流网并至少要包含一条常年流水的河流。在 SAV 的研究中,我们排除了 25 个 SAV“非生长带”(U. S. EPA, 2003)的流域-子海湾系统,并排除了由于侵入海草引起的异常高 SAV 丰度的两个子海湾,最终选择了其中的 101 个流域-子海湾系统进行分析。在蓝蟹和双壳贝的分析中,选择了其中的 19 个流域-子海湾系统。

运用地理信息系统(GIS) ArcInfo 9.1 (ESRI, Inc.), 基于 Chesapeake 海湾 1:24 000 数字海岸线图(Federal Geographic Data Committee, 2001; http://www.ngs.noaa.gov/newsys_ims/shoreline)确定了子海湾的边界,在每个子海湾的河口处添加了一条线,这样就形成了一个几何多边形。流域的边界是用

1:24 000 数字高程图 (Caruso, 1987; <http://edc.usgs.gov/geodata/>) 和 河流网图 (U. S. Geological Survey, 1999; <http://nhd.usgs.gov>) 来确定的。在海岸带平原, 由于地势较低、海拔差异小, 流域边界的确定是在自动流域划分 (Baker et al., 2006) 结果的基础上再用手工的方法进行校正。

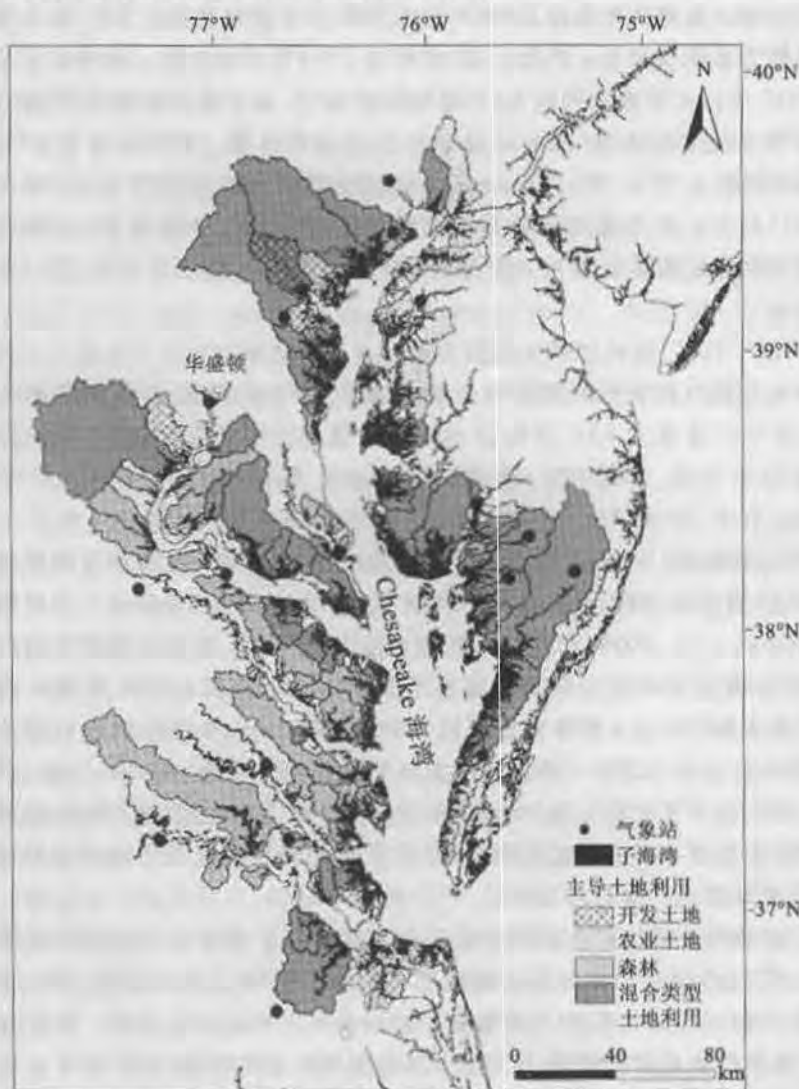


图 7.1 Chesapeake 海湾子海湾划分、流域主导土地覆盖类型及气象观测站的分布示意图

7.1.2 数据搜集

(1) 研究 SAV 的相关数据

① SAV。SAV 的数据来自于美国弗吉尼亚海洋科学研究所 (VIMS) 基于航

空调查的数字化图 (Moore et al., 2000; <http://www.vims.edu/bio/sav>), 我们运用了其中 Chesapeake 海湾 1984—2003 年间 (1988 年缺) 每年 SAV 的调查数据 (比例尺 1:24 000)。SAV 生长基床的丰度被划分 5 级: 无、非常稀疏 (0~10%)、稀疏 (10%~40%)、中等 (40%~70%)、密 (70%~100%)。我们将每年 SAV 丰度图分别和子海湾边界图以及 SAV 最大潜势分布图相叠加。SAV 最大潜势分布图覆盖了水深小于 2 m 的浅水域, 但排除了 SAV 非生长带。这些非生长带包括自 1930 年以来所观测到的 SAV 连续缺失地带, 或者是由于海浪能量过高造成 SAV 无法生长的地带 (Orth et al., 1992; 美国环境署, 2003)。这个 SAV 最大潜势分布图称为“Tier III”, Chesapeake 海湾项目的 SAV 的恢复目标 (美国环境署, 2003) 就是在此图基础上确定的。在所选定的每个子海湾内, 将所有单个 SAV 基床的密度数据汇总为丰度占总潜势分布面积的百分比 SAV_a , 用以下公式计算:

$$SAV_a = \sum (\% SAV_d \cdot A_d) / \sum A_{T3} \quad (7.1)$$

SAV_d 是航空调查所观测的每个 SAV 基床 SAV 的密度, A_d 是 SAV 基床的面积, A_{T3} 是 Tier III 最大 SAV 潜势分布的面积估计。在汇总过程中, 我们取 SAV 密度范围的中值, 即无 (0)、非常稀疏 (5%)、稀疏 (25%)、中等 (55%)、密 (85%)。

② 土地覆盖。土地覆盖数据的计算是根据第二代美国国家土地覆盖数据集 (NLCD) 进行的, 该文件的分辨率是 30 m, 是基于 Landsat 7 卫星影像解译的 (Homer et al., 2004)。在每个流域, 我们计算了各类土地覆盖类型的百分比, 并将流域分为 6 类主导的土地利用类型: 森林 (For., $\geq 60\%$ 森林 + 森林湿地), 开发土地 (Dev., $\geq 50\%$ 开发土地), 农业土地 (Agr., $\geq 40\%$ 农田), 混合开发土地 (Mixed-Dev., 15%~50% 开发土地), 混合农业土地 (Mixed-Agr., 20%~40% 农田), 混合无干扰土地 (mixed-undisturbed)。混合无干扰土地包括所有的不能划分为前面 5 类的土地利用类型, 在所选定流域的这类土地利用类型是以森林、草地和湿地为主导的混合。

③ 点源养分排放和化粪池密度。为了计算每个流域对子海湾的点源养分排放量, 我们使用了 Chesapeake 海湾项目的点源排放逐月的全氮 (TN) 和全磷 (TP) 的 1984—2003 年时间段的数据 (Wiedeman & Cosgrove, 1998), 并汇总为每个流域逐年排放总量的结果。化粪池密度则是根据美国统计局 1990 年住房数据的下水道信息计算的 (www.census.gov)。

④ 降水。汇总了 Chesapeake 海湾 22 个气象站 (图 7.1) 1984—2003 年间逐月降水数据, 这些数据来源于美国国家海洋与大气管理局 (NOAA) 国家气候数据中心 (<http://cdo.ncdc.noaa.gov/ancsum/ACS>)。对选定的每个流域, 用距离最近气象站汇总出年降水量以及春季 (3—5 月) 和夏季 (6—8 月) 降水量。根据各流域的年降水量, 将降水状况分为平均 (年降水量在平均年降水量加或减去

1/2 标准偏差的范围内)、干旱(年降水量小于平均年降水量加 1/2 标准偏差)和湿润(年降水量大于平均年降水量加 1/2 标准偏差)。

⑤ 盐分。用美国 Chesapeake 海湾计划的盐分分布图(U S EPA, 2004)确定每个子海湾的盐分状况,每个子海湾的盐分状况赋予以下 4 个等级之一:潮水无盐(TF, 0 ~ 0.5)、轻盐(OH, 0.5 ~ 5)、中盐(MH, 5 ~ 18)、高盐(PH, > 18)。Chesapeake 海湾盐分分布图基于 12 年(1985—1996 年)定位监测的数据绘制而成,平均盐分含量等值线为 0.5(U S EPA, 2004)。

⑥ 海岸带脆弱性。将 1:2 000 000 数字化海岸带脆弱性调查图(Thieler & Hammar-Klose, 1999)叠加于子海湾数字图上,从而获得以下信息:海岸坡度、相对海平面海水上升高度、平均潮汐高度范围和平均海浪高度。

⑦ 子海湾景观指数。用流域边界、子海湾海岸线和海底地形图(Cohen, 1994; <http://www.ngdc.noaa.gov/mgg/bathymetry/maps>),通过 GIS 空间数据分析获得与子海湾和流域空间尺度和几何形状相关的景观指数,包括子海湾面积、体积、子海湾河口宽度、当地流域面积以及其他几何形态或结构的测定(表 7.1)。

(2) 研究蓝蟹和双壳贝的数据

① 土地覆盖。与研究 SAV 的流域土地覆盖数据相同。

② 蓝蟹。蓝蟹丰度及其影响因子的采样基于 19 个子海湾,采样在浅水域和近海岸栖息地进行。每个子海湾设置 6 个采样站,每个采样站界定为 100 m 长的海岸线。在每个站测定幼年蓝蟹(直径小于 85 mm)和全部蓝蟹的丰度(每个站蓝蟹的数量),测定方法的详细描述见 King 等(2005)。

③ 海岸线的土地利用、岸堤状况和栖息地。我们在野外描述了每个站海岸线的土地利用、岸堤状况和栖息地(表 7.2),这里海岸线土地利用界定为海岸线 30 m 的宽度。与海湾毗邻的湿地(以下称为沼泽地)或森林的宽度小于 10 m 时,我们将其界定为缓冲带。在栖息地观测项目中,野外测定了小块沼泽地的面积,用 NLCD 图计算了大块沼泽地的面积,然后将湿地大小进行了分级(表 7.2)。沿着每个测定站点 100 m 长的海岸线,观测了沼泽地溪流的数量,因为数量少,将其表述为“有”或“无”(表 7.2)。近海岸带水域中的木质碎片是蓝蟹重要的栖息指示因子(Ryer et al., 1997),我们测定了其丰度,另外还目视测定了 SAV 的丰度。在沿着海岸线向海湾水域梯度的 50 m 宽度测定了水深变化,并依此估算出了水底坡度的等级。测定反映人类活动对海岸带修正的几个因子包括:防冲石堆和护岸墙长度占海岸线的百分比,娱乐性建筑物的类型和数量(码头、桥墩和船库)。

④ 水质。在每个观测站点,沿着海岸线向海湾水域梯度的 50 m 宽水域内测定了水深、水域表面和底部的水温、盐分浓度、可溶性氧浓度(DO)和沉积物等级,本研究将沉积物分为 5 级:泥、泥沙、沙、粗沙/沙砾与泥炭。水质的测定方法描述详见 King 等(2005)。

表 7.1 Chesapeake 海湾子海湾及其流域的景观指数

景观指数	含义描述	中值	取值范围或类别
SubestArea	子海湾面积/ km^2	8.0	0.1 ~ 100.8
SubestPerim	子海湾周长/km	54.9	6.7 ~ 500.0
SubestVol	子海湾体积/ $\text{km}^3 \times 1\,000$	9.6	0.1 ~ 205.8
DepthMean	子海湾评价深度/m	1.6	0.3 ~ 8.3
Mouth Width	子海湾河口宽度/km	1.3	0.1 ~ 10.8
Mouth Area	子海湾河口垂直断面面积/ $\text{km}^2 \times 1\,000$	2.7	0.01 ~ 57.4
Shallow Water	子海湾中深度小于 2 m 的面积所占百分比	63.2%	4.9% ~ 100.0 %
Elongation Ratio	子海湾伸长比,定义为与子海湾等面积的圆周直径与子海湾长度之比	0.4	0.07 ~ 0.86
Fractal Dimension	子海湾分维数,定义为子海湾周长(m)的自然对数值与面积(m^2)的自然对数值之比,再乘以 2	1.39	1.27 ~ 1.58
SubestPerim/Area	子海湾周长与面积之比	7.6	2.5 ~ 62.6
SubestPerim/Volume	子海湾周长与体积之比	5.8	0.9 ~ 366.1
SubestLength/MouthA	子海湾海岸线长度与河口面积之比	3.0	0.4 ~ 1 524.2
Shorline.length/Area	子海湾海岸线长度与面积之比	18.6	6.4 ~ 60.5

续表

景观指数	含义描述	中值	取值范围或类别
WshdArea	与子海湾相连的流域的面积/ km^2	87.1	6.3 ~ 1 664.0
WshdPerim	与子海湾相连的流域的周长/ km	72.3	15.4 ~ 356.0
Land Cover	土地覆盖类型	NA ^①	森林、开发土地、农业用地、混合农业用地、混合开发土地、混合无干扰土地
WshdArea/SubestArea	流域面积与子海湾面积之比	9.5	1.0 ~ 3 934.0
WshdArea/SubestVolume	流域面积与子海湾体积之比	6.7	0.5 ~ 5 374.0
Tidal Range ^②	平均海潮范围/ m	0.5	0.3 ~ 0.8
Wave Height ^②	平均海浪高度/ m	0.9	0.4 ~ 1.0
Sea Rise ^②	相对海平面上涨速度/ $(\text{mm} \cdot \text{a}^{-1})$	3.1	2.5 ~ 4.0
Salinity	盐分浓度分区	NA	淡水、低盐、中盐、高盐

① NA 表示没有不适宜此指数；

② 平均海潮范围、平均海浪高度和相对海平面上涨速度数据来自于 Thieler 和 Hammar-Klose (1999)。

表 7.2 预测蓝蟹丰度的变量描述

变量	赋值
土地覆盖类型	森林, 开发土地, 农业用地, 混合开发土地, 混合农业用地
海岸带土地利用 ^①	0 ~ 100%
森林缓冲带	0 ~ 100%
沼泽缓冲带	0 ~ 100%
沼泽地大小	0(无), 1(>0, <0.5 hm ²), 2(0.5 ~ 5 hm ²), 3(>5 hm ²)
沼泽地溪流	有/无
木质碎屑	0(无), 1(少量), 2(大量)
海底坡度	1(低), 2(中等), 3(高)
沉水植被丰度	0(无), 2(很稀), 3(稀), 4(中等), 5(很密)
防冲乱石或隔水墙	0 ~ 100%
水深	0.4 ~ 3.9 m
底部可溶性氧	0.11 ~ 15.85 mg/L
水温	26.9 ~ 32.1℃
底部盐分含量	0.3×10^{-12} ~ 23.8×10^{-12}
沉积物分级	泥, 泥沙, 沙, 粗沙, 泥炭

① 指森林、草地、农田、总的农业用地(草地+农田)、居民用地、商业用地、总的开发土地(居民用地+商业用地)和沼泽地。

7.1.3 数据分析

(1) 一元重复测定方差分析

运用一元重复测定方差分析(SAS 研究所, 1999)调查了流域主导土地利用对 SAV 丰度的影响。在该方差分析中, 将土地利用类型作为主要影响因子, SAV 测定年作为重复的时间因子。当土地覆盖影响 SAV 丰度显著($p < 0.05$)时, 用 Student-Newman-Keuls 法(O'Rourke et al., 2005)来识别各土地覆盖类型的显著差异分组。

(2) 单变量相关分析

用主成分分析在每组景观因子中选择对 SAV 丰度相对重要的几个因子, 然后用单变量相关法分析每个变量与 SAV 丰度的相关关系, 选用相关关系较强的因子做进一步的统计分析。

(3) 阈值分析

用非参数变点分析方法(Qian et al., 2003)检测了 SAV 丰度对其影响因子的阈值反应。非参数变点分析基于这样一种思路:生态系统的结构变化会导致影响生态响应的环境因子的平均值及变异值的变化,发生显著变化的点称为阈值,变点将数据在平均值和变异值存在最大差异的位置上分成了两组。本研究中我们运用了一个在 Windows 版 S-Plus 6.2 统计软件(Insightful 公司,美国西雅图)运行的变点分析函数(Qian et al., 2003)进行了阈值分析。

(4) 分类与相关树分析

运用分类与相关树(CART)分析了环境因子与 SAV、蓝蟹及双壳贝丰度的关系。由于生态数据常常是复杂的、非线性的、不均衡的和异方差的,而且既有数值型又有分类型变量,传统的回归分析往往难以胜任如此复杂的数据分析,而 CART 方法尤其适宜于分析此类数据(Urban, 1987)。本研究运用了 S-Plus 统计软件的 CART 分析函数 RPART(Venables & Ripley, 2002),定义最小分叉数为 5,每个节点的最小观测数为 3,用交叉验证的方法来修剪分类树。

7.2 Chesapeake 海湾的景观分析与生态学的连接

7.2.1 流域—子海湾系统特征

本研究所选择的子海湾和流域的面积变化范围广,子流域的面积范围为 $0.1 \sim 101 \text{ km}^2$,与其连接的流域的面积范围为 $6 \sim 1\,664 \text{ km}^2$ (表 7.1)。各流域土地覆盖类型的比率为:森林 6%~81%,农田 1%~64%,草地 2%~38%,开发土地 0.3%~89%。

各流域的污水排放为 $0 \sim 30.2 \text{ m}^3/\text{a}$,平均 $0.8 \text{ m}^3/\text{a}$,在 101 个研究 SAV 的流域中有 7 个排放量大于 $1 \text{ m}^3/\text{a}$,49 个流域在 1984—2003 年间无污水排放。

7.2.2 SAV

(1) 流域土地覆盖和年降水对 SAV 丰度的影响

用重复测定方差分析的方法分析了 1984—2003 年, SAV 丰度对流域主导土地覆盖类型、观测时间(年)以及土地覆盖类型与观测时间交互作用的反应(表 7.3)。结果表明,总体来说流域主导土地覆盖类型的差异显著影响 SAV 丰度($p < 0.05$),这种影响在不同的四个海湾盐分分区和三个降水分区也依然呈现出显著水平。观测时间(年)以及土地覆盖类型与观测时间交互作用的影响则有所不同:在所有子海湾一起分析的分组以及三个盐分分区(轻盐、中盐、高盐)中,观测时间对 SAV 丰度有显著影响,但在潮水无盐以及干旱、湿润或平均降水分区中,观测时间的影响不显著。土地覆盖类型与观测时间交互作用的影响在

所有子海湾一起分析的分组以及四个盐分分区中显著,而在干旱、湿润或平均的降水分区中不显著。多因子平均比较(Student-Newman-Keuls)法分析表明平均 SAV 丰度对土地覆盖类型的反应按以下顺序呈下降趋势:城市开发土地 < 农业土地 < 混合土地 < 森林土地,但在不同盐分分区中差异的显著性有所不同(图 7.2)。在干旱、湿润和平均降水分区中,SAV 丰度与土地覆盖类型的关系与上述关系一致,同样的,表现出差异的显著性有所不同(图 7.3)。总体上来看,降水分区对 SAV 丰度没有显著影响,平均 SAV 丰度分别为 1.21% (所有年份)、1.10% (湿润年份)、1.43% (干旱年份)、1.14% (平均年份)。对于主导土地利用类型为农业土地的流域,其子海湾的 SAV 丰度在湿润年份(0.44%)显著低于干旱年份(0.99%) ($p < 0.05$);对于主导土地利用类型为城市开发土地的流域,其子海湾的 SAV 丰度在湿润和干旱年份没有差异;对于混合土地利用类型,SAV 丰度在湿润年份要低;而对于森林为主导的土地利用类型,SAV 丰度在湿润年份要高。

表 7.3 重复测定检验 Chesapeake 海湾子海湾之间 1984—2003 年沉水植被的丰度差异

因子	土地覆盖		年		土地覆盖 × 年	
	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
所有子海湾	45.04	<0.000 1*	3.50	0.003 8*	3.53	0.003 5*
淡水子海湾	6.95	0.001 3*	0.58	0.448 3	6.92	0.001 4*
低盐子海湾	3.42	0.004 9*	28.27	0.001 1*	3.46	0.004 5*
中盐子海湾	4.10	<0.001 1*	23.81	<0.000 1*	4.13	0.001*
高盐子海湾	6.40	<0.000 1*	14.92	0.000 1*	6.48	<0.000 1*
干旱年份	5.93	0.015 2*	1.93	0.087 2	1.91	0.091 0
湿润年份	6.51	0.011*	1.67	0.141 2	1.68	0.138 6
平均年份	5.12	0.023 9*	1.66	0.140 7	1.66	0.142 3

* 统计检验水平 $p < 0.05$ 。

(2) 单变量流域或子海湾特性对 SAV 丰度的影响

总的来看,单个流域或子海湾特性的变量与 SAV 丰度的线性相关关系较弱(表 7.4)。SAV 丰度与城市开发土地或者农业土地的比例呈负相关,而与流域中森林的比例呈正相关,所有这些关系统计检验不显著($p > 0.05$)。当开发土地的比例高于 20%,与 SAV 丰度有着强的负相关关系($r = -0.77, p = 0.002$)(图 7.4B)。类似地,SAV 丰度与流域对子海湾面积比例呈弱负相关,当流域对子海湾面积比大于 20,与 SAV 丰度有着较强的负相关关系($r = -0.62, p = 0.04$)(图 7.4E)。

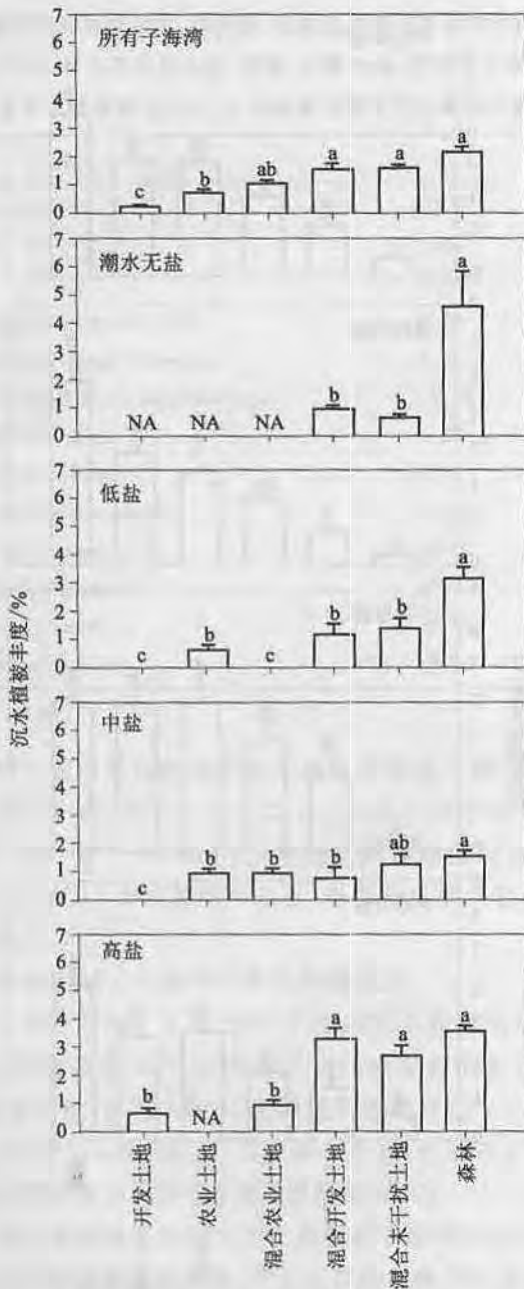


图 7.2 所有研究子海湾以及每个盐分分区下不同主导土地覆盖影响下 Chesapeake 子海湾的沉水植被丰度

图中标条表示均方差,不同的字母表示基于 Student-Newman-Keuls 检验的显著统计差异 ($p < 0.05$)。盐分浓度分区分别是:潮水无盐区、低盐区、中盐区和高盐区。有些盐分分区中缺少某些土地覆盖类型,图中表示为 NA

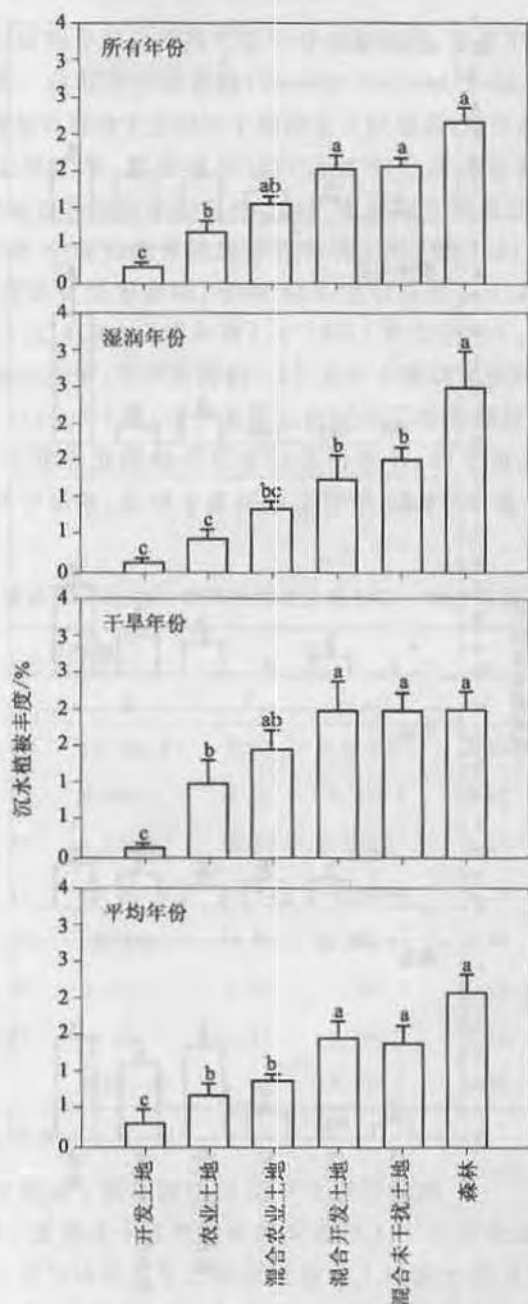


图 7.3 所有研究年份(1984—2003 年)以及干旱、湿润和平均降水年份下不同主导土地覆盖类型影响下的沉水植被丰度。图中标条表示方差,不同的字母表示基于 Student-Newman-Keuls 检验的显著统计差异($p < 0.05$)。

表 7.4 沉水植被丰度与景观指数、降水量、化粪池系统密度以及点源排放养分浓度的 Pearson 相关关系。年点源排放全氮、全磷、年降水量、夏季降水量与 1984—2003 年逐年沉水植被丰度做相关分析,其他变量与多年沉水植被丰度做相关分析

变量	r	p
开发土地 Developed land/%	-0.12	0.257 9
农田用地 Crop land /%	0.06	0.546 3
森林 Forest/%	0.16	0.141 5
子海湾河口宽度 Subestuary mouth width	0.35	0.000 9*
子海湾分维数 Subestuary fractal dimension	0.22	0.041 6*
流域与子海湾面积之比 WshdArea/SubestArea	-0.18	0.099 3
平均海潮范围 Mean tidal range	0.22	0.041 4*
平均海浪高度 Mean wave height	0.02	0.842 7
化粪池系统密度 Septic system density	-0.19	0.073 8
年点源排放全氮 Total nitrogen	-0.02	0.261 6
年点源排放全磷 Total phosphorus	0.01	0.582 6
年降水量 Annual precipitation	-0.01	0.600 0
夏季降水量 Summer precipitation	-0.04	0.126 2

* 统计检验水平 $p < 0.05$ 。

SAV 丰度与两个表示其地貌结构的变量有着显著正相关:子海湾河口宽度 ($r=0.35, p=0.0009$) 与分维数 ($r=0.22, p=0.04$); 与平均潮汐范围也呈正相关 ($r=0.22, p=0.04$) (图 7.4C 和 F)。流域化粪池密度与 SAV 丰度呈弱负相关 ($r=-0.19, p=0.07$)。年或夏季降水量、点源排放的全氮、全磷均与 SAV 丰度呈弱线性相关关系。

(3) SAV 丰度对流域或子海湾特性的阈值反应

用非参数变点分析发现了平均 SAV 丰度对几个流域或子海湾变量的阈值反应(图 7.5)。 χ^2 检验表明 SAV 丰度与以下几个变量的关系存在着显著的变点:流域与子海湾面积比 ($p < 0.001$), 流域化粪池密度 ($p < 0.044$), 点源排放的全氮 ($p < 0.002$), 全磷 ($p < 0.001$)。其中两个变量(流域与子海湾面积比和流域化粪池密度)的变点累积概率在较窄范围内急剧增加。在 SAV 丰度与流域对子海湾面积比的关系中,变点累积概率 95% 发生在流域对子海湾面积比为 3.7(图 7.5A); 在 SAV 丰度与流域化粪池密度的关系中,变点累积概率 95% 发生在 39 个/ km^2 (图 7.5B)。累积概率 95% 的点源排放的变点是:全氮 17.6 $\text{kg N}/(\text{km}^2 \cdot \text{d})$ 、全磷 1.3 $\text{kg P}/(\text{km}^2 \cdot \text{d})$ (图 7.5C 和 D),从 SAV 对全氮的阈值曲线可以看出,当累积概率大于 95% 时,主要土地利用类型是开发土地;对全磷来说,主要土地利用类型是开发土地和混合利用土地。

(4) 流域和子海湾特性对 SAV 丰度的综合影响

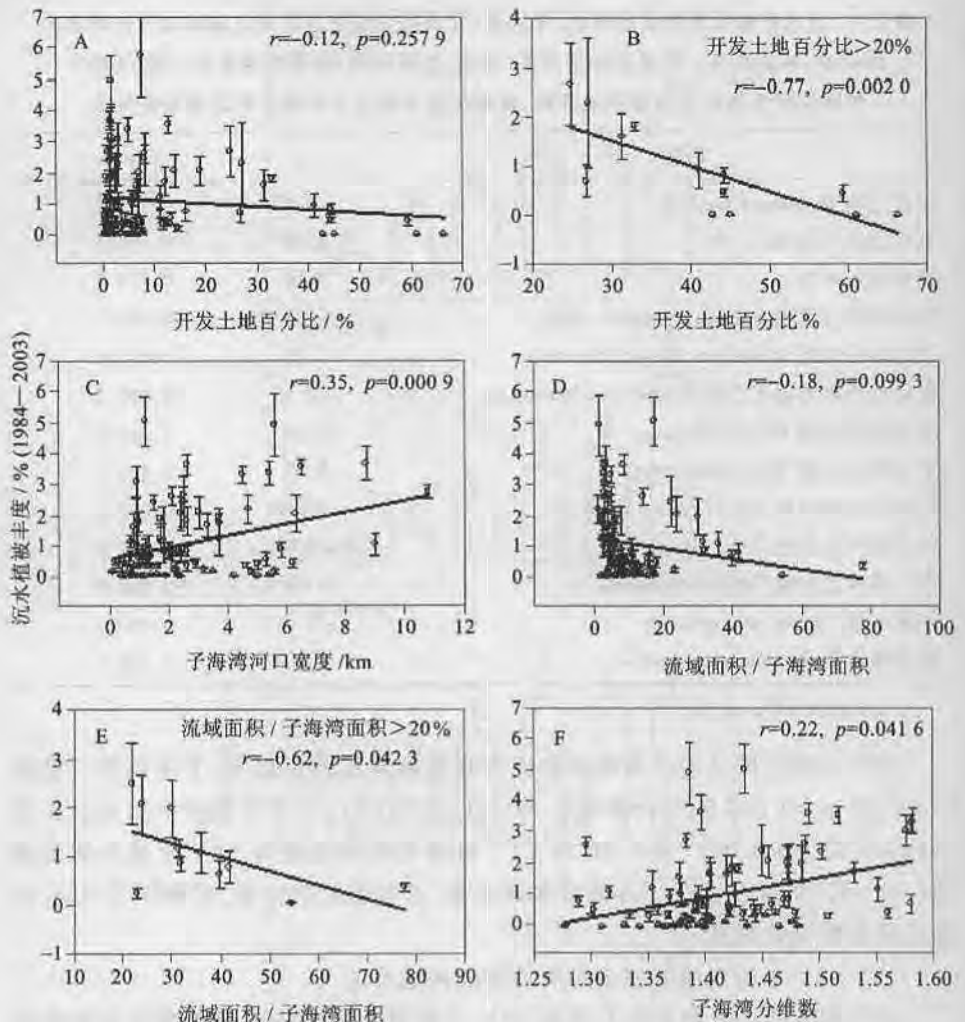


图 7.4 沉水植被丰度与以下流域和子海湾特性的相关关系:开发土地的百分比;开发土地的百分比 > 20% 时;子海湾河口宽度;流域与子海湾面积之比;流域与子海湾面积之比 > 20% 时;子海湾分维数

图中标条表示各子海湾 1984—2003 年间沉水植被丰度的均方差

分类与回归树模型解释了 60% 的子海湾之间平均 SAV 丰度的变异,这个分类与回归树模型基于以下 5 个因变量:子海湾的分维数、平均潮汐范围、土地覆盖类型、流域与子海湾面积比、平均海浪高度(图 7.6)。分维数是描述子海湾几何形状复杂程度的指数,其值越高表明几何形状越复杂。子海湾的分维数位于分类树模型的最高层,当分维数小于 1.38,平均 SAV 丰度为 0.4%。第二层为平均潮汐范围,当潮汐范围小于 0.4 m,平均 SAV 丰度为 0.9%。在第三层,50 个流域-子海湾系统被分成了两组:左边的一组为 37 个,其流域的主导土地覆

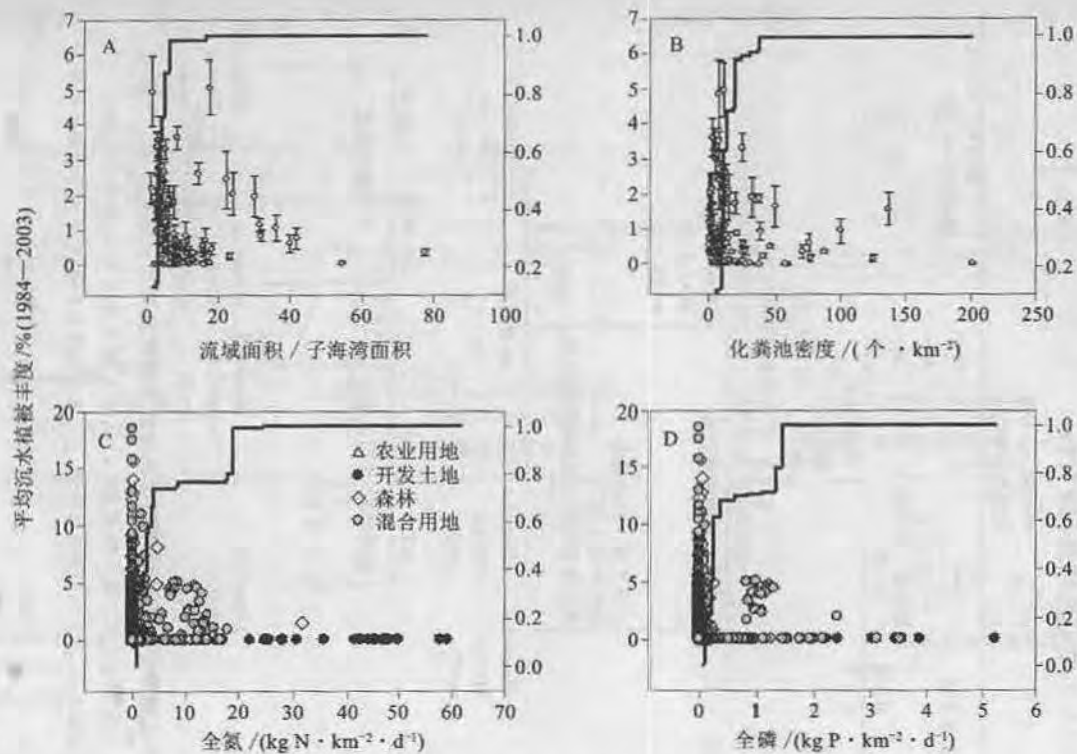


图 7.5 沉水植被丰度对以下环境因子的阈值反应:流域与子海湾面积之比;流域化粪池系统密度;点源排放全氮;点源排放全磷

图中实线表示变点的累积概率,标条表示 1984—2003 年沉水植被丰度变异的均方差

盖类型是城市开发土地、农业土地、混合开发土地、混合农业土地和混合未干扰土地,其子海湾的平均 SAV 丰度是 1.4%;右边的一组为 13 个,流域的主导土地覆盖类型是森林,子海湾的平均 SAV 丰度是 3.0%。后边的一组又根据海浪高度分为第四层的两组:当平均海浪高度大于 1.05 m,平均 SAV 丰度为 2.5%;当海浪高度小于 1.05 m,平均 SAV 丰度为 3.8%。在第三层左边的组,流域与子海湾面积比与 SAV 丰度呈反相关(图 7.6)。

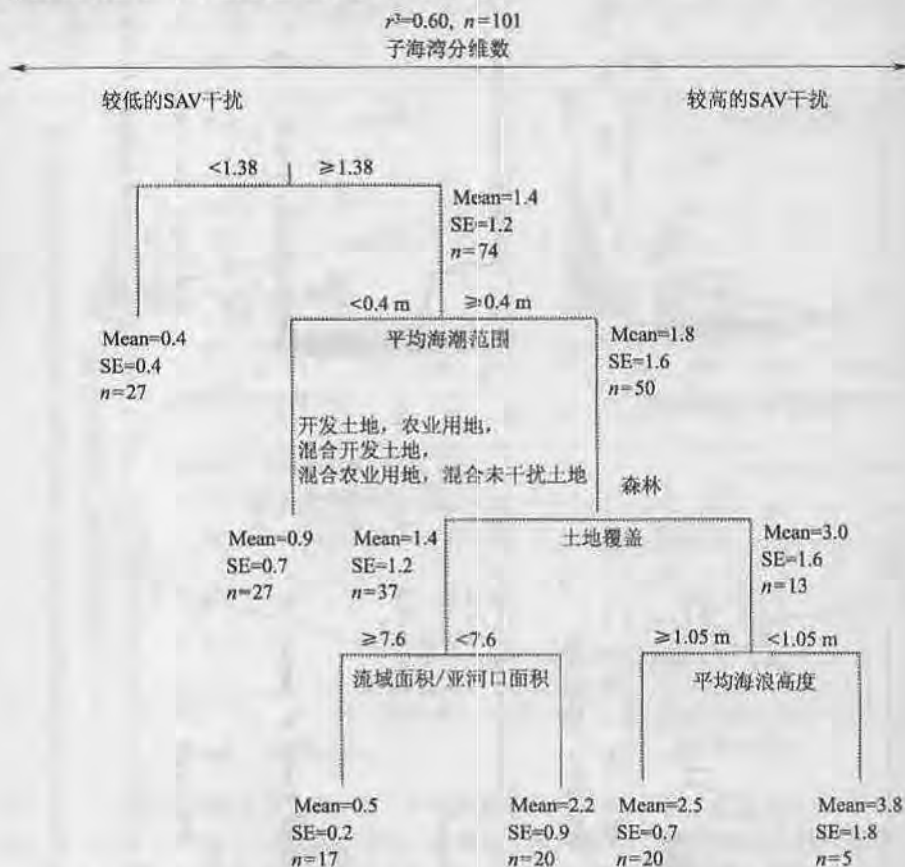


图 7.6 基于流域与子海湾特性预测沉水植被丰度的分类与回归树模型。平均值 (Mean)、标准差 (SE) 和子海湾数 (n) 总结了每个分叉左右两组的特性
图中左上为所有年份、右上为平均降水年份、左下为湿润降水年份、右下为干旱降水年份

7.2.3 蓝蟹

我们从 19 个子海湾的所有 114 个采样站采集蓝蟹,而在其中的 60 个站采集了幼蓝蟹。114 个站中的 101 个站发现有蓝蟹。幼蓝蟹和总蓝蟹的丰度分别为 4.9 个/站和 15.9 个/站。分类树模型结果显示,影响幼蓝蟹丰度最重要的环境因子是海岸线湿地、流域土地利用和子海湾盐分浓度(图 7.7),这些环境因子

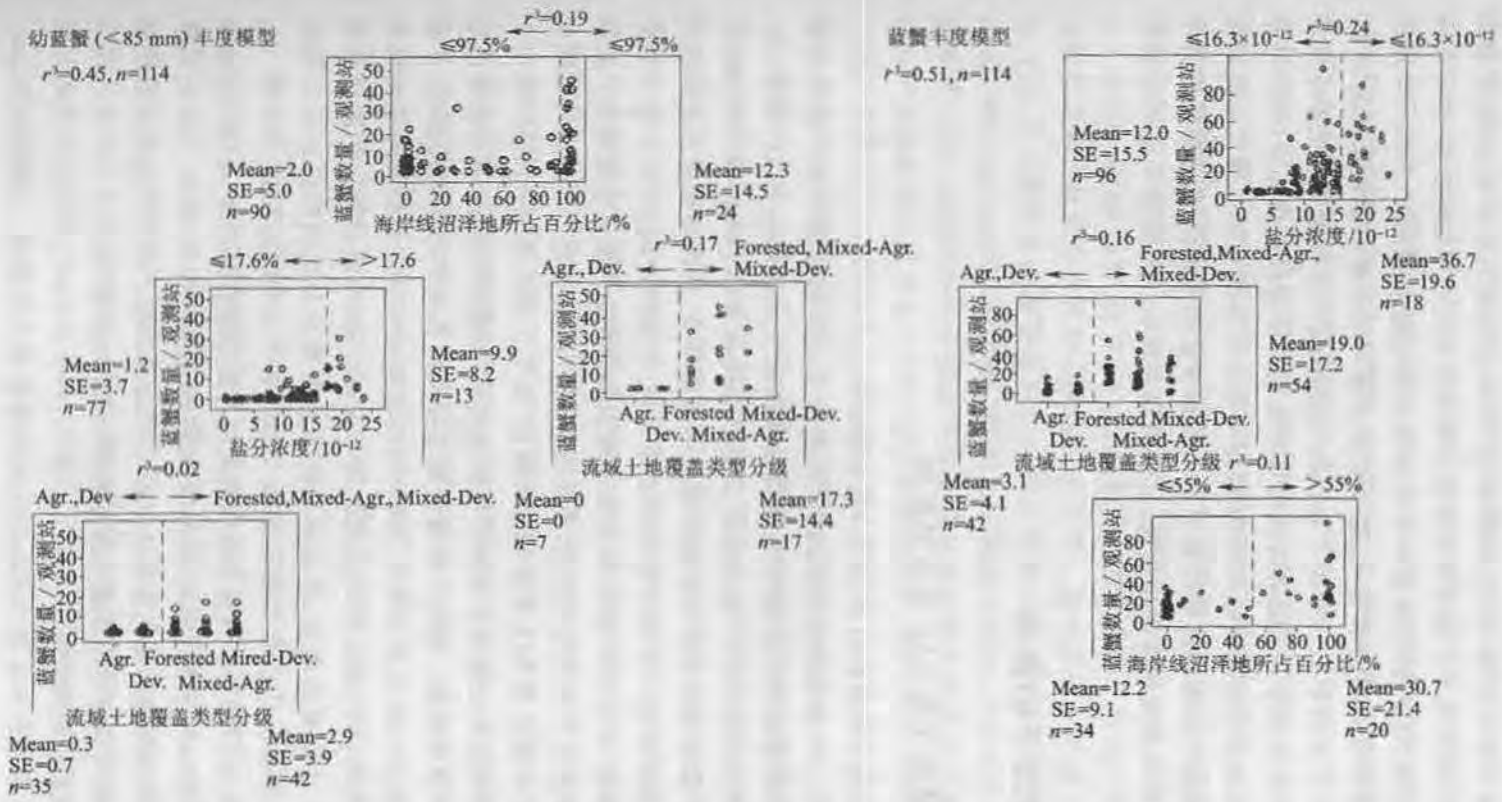


图 7.7 预测幼蓝蟹 (<85 mm) 和总蓝蟹丰度 (数量/观测站) 的分类与回归树模型
 标准差 (SE) 和子海湾数 (n) 总结了每个分叉左右两组的特性

解释了幼蓝蟹丰度变化的 46%。在海岸线 100% 为湿地的采样站,其幼蓝蟹的丰度差异最大,其中的 7 个站接壤于高度土地开发或农业用地的流域,没有幼蓝蟹;而 17 个接壤于森林或者混合土地的流域的幼蓝蟹丰度最大(17.3 个/站)。在不完全是湿地的 77 个采样站中,盐分浓度是影响幼蓝蟹丰度最重要的因子。当盐分含量小于或等于 17.6×10^{-12} ,流域土地利用进一步解释了幼蓝蟹丰度的差异,其中 35 个接壤于开发或者农业用地流域的采样站没有幼蓝蟹,而另外接壤于森林或者混合用地流域的 42 个采样站中有 5 个发现有幼蓝蟹。分类树模型揭示了影响总的蓝蟹丰度的环境因子按照重要性程度依次为子海湾盐分浓度、流域土地利用类型和海岸带湿地,分类树模型解释了总蓝蟹丰度空间变异的 51%。

7.3 环境因子的影响

7.3.1 环境因子对 SAV 丰度的影响

(1) 流域与子海湾特性对 SAV 丰度的影响

从前有关 SAV 栖息环境要求的研究,揭示了 SAV 的出现和生长强烈依赖于水剖面中光的衰减及其控制因子,尤其是水质因子(Dennison et al., 1993; Stevenson et al., 1993; Batiuk & Bergstrom, 2000; Gallegos, 2001; Kemp et al., 2004)。本研究侧重于影响近海岸带水质的流域与子海湾特性,从而揭示了这些间接因子对 SAV 丰度的影响。分类树模型的结果表明,子海湾之间 SAV 丰度的变异与流域土地利用、子海湾形态特征、子海湾海水能量和盐分浓度分区相关。这些因子的综合解释了子海湾间 SAV 丰度的变异(图 7.6, $r^2 = 0.49 \sim 0.60$),但没有哪个单个因子能够作为 SAV 丰度的指示因子(表 7.3, 图 7.4, 图 7.6)。

与子海湾相连的流域是子海湾环境胁迫因子,如悬浮沉积物、养分及有色可溶性有机物的重要来源。流域土地覆盖通过对海湾养分和沉积物的排放,从而影响 SAV 丰度(Staver et al., 1996), SAV 对流域输入的反应已经被考虑在海湾水质模型中(Cerco & Cole, 1993; Cerco, 1995; Cerco & Moore, 2001)。随着农业和城市开发土地比率的增加,来自流域的非点源养分与沉积物排放也在增加(Frink, 1991; Comeleo et al., 1996; Jordan et al., 1997a, 1997b, 2003; Paul et al., 2002; Weller et al., 2003)。开发土地中有几种可能性的养分来源,包括化粪池系统(Weiskel & Howes, 1992; Nizeyimana et al., 1996; Short & Burdick, 1996)、下水道系统泄露、草坪收费以及工业活动(Cerco et al., 2002)。由于不透水表面的增加,悬浮固体物与养分的排放也可能会增加(Schueler, 1987)。

(2) 流域和子海湾特性

人类活动带来的污水是 Chesapeake 海湾重要养分污染源。例如,在 James,

York 和 Rappahannock 三条河,点源输入 Chesapeake 海湾的贡献占总养分输入量的 5%~48% (氮)和 8%~38% (磷)(Cerco et al.,2002)。虽然我们的分类树模型没有选择点源排放的氮、磷以及化粪池密度,但变点分析却发现 SAV 丰度对这几个变量有着强烈的阈值反应(图 7.5)。例如,当点源排放的全氮高于 $16.7 \text{ kg N}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$,或者全磷高于 $1.3 \text{ kg P}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 时,SAV 丰度则下降为 0。在流域与海湾的管理活动中,阈值可作为制定恢复 SAV 方案的重要参考。从理论上讲,SAV 对人类活动的阈值反应模式,可能暗示着生态系统结构的某种灾难性变化(Scheffer et al.,2001),这种灾难性变化可能与生态系统中替代性稳态的存在有关。

在 Chesapeake 海湾,适宜 SAV 生长的栖息地大多位于与主要和次要支流相连的高度锯齿状的海岸线的小溪流和小海湾。这些浅水子海湾一端与流域相连,同时另一端其水体也受着来自海洋方向混合作用影响(Schubel & Pritchard,1986;Gallegos et al.,1992,1997)。子海湾的特征,如形态和水体深度,能够影响 SAV。形态结构特征能够平衡流域和海洋两个方向对子海湾影响。流域与子海湾的相对关系也是 SAV 的重要影响因子,我们的研究发现当流域与子海湾面积比大于 20 时 SAV 丰度急剧下降(图 7.4E),也就是说对于较大的流域对应于较小的子海湾的系统,流域对 SAV 的影响更为重要。

子海湾的形态结构对 SAV 丰度有着重要影响。本研究发现子海湾河口宽度和分维数都与 SAV 丰度有着正相关。较高的子海湾分维数反映了单位子海湾面积下更长的海岸线,可能预示着更多的保护性海湾有益于 SAV 生长。子海湾河口宽度是控制子海湾浅水支流与主海湾之间水交流的一个重要因子,较宽的河口能够增加主海湾与子海湾之间水的交换,因此增强了对从流域输入的养分和悬浮固体颗粒物的稀释作用;另一方面,较宽的河口让子海湾更多地暴露在了主海湾的海浪能量影响之下,从而影响 SAV 生长。本研究排除了那些由于海浪的高能量而引起的不可能生长 SAV 的子海湾,因此河口宽度对 SAV 丰度表现为正作用。这样的话,对于本研究所选择的子海湾,河口的宽度更多地反应了对稀释的正作用,较少地反应了增加海浪能量的副作用。这些简单的景观指数捕捉到了用复杂水动力学物理模型模拟的物理环流和交流方面的重要信息。

海岸带能量方面的因子能够独立于光衰减条件之外而影响 SAV 的丰度(Koch,2001)。例如,即使在 SAV 生长的光的条件满足的情况下,很高的海浪能量阻止 SAV 生长(Clarke,1987)。海浪能量对 SAV 的影响可以是正面的,也可以是负面的。较高的海浪能量能够侵蚀 SAV 生长的基床,并且产生了更多的悬浮物而衰减了光剖面;另外一方面,海浪能量也能够增加水剖面的混合而增加海湾浅水带的透明度(Koch & Gust,1999)。

(3) 降水

在单变量分析和分类树分析中(表 7.4, 图 7.6)都没有分析年降水或夏季降水对 SAV 丰度的显著影响,这似乎与低的降水量有助于较好的水质从而会有较高的 SAV 丰度(Stevenson et al., 1993)的一般认识不一致。但我们的研究发现,对于农业和城市开发土地主导的流域, SAV 丰度在湿润年份比干旱年份低,而在森林主导的流域情况则相反(图 7.3)。对于以农业和城市开发土地主导的流域,湿润年份更多的降水会导致更多的养分和沉积物进入子河湾,从而导致 SAV 丰度较低。而对于森林主导的流域,湿润年份更多的降水会增加冠层的封闭度,减轻对地面的冲刷,因而也就减少了养分和沉积物进入子河湾, SAV 丰度反而会较高。这也是各种土地利用类型的流域混合在一起分析难以发现降水与 SAV 相关关系的原因。

7.3.2 环境因子对蓝蟹丰度的影响

在我们的大空间尺度研究中,没有发现盐分含量分区对 SAV 丰度的影响,却发现其对蓝蟹丰度的重要影响。在 Chesapeake 海湾南部,盐分含量大于 16×10^{-12} , 蓝蟹的丰度最大,这可能是由于在海湾的底部(南部),研究站点距离蓝蟹繁殖和补充的主要源区较近。在中至低盐分浓度分区的研究站点,蓝蟹与森林或混合土地利用流域的海岸线湿地密切相关,可能是由于湿地是食碎屑的双壳类被捕食者对有机碳需求的重要来源(Seitz & Lipeius, 2001)。海岸带湿地对直径小于 85 mm 的幼蓝蟹有着特别的影响,可能是得益于这种结构复杂的栖息地所提供的庇护(Ryer et al., 1997)。我们的这些发现补充说明了海岸带湿地对海湾食物链的重要性。

流域土地利用对蓝蟹丰度的影响与对 SAV 丰度的影响相似,即在城市土地开发和农业土地利用为主导的流域,其子海湾的蓝蟹较少。类似地,这种影响可以解释为流域较高比重的城市开发和农业土地利用引起的较高水平的养分、沉积物和有毒物质的排放,可能会导致淡水河流物理、化学和生物完整性的退化(Paul & Meyer, 2001),这种影响最终进入子海湾。

7.4 局限与未来的研究方向

尽管我们发现了预测子河湾间 SAV 丰度变化的流域特征因子,但研究方法依然存在一些重要的局限。本研究开发的统计模型是基于 1984 年之后的 SAV 数据,而在 Chesapeake 海湾, SAV 的急剧下降发生在 20 世纪 60 ~ 70 年代(Orth & Moore, 1983),自此 SAV 的丰度一直处于低水平,因此我们的模型不能解释 SAV 为什么会急剧下降。如果 Chesapeake 海湾的 SAV 能够恢复到急剧下降前的水平,我们的模型将不适用于这种情况。

我们的模型也不能解释从海岸线流域景观特征到子海湾水质到 SAV 丰度

这样一个完整路径的因果关系链。如果进行这样的分析(如结构方程模型; Pug-esck et al., 2003; Ahroniditsis et al., 2007), 我们需要各个子海湾一系列较为完整的地理特性、水质及 SAV 丰度的数据, 但水质的数据较为缺乏。从前的研究者 (Kemp et al., 2004) 研究注意到 Chesapeake 海湾的浅水子海湾较为缺乏水质数据, 大部分水质监测站点位于主海湾, 而在 2 m 以内的浅水域则较少。未来的研究中应该获得浅水域的水质数据, 使得完整的路径模型能够包含水质作为中间变量的影响。

另外, 我们对影响 SAV 丰度的环境因子的分析是在子海湾与流域的整个尺度上进行的。未来可以在各个子海湾内更小的尺度上进行 SAV 丰度空间变异的数据分析, 例如, 考虑 SAV 基床的位置及其临近的环境因子, 流域中各类型土地覆盖或其他胁迫因子的地理位置。

很显然本文对蓝蟹研究的一个重要局限是缺乏采样时间上的重复, 季节和年间变异显著影响着蓝蟹的相对丰度, 时间上的变异影响着我们对环境条件、蓝蟹丰度以及它们之间相互关系的估计。因此随时间的变异可能影响着我们对环境条件、蓝蟹丰度以及它们之间相互关系密切程度的估计。其他的许多同类研究虽然在时间上有重复的测定, 但多局限于小的空间尺度范围。因此, 我们的研究可能反映了大空间尺度下一般的相互关系, 并不能反映相互关系的密切程度或者影响蓝蟹分布的精确的环境因子值。

致 谢

感谢 Darrick Sparks, Colin Studds, Sean Sipple, Will Jackson, Ben Carswell, Michelle Rome, Rob Aguilar 和 Roberto Llanso 提供的野外采样和技术帮助; Kevin J. Sigwart, Kathleen B. Boomer, Matthew E. Baker, Marc Russell, Patrick J. Megonigal, Patrick J. Neale, Ryan S. King, Song S. Qian, Robert J. Orth, Ning Zhang 和 David J. Wilcox 在数据分析和讨论中给予的帮助。美国弗吉尼亚海洋研究所和美国环境署 Chesapeake 计划提供了沉水植被航空调查数据、海底地形图、海岸线图和点源排放数据。本研究由美国环境署 STAR 计划项目 RD83087801 和 R82868401 资助。尽管本研究由美国环境署资助, 但不属于该机构所要求的同行与政策评审的内容, 因此并不反映美国环境署官方的观点, 也不需要官方的文件备书。

主要参考文献

- Ahroniditsis G B, Paerl H W, Valdes-Weaver L M, Stow C A, Steinberg L J and Reck-how K H. 2007. Application of Bayesian structural equation modelling for examining phyto-plankton dynamics in the Neuse River Estuary (North Carolina, USA). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 72: 63-80.

Baker M E, Weller D E and Jordan T E. 2006. Comparison of automated watershed delineations, effects on land cover areas, percentages, and relationships to nutrient discharge. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 72, 159 – 168.

Batiuk R A and Bergstrom P W. 2000. Introduction. In *Chesapeake Bay submerged aquatic vegetation water quality and habitat-based requirements and restoration targets, a second technical synthesis*, CBP/TRS 245/00, EPA 903 – R – 00 – 014. Chesapeake Bay Program, Annapolis, Maryland, 1 – 2.

Caruso V. 1987. Standards for digital elevation models. 159 – 166. In *ASPRS-ACSM Annual Convention: American Society for Photogrammetry and Remote Sensing and American Congress on Surveying and Mapping, Vol. 4*. Falls Church, Virginia.

Cerco C F. 1995. Response of Chesapeake Bay to nutrient load reductions. *Journal of Environmental Engineering - ASCE*, 121, 549 – 557.

Cerco C F and Cole T. 1993. Three dimensional eutrophication model of Chesapeake Bay. *Journal of Environmental Engineering - ASCE*, 119, 1006 – 1025.

Cerco C F, Linker L, Sweeney J, Shank G and Butt A J. 2002. Nutrient and solids controls in Virginia's Chesapeake Bay tributaries. *Journal of Water Resources Planning and Management - ASCE*, 128, 179 – 189.

Cerco C F and Moore K A. 2001. System-wide submerged aquatic vegetation model for Chesapeake Bay. *Estuaries*, 24, 522 – 534.

Clarke S M. 1987. Seagrass-sediment dynamics in Holdfast Bay. Summary. *Safish*, 11, 4 – 10.

Cohen L M. 1994. Bathymetric data held at the National Geophysical-Data Center. *Marine Georesources and Geotechnology*, 12, 53 – 60.

Comeleo R L, Paul J F, August P V, Copeland J, Baker C, Hale S S and Latimer R L. 1996. Relationships between watershed stressors and sediment contamination in Chesapeake Bay estuaries. *Landscape Ecology*, 11, 307 – 319.

Dauer D M, Ranasinghe J A and Weisberg S B. 2000. Relationships between benthic community condition, water quality, sediment quality, nutrient loads, and land use patterns in Chesapeake Bay. *Estuaries*, 23, 80 – 96.

DeLuca W V, Studds C E, Rockwood L L and Marra P P. 2004. Influence of land use on the integrity of marsh bird communities of Chesapeake Bay, USA. *Wetlands*, 24, 837 – 847.

Dennison W C, Orth R J, Moore K A, Stevenson J C, Carter V, Kollar S, Bergstrom P W and Batiuk R A. 1993. Assessing water-quality with submersed aquatic vegetation. *BioScience*, 43, 86 – 94.

Diaz R J and Rosenberg R. 1995. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioral responses of benthic macrofauna. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, 33, 245 – 303.

Federal Geographic Data Committee (FGDC). 2001. Shoreline metadata profile of the content standards for digital geospatial metadata. Reston, Virginia.

- Frink C. B. 1991. Estimating nutrient exports to estuaries. *Journal of Environmental Quality*, 20: 717 - 724.
- Gallegos C. L. 2001. Calculating optical water quality targets to restore and protect submersed aquatic vegetation: Overcoming problems in partitioning the diffuse attenuation coefficient for photosynthetically active radiation. *Estuaries*, 24: 381 - 397.
- Gallegos C. L., Jordan T. E. and Correll D. L. 1992. Event-scale response of phytoplankton to watershed inputs in a subestuary: timing, magnitude, and location of blooms. *Limnology and Oceanography*, 37: 813 - 828.
- Gallegos C. L., Jordan T. E. and Correll D. L. 1997. Interannual variability in spring bloom timing and magnitude in the Rhode River, Maryland, USA: Observations and modeling. *Marine Ecology - Progress Series*, 154: 27 - 40.
- Hale S. S., Paul J. F. and Heltshe J. F. 2004. Watershed landscape indicators of estuarine benthic condition. *Estuaries*, 27: 283 - 295.
- Harding L. W. Jr and Perry E. S. 1997. Long-term increase of phytoplankton biomass in Chesapeake Bay, 1950 - 1994. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 157: 39 - 52.
- Homer C., Huang C., Yang L., Wylie B., and Coan M. 2004. Development of a 2001 National Land-Cover Database for the United States. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 70: 829 - 840.
- Jordan T. E., Weller D. E. and Correll D. L. 2003. Sources of nutrient inputs to the Patuxent River estuary. *Estuaries*, 26: 226 - 243.
- Jordan T. E., Correll D. E. and Weller D. E. 1997a. Nonpoint source discharges of nutrients from Piedmont watersheds of Chesapeake Bay. *Journal of American Water Resources Association*, 33: 631 - 645.
- Jordan T. E., Correll D. E. and Weller D. E. 1997b. Effects of agriculture on discharges of nutrients from coastal plain watersheds of Chesapeake Bay. *Journal Environmental Quality*, 26: 836 - 848.
- Kemp W. M., Batiuk R. A., Bartleson R., Bergstrom P. W., Carter V., Gallegos C. L., Hunley W., Karrh L., Koch E. W., Landwehr J. M., Moore K. A., Murray L., Naylor M., Rybicki N. B., Stevenson J. C. and Wilcox D. J. 2004. Habitat requirements for submerged aquatic vegetation in Chesapeake Bay: Water quality, light regime, and physical-chemical factors. *Estuaries*, 27: 363 - 377.
- King R. S., Beaman J., Whigham D. F., Hines A. H., Baker M. E. and Weller D. E. 2004. Watershed land use is strongly linked to PCBs in white perch in Chesapeake Bay subestuaries. *Environmental Science & Technology*, 38: 6546 - 6552.
- King R. S., Hines A. H., Craige F. D. and Grap S. 2005. Regional, watershed, and local correlates of blue crab and bivalve abundances in subestuaries of Chesapeake Bay, USA. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 319: 101 - 116.
- Koch E. W. 2001. Beyond light: Physical, geological, and geochemical parameters as possible submersed aquatic vegetation habitat requirements. *Estuaries*, 24: 1 - 17.

Koch E W and Gust G. 1999. Water flow in tide and wave dominated beds of the seagrass *Thalassia testudinum*. *Marine Ecology - Progress Series*, 184: 63 - 72.

Li X, Weller D E, Gallegos C L, Jordan T E, Kim H C. 2007. Effects of watershed and estuarine characteristics on the abundance of submerged aquatic vegetation in Chesapeake Bay subestuaries. *Estuaries and Coasts* 30(5), in press.

Lubbers L, Boynton W R and Kemp W M. 1990. Variations in structure of estuarine fish communities in relation to abundance of submersed vascular plants. *Marine Ecology-Progress Series*, 65: 1 - 14.

Moore K A, Wilcox D L and Orth R J. 2000. Analysis of abundance of submersed aquatic vegetation communities in the Chesapeake Bay. *Estuaries*, 23: 115 - 127.

Nizeyimana E, Petersen G W, Anderson M C, Evans B M, Hamlett J M and Baumer G M. 1996. Statewide GIS/Census data assessment of nitrogen loadings from septic systems in Pennsylvania. *Journal of Environmental Quality*, 25: 346 - 354.

O'Rourke N, Hatcher L and Stepanski E J. 2005. *A Step-by-Step Approach to Using SAS for Univariate and Multivariate Statistics, Second Edition*. SAS Institute, Inc., Cary, NC.

Orth R J, Batiuk R A and Heasley P. 1992. Chesapeake Bay restoration targets. In *Submerged aquatic vegetation habitat requirements and restoration targets: a technical synthesis CBP/TRS 83/92*. U. S. Environmental Protection Agency Chesapeake Bay Program, Annapolis, Maryland, 109 - 136.

Orth R J and Moore K A. 1983. Chesapeake Bay: an unprecedented decline in submerged aquatic vegetation. *Science*, 222: 51 - 53.

Pugesek B H, Tomer A and Von Eye A. 2003. *Structural equation modelling: applications in ecological and evolutionary biology*. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press.

Qian S S, King R S and Richardson C J. 2003. Two statistical methods for the detection of environmental thresholds. *Ecological Modelling*, 166: 87 - 97.

Paul J F, Comeleo R L and Copeland J. 2002. Landscape metrics and estuarine sediment contamination in the Mid-Atlantic and southern New England regions. *Journal Environmental Quality*, 31: 836 - 845.

Paul M J, Meyer J L. 2001. Streams in the urban landscape. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 32: 333 - 365.

Rugolo L J, Knotts K S, Lange A M, Crecco V A. 1998. Stock assessment of Chesapeake Bay blue crab (*Callinectes sapidus* Rathbun). *J. Shellfish Res.*, 17: 493 - 517.

Ryer C H, van Montfrans J, Moody K E. 1997. Cannibalism, refugia, and the molting blue crab. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 147: 77 - 85.

SAS Institute, Inc. 1999. *SAS/STAT User's Guide, Version 8*. SAS Institute, Inc., Cary, North Carolina.

Seitz R D, Lipcius R N. 2001. Variation in top-down and bottom up control of marine

bivalves at differing spatial scales. *ICES J. Mar. Sci.*, 58, 689 – 699.

Short F T and Burdick D M. 1996. Quantifying eelgrass habitat loss in relation to housing development and nitrogen loading in Waquoit Bay, Massachusetts. *Estuaries*, 19, 730 – 739.

Staver L W, Staver K W and Stevenson J C. 1996. Nutrient inputs to the Choptank river estuary; implications for watershed management. *Estuaries*, 19, 342 – 358.

Scheffer M, Carpenter S R, Foley J A, Folke C and Walker B H. 2001. Catastrophic Shifts in Ecosystems. *Nature*, 413, 591 – 696.

Schubel J R and Pritchard D W. 1986. Responses of upper Chesapeake Bay to variations in discharge of the Susquehanna River. *Estuaries*, 9, 236 – 249.

Schueler T, R. 1987. Controlling urban runoff. A practical manual for planning and designing urban BMPs. Department of Environmental Programs, Metropolitan Washington Council of Governments, Washington, D. C.

Stevenson J C, Staver L W and Staver K W. 1993. Water quality associated with survival of submerged aquatic vegetation along an estuarine gradient. *Estuaries*, 16, 346 – 361.

Thieler E R and Hammar-Klose E S. 1999. National assessment of coastal vulnerability to future sea-level rise: Preliminary results for the U. S. Atlantic coast. Open-File Report 99 – 593. U. S. Geological Survey, Washington, D. C.

Urban D L. 1987. Landscape ecology: a hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. *Bioscience*, 37, 119 – 127.

U. S. EPA. 2003. Technical support document for identification of Chesapeake Bay designated uses and attainability EPA 903 – R – 03 – 004. U. S. EPA Chesapeake Bay Program, Annapolis, Maryland.

U. S. EPA. 2004. Chesapeake Bay Program. Analytical segmentation scheme-Revisions, decisions and rationales, 1983 – 2003. U. S. Environmental Protection Agency Chesapeake Bay Program, Annapolis, Maryland.

U. S. Geological Survey. 1999. Standards for National Hydrography Dataset. U. S. Geological Survey, Reston, Virginia.

Venables W N and Ripley R D. 2002. Modern Applied Statistics with S-Plus. 2nd ed. New York: Springer-Verlag.

Weller D E, Jordan T E, Correll D L and Liu Z J. 2003. Effects of land-use change on nutrient discharges from the Patuxent River watershed. *Estuaries*, 26, 244 – 266.

Weiskel P K and Howes B L. 1992. Differential transport of sewage-based nitrogen and phosphorus through a coastal watershed. *Environmental Science & Technology*, 26, 352 – 359.

Wiedeman A and Cosgrove A. 1998. Chesapeake Bay Watershed model application and calculation of nutrient and sediment loadings. Appendix F. Point Source Loadings. A report of the Chesapeake Bay Program Nutrient Subcommittee. U. S. EPA Chesapeake Bay Program, Annapolis, Maryland.

2  中国生态大讲堂
China Ecological Forum

Ecological Complexity and Ecological Vision

生态复杂性与生态学 未来之展望

Shengtai Fuzaxing yu Shengtaixue Weilai zhi Zhanwang

主编 伍业钢 樊江文



高等教育出版社·北京
HIGHER EDUCATION PRESS BEIJING

目 录

第1章 生态学家面临的挑战	1
1.1 生态学家面临的7个挑战	1
1.2 生态学家面临的前沿科学问题	3
1.3 现代高新技术的运用	6
主要参考文献	14
第2章 理论生态学与生态复杂性	16
2.1 理论生态学	16
2.2 复杂性科学	19
2.3 生态复杂性理论	20
2.4 生态复杂性理论研究实例	22
2.5 结语	33
主要参考文献	34
第3章 生态系统服务、生态可持续性和国家生态安全	38
3.1 引言	38
3.2 生态系统服务是对“可持续发展”概念的更新	38
3.3 生态可持续性是“可持续发展”的科学基础	44
3.4 生态安全是最基本的国家安全	45
3.5 结语	48
主要参考文献	48
第4章 景观生态学与可持续性科学	51
4.1 景观生态学的基本内涵	51
4.2 景观生态学的十大研究论题	56
4.3 景观生态学与可持续性科学	62
主要参考文献	65
第5章 淡水生态学、生物地球化学和生态恢复:从湖泊到湿地	68
5.1 美国 Apopka 湖的富营养化及其恢复	68
5.2 地表径流人工湿地对农业排放水的净化:机理、效果和可持续性	71

5.3 稳定同位素分析在水生生态学研究中的应用	74
主要参考文献	77
第6章 景观生态模型在流域管理和生态系统修复中的应用	81
6.1 流域管理和生态系统修复面临的挑战	81
6.2 大沼泽地流域与大沼泽地湿地生态系统	83
6.3 大沼泽地湿地景观植被模型	87
6.4 大沼泽地沟脊格局的破坏与修复:水流动态与景观空间复杂性	95
6.5 景观生态学模型在生态系统修复和政策制定中的作用	98
主要参考文献	99
第7章 用景观分析法研究流域与海湾的生态学连接	101
7.1 美国 Chesapeake 海湾的景观分析研究方法	101
7.2 Chesapeake 海湾的景观分析与生态学的连接	109
7.3 环境因子的影响	118
7.4 局限与未来的研究方向	120
主要参考文献	121
第8章 全球变化与全球变化生态学研究	126
8.1 全球变化生态学的基本内涵	126
8.2 全球变化的实验研究	129
8.3 全球变化的模型研究	135
8.4 结语	138
主要参考文献	138
第9章 全球变暖背景下外来物种的极地迁移	140
9.1 外来物种极地迁移的表现和特点	140
9.2 物种向极地迁移的可能原因	144
9.3 结语	145
主要参考文献	145
第10章 全球变化研究的展望和评估	147
10.1 学科的定义和研究范畴	147
10.2 全球变化生态学国内外研究进展	149
10.3 中国全球变化研究的前景预测与评估	153
主要参考文献	155

第 11 章 论人类 - 自然耦合系统	158
11.1 前言	158
11.2 组织耦合	160
11.3 空间耦合	164
11.4 时间耦合	166
11.5 人类 - 自然耦合系统对于管理、治理以及政策的影响	169
11.6 挑战与机遇	171
11.7 结语	174
主要参考文献	175
第 12 章 人类 - 自然耦合系统的复杂性	185
12.1 前言	185
12.2 相互影响和反馈环	187
12.3 非线性和阈值	188
12.4 惊讶	189
12.5 遗产效应和时间滞后	190
12.6 恢复力	191
12.7 异质性	191
12.8 结论与展望	192
主要参考文献	193
第 13 章 中国环境保护的革命	195
13.1 中国的环境问题	195
13.2 改革现行的行政管理体制	196
13.3 转变发展模式	197
13.4 结束语和展望	198
主要参考文献	198
第 14 章 离婚对环境的影响	200
14.1 家庭数量的增长和离婚率	200
14.2 离婚与家庭规模	202
14.3 离婚导致更多的家庭	203
14.4 离婚消耗更多的资源	203
14.5 结论和讨论	208
14.6 研究方法与数据来源	208
主要参考文献	210

第 15 章 家庭动态变化对资源消耗和生物多样性的影响	211
15.1 家庭的动态变化特征	211
15.2 家庭动态变化对环境的影响	217
15.3 家庭动态变化影响研究的挑战和机遇	218
15.4 研究方法	219
主要参考文献	220

作者简介	222
------------	-----