

DOI: 10.14042/j.cnki.32.1309.2015.05.016

# 生态模型在河口管理中的应用研究综述

申霞<sup>1,2</sup>, B. Larry LI<sup>2</sup>

(1. 南京水利科学研究院水文水资源与水利工程科学国家重点实验室, 江苏 南京 210029;

2. Ecological Complexity and Modeling Laboratory, University of California at Riverside, Riverside CA 92521-0124, USA)

**摘要:** 河口作为河流和海洋的交汇地, 具有生态交错带特性, 其在自然和人类活动双重压力下发生着演变。生态模型是研究生态系统结构、功能及其时空演变规律以及生物过程对于生态系统的影响及其反馈机制的重要手段。采用不同方法对生态模型进行分类, 综述各类生态模型的特性、优缺点及应用领域。讨论建模过程中模型变量与函数、模型整合及时空尺度、模型参数取值及不确定等关键技术问题。分析各类生态模型在河口生态工程设计、生态系统修复、生态系统评价、系统决策支持等管理领域的应用。尽管中国河口生态模型构建及应用已有一些成果, 但与国外相比, 在理论生态学及数据积累方面仍有一定差距。

**关键词:** 河口生态系统; 生态模型分类; 时空尺度; 人类活动; 海岸带综合管理

**中图分类号:** TV142; G353.11      **文献标志码:** A      **文章编号:** 1001-6791(2015)05-0739-13

河口是一个半封闭的海岸带水体, 直接与外海联通, 在此海水与淡水掺混<sup>[1]</sup>, 作为陆域生态系统和海域生态系统的过渡带水体, 有着典型的生态交错带特性<sup>[2]</sup>。物质循环和流量流动是河口生态系统最重要的两大功能。大部分河口生态系统是开放的、多变的系统, 物理过程的主导作用导致生物圈和非生物物质之间的充分交换。与其他水生生态系统相比, 河口地区具有不同类型的初级生产者, 包括浮游植物、盐沼地植物、红树林、沉水海草以及海底藻类, 除了基于浮游植物的掠食食物网外, 还有碎屑食物网, 即很多植物不会受到直接捕食, 而是死亡、腐烂、分解, 再被消费者食用。河口生态系统的特点决定了其具有多样的功能特性, 其中最显著的是其生态功能。作为河流与海洋的交汇地, 河口有着丰富的营养物质, 为各种生物的生活、繁殖提供了场所, 有着较高的生物多样性, 其中的渔业养殖与捕捞为其带来了非常可观的经济效益。该区域还是天然的污染缓冲带, 可以过滤陆地径流携带的大量污染物, 从而减少对海洋环境的污染。

河口生态系统在各种自然力作用下时刻发生着变化, 同时该地区高强度的人类活动加剧着系统的演化进程及不确定性。人类活动对生态系统的影响主要体现在: ① 过量有机、无机物质的汇入以及热能的排放导致生态系统结构和代谢功能发生改变。在比利时的 Scheldt 河口, 来自污水处理厂以及流域径流的高负荷有机物导致高水平的细菌呼吸作用<sup>[3]</sup>, 河口完全变成异养型区域<sup>[4-5]</sup>。中国主要的河流, 如长江、珠江、钱塘江等, 2006—2010 年间每年总共携带超过上千万吨的污染物进入近海。热电厂冷却水的热污染干扰生物个体生理过程, 导致其行为的改变、疾病的增加以及气溶度变化。② 涉水工程建设及区域发展导致水流条件改变、湿地锐减、生物栖息地破坏。美国 Mississippi 河口三角洲地区, 原先的淡水植物正逐渐被耐盐植物所替代, 植被区域也逐渐演替为水域<sup>[6-7]</sup>。Blum 和 Roberts<sup>[8]</sup>表示由于泥沙量减少和海平面上升, 21 世纪末几乎所有的三角洲湿地都会消失。③ 有毒物质(重金属、杀虫剂以及工业副产品等)进入系统, 在水体和沉积物中迁移, 并附着在河口底泥中, 可能在河口食物网中形成生物累积<sup>[9]</sup>。④ 过度的渔业捕捞或外来物种的引入导致物种组成的直接改变<sup>[10]</sup>, 一些河口渔场由于过度捕捞已经逐渐退化, 包括香鱼、鳊鱼、牡蛎、鲟

收稿日期: 2014-11-17; 网络出版时间: 2015-08-21

网络出版地址: <http://www.cnki.net/kcms/detail/32.1309.P.20150821.1731.032.html>

基金项目: 南京水利科学研究院院基金资助项目(Y213012; Y215007)

作者简介: 申霞(1982—), 女, 江苏如皋人, 高级工程师, 博士, 主要从事生态环境模型方面研究。

E-mail: xshen@nhri.cn

鱼在内的多个物种面临濒危<sup>[11-12]</sup>，新物种的引入亦是系统结构改变的主要原因。

河口生态系统内生物组分和非生物组分相互作用构成了不易通过肉眼观察而被完全理解的复杂结构；同时它是一个动态系统，各组分时时刻刻都在发生着变化，并与其相关项相互作用，形成了一个分层动力系统；人类的干扰给本已复杂的系统演变带来压力及不确定性。将复杂系统进行概化，最常用的方法就是建立模型描述其演化过程，模拟结果可为河口生态工程设计、生态系统修复、生物及栖息地保护、生态系统评价和海岸带综合管理提供科学依据。

## 1 生态模型发展历程及其分类

### 1.1 水生生态模型发展历程

生态模型是研究生态系统结构、功能及其时空演变规律以及生物过程对生态系统影响及其反馈机制的重要手段，它是自然生态系统的一种简化，这种简化取决于对生态系统充分了解的基础上，突出系统的特征及关注的问题。20 世纪 20 年代开始，生态模型作为生态学的一个分支逐渐发展起来。最初的生态模型主要基于严密的数学和生物学基础理论，通过简练表达式描述一些理想情况下的生物过程，最典型的有 Lotka-Volterra 种间竞争模型。随后生态模型发展为种群动态模型，考虑到年龄结构、时滞、迁徙、种内种间竞争、捕食等，主要分析生境内生物之间的相互作用。这期间代表性的模型有具年龄结构的 Leslie (1945) 矩阵模型、Hutchinson (1948) 带时滞的种群增长模型以及 Holling (1965) 提出的捕食者-被捕食者 3 种类型的功能响应模型<sup>[13]</sup>。

然而，生态系统中生物的生存离不开周围的环境介质，对于水生生态系统而言，模拟生物体的个体生长死亡、种群变化、种间竞争、群落演变和食物网等，必定离不开描述水体运动及水质状况的水环境模型。同样在 20 世纪 20 年代，经典的 Streeter-Phelps (S-P) 水质模型诞生，该模型的突破点在于首次耦合模拟了两个水质参数(BOD、DO)，可以模拟河流、河口等水体环境。随后的三四十年间，学者对 S-P 模型进行修正和补充，考虑泥沙影响、外源污染等，研究多参数的取值问题，并发展了用于湖泊、海湾等水域的二维水质模型。

20 世纪 60 年代以后水生生态模型得到迅猛发展，主要原因有两方面：① 计算机技术的快速发展使得求解复杂的数学问题成为可能；② 随着环境污染不断加剧、生态系统日益脆弱，人们更加关注环境保护、生态修复、资源合理开发利用领域技术手段的研究。70 年代开始，为了研究水域的富营养化及水华现象，学者们在水质模型中耦合了生物的生长，发展了相互作用的非线性系统模型，涉及营养物质磷、氮的循环系统、浮游植物和浮游动物系统、生物生长率与营养物质、阳光、温度的关系以及浮游植物与浮游动物生长率之间的关系。富营养化模型是水生生态模型发展历程中具有里程碑意义的成果。70 年代中期后的水生生态模型开始转入对生态系统动力学变化的揭示上，尽管研究的目的还主要是为富营养化服务，但模型关注的对象已超越了对生源要素的模拟，用多层、多室、多成分的复杂模型来模拟水体中的物理、化学、生物、生态和水动力等重要过程，采用连续变化的参数和目标函数来反映生物过程对外界环境的响应，如丹麦 Glumso 生态模型<sup>[14]</sup>和 3DWFGAS 模型<sup>[15]</sup>等。

水生生态模型研究经历了从简单到复杂，从零维到三维的过程，并逐渐用于各种水体的污染控制和生态系统管理。采用生态模型研究水生生态系统中的各种过程，存在着明显的两个分支：① 关注对象为生物系统，模拟生物个体、种群、群落及各营养级食物网的演变，研究周边水文、气象、环境因子对生命系统的影响，如种群动力学模型；② 研究对象为生境系统，即生物栖息地的质量、特性、功能，如水流运动特性、水环境质量、泥沙冲淤规律等水生生物赖以生存的环境因子的变化以及生物对这些因素的响应过程，如生物地球化学模型。将系统中不同时空尺度的环境变化过程和生物生长过程耦合，考虑各组分之间的相互影响机制，实现生态系统的反演、再现、预测，是水生生态模型的难点和发展方向。

### 1.2 生态模型分类

从生态模型的描述方法来看, 可将其分为概念模型和数学模型。概念模型是采用定性的图表或文字等形式来描述模型各组分之间的关系, 阐述最符合模型目标的组织层次。数学模型是根据系统内物质或能量流动特点而建立的数学方程或计算机程序, 并采用一定的数值方法求解。数学模型可以更进一步分为统计模型和机理模型。统计模型最初是从经验数据建立起来的, 仅仅是描述性的, 各变量之间的关系不一定有因果关系, 统计模型的实例包括初级生产力的简单模型<sup>[16]</sup>、生物种群动力学模型<sup>[17]</sup>、复杂的流域和生态模型<sup>[18]</sup>。机理模型包括系统内的因果关系, 是基于过程的模型, 在理解生态系统运作的基础上建立, 并描述各种物理、化学、生物过程, 如模拟水动力模型<sup>[19]</sup>、生物地球化学循环<sup>[20]</sup>、种群动力学<sup>[21]</sup>。依据模型的复杂性, 可分为 4 种类型: 简单的回归模型、简单的营养物平衡模型、复杂的水动力、水质、生态综合模型以及复杂的生态结构动力学模型。前二者不能反映水生生态系统变化, 仅能对影响生态系统生源要素的变化进行模拟。从相对关系来看, 生态模型亦可分为如下几种: 稳态模型-动态模型; 确定性模型-随机模型; 线性模型-非线性模型; 集总模型-分散模型; 简化模型-整体模型; 管理型模型-研究型模型。

按照模拟对象来划分, 生态模型主要包括种群动力学模型、生物地球化学模型和生物能量学模型。这 3 类模型是最初环境管理中应用最广泛的模型。20 世纪 70 年代末期, 为了解决一些特定生态问题的需要, 发展了诸如结构动力学模型、模糊生态模型、基于个体的生态模型和生态毒理学模型等。各类模型优缺点见表 1, 各类模型的特点、功能、发展历程和应用范围如下:

表 1 各类模型优缺点

Table 1 Advantages and disadvantages of different ecological models

模型类型	优点	缺点
生物地球化学和生物能量动力学模型	① 基于因果关系构建; ② 基于质量和能量守恒原理; ③ 易于理解、解释和开发; ④ 有现成的软件, 如 Stella; ⑤ 便于预测。	① 无法使用不均匀的数据; ② 需要相对完备的数据库; ③ 模型复杂, 参数数量多时难以率定; ④ 没有考虑物种构成的适应性和变化特征。
稳态生物地球化学模型	① 比其它模型类型需要较少的数据集; ② 尤其适用于平均或极值条件; ③ 结果易于率定和验证。	① 无法得到动力学过程和随时间变化的信息; ② 无法预测随时间变化的独立变量; ③ 仅能得到平均或最不利条件下的结果。
种群动力学模型	① 能够遵循种群发展过程; ② 易于考虑年龄结构和影响因子; ③ 大部分基于因果关系。	① 有时不采用守恒原理; ② 应用领域局限于种群动力学过程; ③ 需要相对完备和均匀的数据库; ④ 某些情况下难以率定。
结构动力学模型	① 具有较强的适应性; ② 能够考虑物种构成的变化; ③ 可用于模拟生物多样性和生态位; ④ 参数由目标函数确定; ⑤ 相对容易开发和解释。	① 需要选择目标函数或使用人工智能; ② 计算耗时; ③ 需要知道结构变化信息用于准确率定和验证; ④ 没有可用的软件, 需要编程。
模糊模型	① 可以采用模糊数据集; ② 可以采用半量化信息; ③ 适用于半量化模型开发。	① 无法用于复杂的模型方程; ② 无法用于需要数值标识的模型; ③ 没有可用的软件。
人工神经网络	① 在其它模型不适用的情况下可以采用; ② 易于应用; ③ 可以应用于均匀数据集。	① 没有因果关系; ② 无法取代基于守恒原理的生物化学模型; ③ 预测精度受限。
空间模型	① 涉及空间分布; ② 结果可以用很多方式展现, 如 GIS。	① 需要大量数据; ② 难以率定和验证; ③ 计算耗时; ④ 描述空间模式需要非常复杂的模型。
个体模型	① 可以考虑个体特征; ② 可以考虑属性范围内的适应性; ③ 有可用的软件; ④ 不考虑空间分布。	① 当考虑个体的众多特征时, 模型变得十分复杂; ② 无法考虑基于守恒原理的质量和能量传输; ③ 需要大量数据对模型率定和验证。
生态毒理学模型	① 解决生态毒理学问题; ② 容易使用; ③ 通常包含一个有效的或能够解释和量化影响的模块。	① 有毒物质种类繁多, 所需信息量很大, 因此模型结果具有较高的不确定性; ② 对于生态毒理机理的认识还很有限。
随机模型	① 可以考虑强迫函数和过程的随机性; ② 模型结果的不确定性易于获得。	① 必须知道随机模型变量的分布; ② 高度复杂性, 需要较长的模拟时间。

(1) 种群动力学模型 以生命循环为基础, 基于基因守恒原理, 研究生物体在环境中的变化过程。种群动态模型是动态模型的先驱, 早在 20 世纪 20 年代 Lotka 和 Volterra 构建了第一个种群模型, 随后不少学

者针对特定的问题对模型进行修正,以适应所研究的案例<sup>[22-23]</sup>。种群动力学模型可以是模拟单个种群增长,而将其与其他种群的相互作用采用特定的参数来标示;另一种是考虑种群间的相互作用,并将其作为模型的状态变量。矩阵模型的应用在带年龄结构的种群动力模型中具有重要作用。

(2) 生物地球化学模型 遵守物质守恒原理,关注系统中生物化学和地球化学循环动态,考虑污染物和自然化合物的归趋和分布。水动力模型可以看作是该类模型,因其描述了系统中重要的成分——水,其输出往往作为生态模型的强制函数。将水动力、水质、浮游植物生长耦合的富营养化模型是该类模型的代表。模型维数、变量数量、环境介质种类和模拟范围等多种因素决定了模型的复杂性,其又反过来决定了率定和验证所需的数据数量和质量。

(3) 生物能量学模型 以能量守恒为原则,模拟太阳能通过初级生产者固定并经由食物链或食物网逐级递减式流动。1955年有学者从能量收支角度估算了河流生态系统中群落的能量流动<sup>[24]</sup>,采用独创的能流框图<sup>[25]</sup>描述群落的能流过程和模式,阐述能量在各级营养级之间的流动。1983年 Odum 对能流机理进行了分析,提出了较完整的能流基本模型<sup>[26]</sup>。熵流理论<sup>[27]</sup>基于能流理论发展而来,熵流可作为生态系统发展的目标函数,预测物种组成或系统结构的改变,以及外界因子作用下优势种特性的变化。由此,能量动力学模型由静态模型发展为动态结构模型,在生态学领域有着更广阔的应用。

(4) 生态毒理学模型 模拟有毒化学物质对生物个体、种群、群落、生态系统乃至整个生物圈的影响,可分为分布模型、迁移模型、效应模型,分别描述有毒物质在环境分室中的浓度、有毒物质在环境及不同营养级生物中的输运、有毒物质对生物体从细胞到生态系统不同生物学水平的影响。一个完整的生态毒理学模型应该是分布-迁移-效应模型的合理整合。当模拟有毒物质在食物网中迁移时,毒理学模型与生物地球化学模型类似,有时可作为复杂生物地球化学模型的子模型<sup>[28]</sup>。系统中各个营养级对某一特定物质的敏感性不一,重点关注对毒物特别敏感的营养级,可以简化模型,如零营养级(水、土壤等)重金属模型、或者计算鱼类体内 DDT 浓度。生态毒理学模型可以用来解决某注册化学物质的环境污染问题,也可用于制定污染削减或生态系统修复方案等,常用于生态环境风险评价领域,近一二十年中得到广泛应用。

(5) 静态模型 仅描述生态系统中各组分之间的物质或能量流动,不出现变量的动态过程,通常关注系统在一个季节或一个完整生物周期内的平均状态。静态模型模拟有机体之间或有机体与环境之间的复杂关系以及系统受外力影响时的响应,存在众多变量,采用微分方程描述各种变量与强制函数的响应关系作为经典的建模方法,无法应用到错综复杂的食物网多维生态关系。开展生态网络分析<sup>[29]</sup>进行分室模拟并采用矩阵计算(食物矩阵、伴生流矩阵、影响矩阵等)方法<sup>[30-31]</sup>对营养级网络进行数学描述具有较好的优势,常用软件包括 NETWRK<sup>[30]</sup>、WAND<sup>[32]</sup>、NEA<sup>[33]</sup>、EcoNet<sup>[34]</sup>、ENA<sup>[35]</sup>和 Ecopath<sup>[36]</sup>等。

(6) 结构动力学模型 生物地化模型等诸多生态模型有着严格的结构和固定参数,仅在所描述或验证时间段有效。然而,生态系统在不断发展的过程中能够因自然或人为外力而发生结构的调整或改变,有着严格结构的模型却无法描述这一趋势。结构动力学模型使用连续变化的参数和目标函数来反映生物成分对外界环境变化的适应能力,描述物种组分的改变以及生物对生境变化的响应。如外部条件的改变导致生物物种特性的变化,一个物种被另一个物种取代,以适应新的外部环境。Exergy 是目前结构动力学模型中应用最广的目标函数,可表示为生态系统在热平衡状态熵与非热平衡状态熵的差值<sup>[37]</sup>。

(7) 概念模型 概念模型根据采用的工具不同主要包括以下几类:① 箱式框图,采用框格、箭头以及数字来指示系统内物质循环和能量流动的方向和量级;② 矩阵概念化,可以形容各分室间的因果关系和输入输出量;③ 反馈动态框图,采用矩形、圆圈、云状图、箭头等描述系统内各组分的关系及过程信息<sup>[38]</sup>;④ 能量回路图,Odum 通过热力学约束条件、反馈机制和能量流动等信息构建而成,模型中的符号有固定的数学含义<sup>[25,39]</sup>。概念模型可以作为建立数学模型的第一步,用于明晰状态变量与强制函数的关系。同时也可视为一种独立的生态模型类型,常用于生态系统评价、工程生态效应评估等领域。

(8) 空间模型 空间模型是基于状态变量、外部函数及作用过程的空间分布来模拟生态系统在各空间尺度上的特点。对于水生生态系统空间模型,通常将三维水动力模型与描述生物过程的模型耦合,以阐述生

境、生物的空间异质。在景观生态学领域,空间模型可以为构造最优的生态斑块、廊道提供技术支撑。相对而言,空间模型的尺度较大,需要较全面的数据信息用于模型的建立、率定、验证等,可结合3S技术来实现基础资料的获取和模型的构件。

(9) 个体模型 某个物种的个体间差异在生物地球化学模型或者种群动力学模型中往往被忽略,然而个体差异对于生态行为及系统发展却意义重大。建立基于个体的模型有两种方法:①状态分布法,主要依靠Leslie矩阵模型和偏微分方程等分析工具来处理种群的特征分布;②状态结构方法,基于对为数众多的相互作用的有机体个体的模拟,依靠高速计算机进行计算,以综合的形式提供结果<sup>[40]</sup>。

(10) 模糊模型 当数据不够丰富,或者半定量描述生态系统的时候,可以采用模糊数学语言构建模糊生态模型。具体包括:模糊综合评价模型、模糊模式识别模型、模糊决策模型和模糊竞争模型等。

(11) 随机模型 随机模型中的随机性体现在外部强制函数或者模型参数的随机性,比如当水文、气象条件作为输入因子用于生态系统的演变预测时。可见,上述的生物地球化学模型、生物能量学模型、空间模型、结构动力学模型和种群动力学模型等均可能属于随机模型。

(12) 人工神经网络模型 人工神经网络技术应用于生态学建模始于20世纪80年代,它是通过不同数据库建立的黑箱模型,来描述状态变量与外部强制函数之间的关系,并用于生态系统未来状态的预测。

(13) 混合模型 以上所列两个或以上的模型组合而成,比如将生物地球化学模型结合人工神经网络技术,来获得生态系统中更多的有用信息。

## 2 生态模型关键技术问题

### 2.1 模型变量与函数

任何一个模型都是由各种变量构成的,研究某个生态系统主要是分析其中的自变量对因变量的影响。对于河口生态系统模型来说,关键是研究周围的环境因子对随时空变化的变量的预测。而状态变量的描述以及影响这个变量的主要因素分析是建立模型的第一步。对于生物地球化学模型,模型变量为物质浓度或总量;生物能量学模型中,变量可以是各种形式的能量,如太阳能、表现能等;生态毒理学模型中,变量为各种有毒物质;结构动力学模型的变量可以是Exergy、优势度、熵、生物量和利润等。通常将人类活动的扰动概化为模型的外部强制函数,如海平面上升、流量汇入、污染物排放、太阳辐射和气象条件等。然而,一个生态系统中的物种成千上万,在一个模型中不可能对每一个物种的生命过程进行模拟,因此选择一个或若干个代表物种非常必要。水域底栖生物经常被选作生态指示物种,能够对物化过程以及水动力过程的微小变化做出反应,同时在食物网中连接着初级生产者与高级生物。

### 2.2 模型整合及时空尺度

完整的水生生态模型同时包括物理、化学和生物过程。近年来,将水动力模型、物理化学模型以及针对生物的生态模型进行整合来模拟一个生态系统的变化过程,得到了科学界越来越多的关注<sup>[41-42]</sup>。由于各个模块所模拟过程的时间尺度和空间尺度各异,通常情况,物理化学过程的时空尺度比生物过程小。若模型整体的时空尺度过小,则模型运算量大、时间长,而且生物过程的变化在小的尺度下差异不显著;反之,则物化过程无法在模型中得到充分体现。针对不同模块,选择不同的时空步长,可以调和该矛盾,如可将其物化过程某时间内参数的平均值,用于生物模型的模拟<sup>[43]</sup>。

目前对物化过程的理解要比生物过程深入,当同时对这三种过程进行综合建模时,模型结构的选择需要权衡确定。有些研究者将水文水动力模型与栖息地适宜度模型耦合<sup>[44-45]</sup>,忽视物理化学过程对有机体的影响。Mouton等<sup>[46]</sup>将水动力、水质模型与生态模型整合,水质过程尺度为流域层面,栖息地对生物影响的尺度则小得多。Javier等<sup>[43]</sup>构建了基于河流管理决策支持的生态模型,在一维水动力、水质模型基础上进行生物过程的叠加,涵盖了栖息地适应性模型和生态评价模型,用于比选生态工程的优劣。对于河口等三维特征明显的水域,必须构建三维模型来进行空间异质化模拟,这无疑给各个模块的耦合带来挑战。其中一个发展

方向是在物化模型基础上模拟以水流为载体而运动的水生生物(如浮游植物)<sup>[47-48]</sup>,限于研究生态系统中的初级生产者。另一个分支是以某一物种及其栖息地为研究对象,模拟生物体及周边环境演替过程,为物种保护和生态修复提供决策。因此,在模型建立和模拟的过程中,需要结合模拟的目的对模型结构和尺度进行权衡选择。

### 2.3 模型参数取值及不确定性分析

生态模型涉及参数较多,大多数不像物化参数那样存在精确值。Jorgensen 等<sup>[27]</sup>列出了生态模型中120 000个参数,对于未包括在内的参数,有如下方法:生物生长过程中的参数,可采用异速生长原则;对于生态毒理模型参数,可通过化学结构推测化合物的性质;使用模型限制条件(如 Exergy)估计未知参数或不确定参数;通过子模型和整体模型的率定确定参数;根据现场实测或室内实验得到参数;基于密集观测数据的三次样条函数逼近法等<sup>[49]</sup>。在确定了模型参数基础上,对模型进行验证必不可少,验证内容包括模型是否在长期模拟中稳定、是否与所期待的结果吻合、检验模型中理想化噪声序列。在模型率定和验证之后仍需对模型进行实践检验,所用数据往往异于模型验证。因此只有当数据的数量和质量较高、系列较长时,模型的可靠性才能得到保障。

生态模型的不确定性来自于模型结构的选择、参数取值、目标函数、外部强制函数等。自然界是一个非常复杂的系统,每一个生态过程都受各种各样的不确定因素影响,某些因素的不确定性是无法降低的。目前用于模型不确定性分析方法很多,如一阶误差分析、蒙特卡罗方法、Bootstrap 方法、最大似然方法、贝叶斯法、离散 Bayes 法、神经网络法、遗传算法、模糊数学法、傅立叶敏感性检验法和敏感性分析等。通过全局灵敏度分析<sup>[50-51]</sup>,可以确定模型各参数对输出结果影响的大小。Cariboni 等<sup>[52]</sup>系统阐述了生态模型中如何运用灵敏度分析来完成模型的识别,并在 Lotka-Volterra 模型和鱼类种群动力学模型进行示范。Noel 等<sup>[53]</sup>将分层统计模型应用于生态模型的不确定分析。对于风险评价类模型可使用安全系数来考虑不确定性。

## 3 生态模型在河口管理中的应用

早期河口管理的工作主要是解决特定的问题,如减少某种杀虫剂的影响、污水的深度处理、湿地的修复。目前以及今后河口管理的目标应朝着综合管理的方向开展,从整体论角度出发解决河口海岸生态环境问题,同时需考虑全球气候变化、能源短缺等,实现资源集约化管理,维护生态系统的健康和可持续。在能源短缺的时代,建设生态工程是海岸带可持续管理的基础。生态模型的应用是建立自我组织系统和生态系统修复的重要依据,通过模拟系统内部产生的动力在不稳定和非均质的环境中重新组织系统的过程,预测系统未来的演化趋势,为生态工程的长期有效管理提供工具。模型作为生态工程设计和生态修复的有力支撑,同时还为河口生态系统健康评价、风险评价和综合决策管理奠定了科学基础。

### 3.1 生态工程及生态修复

针对河口地区日益增加的生态环境压力,建设人工生态工程以及对受损生态系统进行修复是维护系统健康稳定、提升系统服务价值的主要途径。作为淡水与海水的掺混地带,上游径流和近海海水的水量和水质条件是维持系统有序发展的主要环境因素。将水文学模型与描述生态系统物质循环的生态学模型结合,研究外界条件变化对生态系统的影响及反馈过程和机制,是认识生态系统对水文过程响应的主要手段。Mitsch 和 Wang<sup>[54]</sup>建立水文-生态耦合模型,通过不同输入参数对生态系统的影响,模拟分析河口湿地恢复对磷的需求,确定恢复河口湿地所需输入水量。Timchenko 等<sup>[55]</sup>建立了营养物质初级生产及消耗平衡模型,以下泄流量相关的水体滞留时间为参数,建立流量与生态系统的关系,根据河口有机污染程度的不同,确定上游电站所需下泄的流量。孙涛等<sup>[56]</sup>概述了基于典型生物资源保护目标、基于生境保护目标以及基于多目标整合分析3种类型的河口生态系统需水量计算模式,探讨了其中的关键科学问题。

生物能量学中的能流分析,可以合理地调整生态系统中的能量流动关系,使能量持续高效地流向对人类最有益的部分,常被应用于河口生态系统的恢复、重建等研究领域,如采用对照湿地研究人工植物引种后系

统内的生产力及生物多样性变化, 确定人工生态工程的建设方案<sup>[57]</sup>。徐姗楠等<sup>[58]</sup>根据 2006 年在杭州湾北岸大型围隔海域进行的生态调查数据, 利用 EwE 软件构建围隔海域人工生态系统的能量流动模型。模型由 13 个功能组构成, 分别代表在生态系统中具有相似地位的有机体, 基本覆盖了该人工生态系统能量流动的主要过程, 结果为富营养化近岸海域的生态修复提供理论依据。

河口生态系统具有典型的区域性特征, 不仅陆海相互作用强烈, 而且受河流系统、气候系统、海岸带系统以及海洋系统的交互影响明显, 空间异质性显著。因此, 河口生态模型应用于系统演替分析时, 往往采用空间动态模型。Mississippi 河口生态模型最初由 Sklar 等<sup>[59-60]</sup>在 20 世纪 80 年代建立, 包括 3 个模块: 水动力、土壤动力学、生产力模块, 模型经不断修正已应用于多个地区的生态研究<sup>[61-63]</sup>。3 个模块有着各自的网格系统, 并将计算值在各模块边界单元进行交换。二维水动力模块模拟河口在潮汐、径流以及风的作用下的水位、垂向平均流速、盐度以及泥沙分布。土壤动力学模块模拟河口湿地陆域的演变, 影响因素包括泥沙淤积、泥炭沉积、泥沙冲刷和下沉等, 由此得出各单元的陆地高程。生产力模型计算出沼泽地每天的净初级生产力。其中环境限制函数累积每天的温度、水位、盐度, 形成一个月调节因子, 作为生态模型的环境条件, 以计算生物量。模拟得出 2 年后整个河口地区的栖息地分布状况, 作为下一个 2 年内水动力模型的地形初始条件。将率定后的模型用于模拟 1988 年后的 50 年内河口生态系统的演变, 研究无淡水汇入、规律的淡水汇入和间歇的淡水汇入对河口湿地类型及植物群落的影响, 为河口地区长期有效的生态管理提供了依据。

### 3.2 生态系统评价

生态评价帮助人们在河口生态系统管理中认识生态环境特点和功能, 明确人类活动对生态环境影响的性质、程度, 确定为维持生态系统功能和自然资源可持续利用而应采取的对策和措施, 包括生态系统质量评价、生态系统功能评价、生态工程效应评价以及生态系统风险评价。

#### 3.2.1 生态系统质量和功能评价

合理评价河口生态系统质量和功能有利于了解河口生态系统现状, 为可持续利用河口生态系统提供科学依据。河口生态系统健康评价的主要方法为基于调查数据的评价指标体系法。评价指标体系的构建往往采用概念模型框图来描述。美国“河口营养状况评价综合法”采用 OECD 和 UNEP 开发的压力-状态-响应(PSR)概念模型, 建立了包括水体、沉积物、生物和大气污染沉降等众多参数的评价指标体系。中国长江口<sup>[64]</sup>、九龙江口<sup>[65]</sup>、辽河河口<sup>[66]</sup>的生态系统健康评价亦采用了 PSR 概念模型并进行了适当调整。在评价指标体系的基础上构建合适的评价模型, 才能将描述不同特征的多指标分散数据转化为能够反映评价对象总体特征的全局信息。目前应用较多的评价模型有综合指数法<sup>[65,67]</sup>、基于最大熵的模糊评价模型<sup>[64]</sup>以及 LHFI 指数统计模型<sup>[68]</sup>。

河口丰富的生产力是其主要的生态特征, 也是其重要的功能。基于 EwE 的生态通道模型被开发用于评价河口、海洋等水域的渔业资源<sup>[69]</sup>。EwE 采用多个功能组覆盖生态系统能量流动全过程, 描述系统的营养结构、评价渔业活动对水生生态系统的影响、分析水域生态系统能量流动效率和营养结构、对渔业水域生态系统进行对比研究、评价渔业生态系统在环境变化时受到的影响<sup>[70]</sup>。林群等<sup>[71]</sup>根据 2000 年和 2006 年长江口生态环境调查数据, 利用 EwE 构建 2 个时期的长江口及毗邻水域生态能量通道模型, 比较分析了三峡工程蓄水前后长江口及毗邻水域生态系统的结构和能量流动特征, 认为该水域生态系统的再循环率较低, 仍有较高的剩余生产量有待利用, 均处于不成熟的发育期。

#### 3.2.2 生态效应评价

每个河口生态系统有其自身的属性, 同时存在着来自周围环境的胁迫, 包括自然和人为 2 种情况。概念模型通常用来分析各压力项对系统属性的作用以及通过何种路径影响着系统的特性, 评价其生态效应。Patti<sup>[72]</sup>在佛罗里达州 St. Lucie 河口概念模型中, 将压力源概括为 6 项: 水文条件的变化、河口盐度的变化、营养盐和溶解态有机物的汇入、污染物的汇入、航运和渔业的压力和河口物理性状的改变, 并图示了各压力项对关键生态属性的影响。该模型有利于研究者深入了解系统内较为复杂的相互作用和关联, 为有效开展系统修复和环境管理奠定基础。同样在佛罗里达州沿海, Steven 等<sup>[73]</sup>针对河口红树林湿地构建了概念模型, 将

系统外部主要驱动力概况为水事管理活动和全球气候变化,由此产生了系统压力源:上游河流汇入的淡水量减少以及海平面上升。同时分析出该生态系统的特有属性,包括红树林生产力、土壤冲积以及恢复能力、海岸带沉水植物、长居的鱼类种群、鸟类繁殖群聚区和河口鳄鱼种群。压力项对系统的作用途径包含海岸带海侵、水文周期、盐度梯度、盐淡水界面,在不同的时空尺度上影响着南佛罗里达州海岸带系统。

生态模型在评价生态工程的效果方面,也得到了一定的应用。Madon 等<sup>[74]</sup>建立了生物能量学模型,用于评估不同环境条件下鱼类的生长情况,模拟了河口湿地系统恢复过程中鲑鱼幼鱼的生长<sup>[75]</sup>。Pitcher 等<sup>[76]</sup>采用空间模型预测了香港沿海人工鱼礁的资源 and 渔业的效益。章飞军<sup>[77]</sup>建立了以 Exergy 为目标函数的结构动力学模型,研究长江口大型底栖动物群落结果的复杂性状况,模拟生态工程干扰下,潮滩湿地底栖动物群落的演替过程,为生态工程生态效应的定量评定提供科学依据。

### 3.2.3 生态系统风险评价

模型是生态系统风险评价及预测最有效的工具,是区域风险管理的技术支撑。Jorgensen<sup>[78]</sup>建立了有毒物质分布-迁移-效应模型,成功用于埃及 Abukir 海湾、丹麦 Faborg 峡湾内重金属铬在水体、沉积物、鱼类、无脊椎动物中的分布和累积模拟。模型描述铬在水体中的浓度分布以及其在各层食物链中的含量,计算结果为水域污染物削减、栖息地修复、生物保护等生态环境管理提供决策支持。

刘长<sup>[79]</sup>分析了大辽河口持久性有机物在水体和沉积物中的分布特征,采用物种敏感性分布法构建了风险评价模型。王敏杰等<sup>[80]</sup>利用 Level III 逸度模型对苯并[a]芘在辽河口湿地大气、水体、土壤、沉积物和植物中的分布进行模拟,通过灵敏度分析确定了模型的关键参数,模拟了各相中苯并[a]芘浓度分布,并根据模拟结果计算了各相间的迁移通量。陈秋颖<sup>[81]</sup>通过辨识风险源、胁迫因子以及生境和终点间的关系,构建了反应河口生态风险源-胁迫因子-生境-终点路径关系的概念模型,针对不同风险源类型、不同胁迫因子、不同生境、不同终点和不同风险小区,计算了风险值,对水生态风险进行了综合评价。

中国河口生态系统风险评价主要采用资料分析法<sup>[82]</sup>、生态风险指数法<sup>[83]</sup>等定性或半定量方法,研究对象集中在水体、沉积物等环境要素中,极少涉及有毒物质在环境介质和食物网中的迁移,生态毒理学模型在中国仍然处于起步阶段。

### 3.3 系统管理决策支持

河口生态管理中涉及到众多利益相关者,构建基于系统管理的决策支持模型来连接各个参与者,并将其纳入模型的建立、运行和使用的全过程<sup>[84-85]</sup>。协调建模或组合化建模(Institutionalized or Mediated Modelling, IMM)利用系统动力学模型,结合生态系统内的各因素,并涵盖与其相关的经济和社会系统,研究生态系统对公众的服务价值。使得参与各方能够公平、及时地了解不同的决策方案产生的结果,关注结果对所属社区以及生态系统的影响。IMM 适用于任何复杂问题的建模,是生态管理决策的有效途径。例如,河口水体同时具有饮用水水源地、渔业养殖、休闲娱乐等多种功能,对水质的要求不一,随着蓄水量的增加以及废水处理费用的不断攀升,各方如何协调支付比例则需要通过组合化模型进行科学决策。

## 4 结论与展望

(1) 生态模型的种类众多,基于关注的问题、数据库质量、生态系统特征、现有知识基础等因素选择合适的模型类型、确定模型结构是建模的基础,随后进行概念化、变量选取、模型验证、校验、灵敏度检验和有效性检验等,是建立和应用生态模型解决生态环境问题的基本思路。

(2) 中国生态模型的研发和应用与国外仍有很大差距,体现在:针对河口及近海的生物地球化学动力模型研究对象以水质要素为主,生物要素一般考虑浮游植物,很少深入至系统中更高的营养级模拟;目前通用的生态建模软件如 Stella、Ecopath、Econet 等均产自国外;对生态系统机理方面的探讨较少,尤其是生物生理特性与周围环境之间的响应;中国生态建模关注的通常是物质的循环,较少涉及能量流动的模拟。滞后的原因有:中国生态环境问题的出现时间及公众环保意识均晚于发达国家,对生态系统结构的认识有限;生



态建模基于长期的现场实测数据的积累,生物过程监测往往需要数十年,中国的生态调查数据非常有限,长系列数据的储存更是极少。

(3) 河口是一个复杂的、动态的、具有丰富生物资源的、受自然作用力支配的生态系统,对其研究具有多学科交叉的特色,融汇了生态学、化学、物理学和生物学等学科知识;河口受到复杂动力过程的影响,同时限于野外监测仪器的发展,对河口生态系统中生物过程的研究要晚于对水动力泥沙过程的研究。这些因素均限制着生态模型的进一步发展。

(4) 生态系统的复杂性和非线性特征,需要应用更多的数学理论来支持生态模型的建立,如混沌理论用于解释系统的不可预测性;基于拓扑学的灾变理论可以解释的突变性。当生态环境问题变得越来越复杂化,有些人认为简单的模型直接根植于数据,能够更好地进行预测;而一些人认为复杂的动力学模型有利于增强对生态系统的理解,更能真实反映系统的过程性。

#### 参考文献:

- [1] PRITCHARD D W. What is an estuary: Physical viewpoint [C]// Washington: American Association for the Advancement of Science, 1967: 3-5.
- [2] BASSET A, BARONE E, ELLIOTT M, et al. A unifying approach to understanding transitional waters: Fundamental properties emerging from ecotone ecosystems [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2013, 132: 5-16.
- [3] SOETAERT K, MIDDELBURG J J, HEIP C, et al. Long-term change in dissolved inorganic nutrients in the heterotrophic Scheldt estuary (Belgium, The Netherlands) [J]. *Limnology and Oceanography*, 2006, 51: 409-423.
- [4] GAZEAU F, GATTUSO J P, MIDDELBURG J J, et al. Planktonic and whole system metabolism in a nutrient-rich estuary (the Scheldt estuary) [J]. *Estuaries*, 2005, 28: 868-883.
- [5] KROMKAMP J C, VAN E T. Changes in phytoplankton biomass in the western Scheldt estuary during the period 1978—2006 [J]. *Estuaries and Coasts*, 2010, 33: 270-285.
- [6] DAY J W, BRITSCH L D, HAWES S R, et al. Pattern and process of land loss in the Mississippi Delta: A spatial and temporal analysis of wetland habitat change [J]. *Estuaries*, 2000, 23: 425-438.
- [7] TORNVIST T E, GONZALEZ J L, NEWSOM L A, et al. Reconstructing “background” rates of sea-level rise as a tool for forecasting coastal wetland loss, Mississippi Delta [J]. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 2002, 83: 525-531.
- [8] BLUM M D, ROBERTS H H. Drowning of the Mississippi delta due to insufficient sediment supply and global sea-level rise [J]. *Nature Geoscience*, 2009, 2: 488-491.
- [9] TAKEKAWA J Y, WOO I, SPAUTZ H, et al. Environmental threats to tidal marsh vertebrates of the San Francisco Bay estuary [C]// *Terrestrial Vertebrates of Tidal Marshes: Ecology, Evolution and Conservation. Study in Avian Biology*, 2006, 32: 176-197.
- [10] BALTZ D M, YANEZ A A. Ecosystem-based management of coastal fisheries in the Gulf of Mexico: Environmental and anthropogenic impacts and essential habitat protection [C]// *The Gulf of Mexico Ecosystem-Based Management. College Station (TX): Texas A&M University Press*, 2012: 337-370.
- [11] MUSICK J, HARBIN M, BERKELEY S, et al. Marine, estuarine, and diadromous fish stocks at risk of extinction in North America (exclusive of Pacific salmonids) [J]. *Fisheries*, 2000, 25: 6-30.
- [12] WILSON J. Productivity, fisheries and aquaculture in temperate estuaries [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2002, 55: 953-967.
- [13] 李典谟, 马祖飞. 展望数学生态学与生态模型的未来 [J]. *生态学报*, 2000, 20(6): 1083-1089. (LI Dianmo, MA Zufei. Prospect of mathematical ecology and ecological modeling [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2000, 20(6): 1083-1089. (in Chinese))
- [14] JORGENSEN S E. An eutrophication model for a lake [J]. *Ecological Modelling*, 1976, 2: 147-165.
- [15] VIRTANEN M, KOPONEN J, DAHLBO K. Three-dimensional water quality transport model compared with field observations [J]. *Ecological Modelling*, 1986, 31: 185-199.
- [16] HOWELL C J, CROHN D M, OMARY M. Simulating nutrient cycling and removal through treatment wetlands in arid/semiarid environments [J]. *Ecological Engineering*, 2005, 25: 25-39.
- [17] TUMBIOLO M L, DOWNING J A. An empirical-model for the prediction of secondary production in marine benthic invertebrate

- populations [J]. *Marine Ecology Progress Series*, 1994, 114: 165-174.
- [18] PAUL J F, COMELETTO R L, COPELAND J. Landscape metrics and estuarine sediment contamination in the mid-Atlantic and southern New England regions [J]. *Journal of Environmental Quality*, 2002, 31: 836-845.
- [19] WYNN T M, LIEHR S K. Development of a constructed subsurface-flow wetland simulation model [J]. *Ecological Engineering*, 2001, 16: 519-536.
- [20] MERRILL A G, BENNING T L. Ecosystem type differences in nitrogen process rates and controls in the riparian zone of a montane landscape [J]. *Forest Ecology and Management*, 2006, 222: 145-161.
- [21] BAIRD M E, WALKER S J, WALLACE B B, et al. The use of mechanistic descriptions of algal growth and zooplankton grazing in an estuarine eutrophication mode [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2003, 56: 685-695.
- [22] HUGO T, DAVID S, NICOLAS M, et al. From the Lotka-Volterra model to a spatialised population-driven individual-based model [J]. *Ecological Modelling*, 2015, 306: 287-393.
- [23] ROUZIMAIMAITI M, AHMADJAN M, ZHIDONG T. Dynamics in a periodic two-species predator-prey system with pure delays [J]. *Mathematical Sciences*, 2014, 8: 71-77.
- [24] ODUM H T, ODUM E P. Trophic structure and productivity of a windward coral reef community on Eniwetor Atoll [J]. *Ecological Monographs*, 1955, 25: 291-320.
- [25] ODUM H T. *System ecology* [M]. New York: Wiley Interscience, 1983.
- [26] ODUM E P. *Basic ecology* [M]. New York: CBS College Publishing, 1983.
- [27] JORGENSEN S E, PATTEN B C, STRASKRABA M. Ecosystems emerging: 4: Growth [J]. *Ecological Modelling*, 2000, 126: 249-284.
- [28] THOMANN R V. Physico-chemical and ecological modelling the fate of toxic substances in natural water systems [J]. *Ecological Modelling*, 1984, 22: 145-170.
- [29] HANNON B. The structure of ecosystems [J]. *Journal of Theoretical Biology*, 1973, 41: 535-546.
- [30] ULANOWICZ R E. *Growth and development; Ecosystem phenomenology* [M]. New York: Springer Verlag, 1986.
- [31] KAY J J, GRAHAM L A, ULANOWICZ R E. A detailed guide to network analysis [C]// *Network Analysis in Marine Ecology: Theory and Applications*. New York: Springer Verlag, 1989: 15-61.
- [32] ALLESINA S, BONDAVALLI C. Wand: An ecological network analysis user-friendly tool [J]. *Environmental Modelling and Software*, 2004, 19: 337-340.
- [33] FATH B D, BORRETT S R. A Matlab function for network environ analysis [J]. *Environmental Modelling and Software*, 2006, 21: 375-405.
- [34] KAZANCI C. Econet: A new software for ecological modelling, simulation, and network analysis [J]. *Ecological Modelling*, 2007, 208: 3-8.
- [35] STUART R B, MATTHEW K L. EnaR: An R package for ecosystem network analysis [J]. *Methods in Ecology and Evolution*, 2014, 5: 1206-1213.
- [36] CHRISTENSEN V, PAULY D. Ecopath II: A software system for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics [J]. *Ecological Modelling*, 1992, 61: 169-186.
- [37] MEJER H F, JORGENSEN S E. Energy and ecological buffer capacity [C]// *State of Theart of Ecological Modelling*. Copenhagen :Copenhagen International Society for Ecological Modelling, 1979: 829-846.
- [38] PARK R A, GRODEN T W, DESORMEAU C J. Modification to model CLEANER, requiring further research [C]// *Prospective on Lake Ecosystem Modelling*. Michigan: Ann Arbor Science Publish, 1979: 87-108.
- [39] ODUM H T, ODUM E C. *Modelling for all scales* [M]. San Diego: Academic Press, 2000.
- [40] DEANGELIS D L, GROSS L J. *Individual-based models and approaches in ecology: Populations, communities and ecosystems* [M]. London: Chapman & Hall, 1992.
- [41] BOETS P, PAUWELS I S, LOCK K, et al. Using an integrated modelling approach for risk assessment of the “killer shrimp” *Dikrogammarus Villosus* [J]. *River Research and Applications*, 2014, 30: 403-412.
- [42] HUGHES D A, LOUW D. Integrating hydrology, hydraulics and ecological response into a flexible approach to the determination of environmental water requirements for rivers [J]. *Environmental Modelling and Software*, 2010, 25: 910-918.

- [43] JAVIER E, GERT E, PIETER B, et al. Development and application of an integrated ecological modelling framework to analyze the impact of wastewater discharges on the ecological water quality of rivers [J]. *Environmental Modelling and Software*, 2013, 48: 27-36.
- [44] BOCKELMANN B N, FENRICH E K, LIN B, et al. Development of an ecohydraulics model for stream and river restoration [J]. *Ecological Engineering*, 2004, 22: 227-235.
- [45] TOMSIC C A, GRANATA T C, MURPHY R P, et al. Using a coupled eco-hydrodynamic model to predict habitat for target species following dam removal [J]. *Ecological Engineering*, 2007, 30: 215-230.
- [46] MOUTON A, VANDERMOST H, JEUKEN A, et al. Evaluation of river basin restoration options by the application of the Water Framework Directive explorer in the Zwalm River basin (Flanders, Belgium) [J]. *River Research and Applications*, 2009, 25: 82-97.
- [47] TRANCOSO A R, SARAIVA S, FERNANDES L, et al. Modelling macroalgae using a 3-D hydrodynamic-ecological model in a shallow, temperate estuary [J]. *Ecological Modelling*, 2005, 187: 232-246.
- [48] LETICIA C, VILHENA, INGRID H, et al. The role of climate change in the occurrence of algal blooms: Lake Burragarang, Australia [J]. *Limnology and Oceanography*, 2010, 55: 1188-1200.
- [49] JORGENSEN S E. *Fundamentals of ecological modelling* [M]. Beijing: Science Press, 2011.
- [50] GARETH L, GREGORY K, RAFAEL M, et al. Global uncertainty and sensitivity analysis of a spatially distributed ecological model [J]. *Ecological Modelling*, 2014, 275: 22-30.
- [51] FARJANA A, MOHAMMAD A H. The impact of land use changes on the hydrology of the Grote Nete Basin (Belgium) applying MIKE SHE [J]. *International Journal of Scientific & Technology Research*, 2014, 3: 95-99.
- [52] CARIBONI J, GATELLI D, LISKA R, et al. The role of sensitivity analysis in ecological modelling [J]. *Ecological Modelling*, 2007, 203: 167-182.
- [53] NOEL C, CATHERINE A C, JAMES S C, et al. Accounting for uncertainty in ecological analysis: The strengths and limitations of hierarchical statistical modelling [J]. *Ecological Applications*, 2009, 19: 553-570.
- [54] MITSCH W J, WANG N M. Large-scale coastal wetland restoration on the Laurentian Great Lakes: Determining the potential for water quality improvement [J]. *Ecological Engineering*, 2000, 15: 267-282.
- [55] TIMCHENKO V, OKSIYUK O, GORE J. A model for ecosystem state and water quality management in the Dnieper River Delta [J]. *Ecological Engineering*, 2000, 16: 119-125.
- [56] 孙涛, 徐静, 刘方方, 等. 河口生态需水研究进展 [J]. *水科学进展*, 2010, 21(2): 282-287. (SUN Tao, XU Jing, LIU Fang-fang, et al. Advances in the assessment of ecological water requirements in estuaries [J]. *Advances in Water Science*, 2010, 21(2): 282-288. (in Chinese))
- [57] MITSCH W J, JORGENSEN S E. *Ecological engineering and ecosystem restoration* [M]. New York: WileyInterscience, 2004.
- [58] 徐姗楠, 陈作志, 何培民. 杭州湾北岸大型围隔海域人工生态系统的能量流动和网络分析 [J]. *生态学报*, 2008, 28(5): 2065-2072. (XU Shannan, CHEN Zuozhi, HE Peimin. Energy flux and network analysis for an artificial ecosystem of a large enclosed sea area in North Hangzhou Bay [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(5): 2065-2072. (in Chinese))
- [59] SKLAR F H, COSTANZA R, DAY J W. Dynamic spatial simulation modelling of coastal wetland habitat succession [J]. *Ecological Modelling*, 1985, 29: 261-281.
- [60] COSTANZA R, SKLAR F H, WHITE M L. Modeling coastal landscape dynamics [J]. *Bioscience*, 1990, 40: 91-107.
- [61] SKLAR F H, FITZ H C, WU Y, et al. The design of ecological landscape models for Everglades restoration [J]. *Ecological Economics*, 2001, 37: 379-401.
- [62] MARTIN J F, REYES E, KEMP G P, et al. Landscape modeling of the Mississippi Delta [J]. *Bioscience*, 2002, 52: 357-365.
- [63] REYES E, MARTIN J F, DAY J W, et al. River forcing at work: Ecological modeling of prograding and regressive deltas [J]. *Wetlands Ecology and Management*, 2004, 12: 103-114.
- [64] 周晓蔚, 王丽萍, 郑丙辉. 长江口及毗邻海域生态系统健康评价研究 [J]. *水利学报*, 2011, 42(10): 1201-1207. (ZHOU Xiaowei, WANG Liping, ZHENG Binghui. Ecosystem health assessment for the Changjiang River estuary and its adjacent sea area [J]. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2011, 42(10): 1201-1207. (in Chinese))
- [65] 刘佳. 九龙江河口生态系统健康评价研究 [D]. 厦门: 厦门大学, 2008. (LIU Jia. Ecosystem health assessment of Jiulong

- River estuary [D]. Xiamen: Xiamen University, 2008. (in Chinese)
- [66] 刘春涛, 刘秀洋, 王璐. 辽河口生态系统健康评价初步研究 [J]. 海洋开发与管理, 2009, 26(3): 43-48. (LIU Chuntao, LIU Xiuyang, WANG Lu. Preliminary study about health evaluation on estuary ecosystem of Liaohe River [J]. Ocean Development and Management, 2009, 26(3): 43-48. (in Chinese))
- [67] NIEKERK L V, ADAMS J B, BATE G C. Country-wide assessment of estuary health: An approach for integrating pressures and ecosystems response in a data limited environment [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2013, 130: 239-251.
- [68] CHIU G S, GUTTORG P, WESTVELD A H. Latent health factor index: A statistical modeling approach for ecological health assessment [J]. Environmetrics, 2011, 22(3): 243-255.
- [69] CHRISTENSEN V, WALTERS C J. Ecopath with Ecosim: Methods, capabilities and limitations [J]. Ecological Modelling, 2004, 172: 109-139.
- [70] 黄孝锋, 邴旭文, 张宪中. EwE 模型在评价渔业水域生态系统中的应用 [J]. 水生态学杂志, 2011, 32(6): 125-129. (HUANG Xiaofeng, BING Xuwen, ZHANG Xianzhong. Application of ecopath with ecosim model in fishery ecosystem appraisal [J]. Journal of Hydro-ecology, 2011, 32(6): 125-129. (in Chinese))
- [71] 林群, 金显仕, 郭学武, 等. 基于 Ecopath 模型的长江口及毗邻水域生态系统结构和能量流动研究 [J]. 水生态学杂志, 2009, 30(2): 28-36. (LIN Qun, JIN Xianshi, GUO Xuewu, et al. Study on the structure and energy flow of the Yangtze River estuary and adjacent waters ecosystem based in ecopath model [J]. Journal of Hydroecology, 2009, 30(2): 28-36. (in Chinese))
- [72] PATTI S. Lucie Estuary and Indian River lagoon conceptual ecological model [J]. Wetlands, 2005, 25: 898-907.
- [73] STEVEN M D, DANIEL L C, JEROME J L, et al. A conceptual model of ecological interactions in the mangrove estuaries of the Florida everglades [J]. Wetlands, 2005, 25: 832-842.
- [74] MADON S P, WILLIAMS G D, WEST J M. The importance of marsh access to growth of the California killifish, *Fundulus parvipinnis*, evaluated through bioenergetics modeling [J]. Ecological Modelling, 2001, 136: 149-165.
- [75] GRAY A, SIMENSTAD C A, BOTTOM D L, et al. Contrasting functional performance of juvenile salmon habitat in recovering wetlands of Salmon River estuary, Oregon, USA [J]. Restoration Ecology, 2002, 10(3): 514-526.
- [76] PITCHER T J, BUCHARY E A, HUTTON T. Forecasting the benefits of no-take human-made reefs using spatial ecosystem simulation [J]. ICES Journal of Marine Science, 2002, 59: 17-26.
- [77] 章飞军. 长江河口大型底栖动物生态学研究 Exergy 理论的应用 [D]. 上海: 华东师范大学, 2007. (ZHANG Feijun. Exergy as an indicator applied to the study of macrobenthos ecology in Changjiang River estuary [D]. Shanghai: East China Normal University, 2007. (in Chinese))
- [78] JORGENSEN S E. Modelling in environmental chemistry [M]. Amsterdam: Elsevier, 1991.
- [79] 刘长. 大辽河口典型酚类内分泌干扰物的分布特征和生态风险评价 [D]. 青岛: 中国海洋大学, 2012. (LIU Chang. Distribution characteristics and ecological risk assessment of typical phenolic endocrine disrupting chemicals in Daliao River estuary [D]. Qingdao: Ocean University of China, 2012. (in Chinese))
- [80] 王敏杰, 郎印海, 程芳芳, 等. 辽河口湿地苯并[a]芘的多介质归趋研究 [J]. 中国海洋大学学报: 自然科学版, 2012, 42(12): 120-125. (WANG Minjie, LANG Yin Hai, CHENG Fangfang, et al. Study of multimedia transfer and fate of benzo [a] pyrene in Liaohe Estuarine wetland [J]. Periodical of Ocean University of China, 2012, 42(12): 120-125. (in Chinese))
- [81] 陈秋颖. 河口水生态风险响应模型与应用研究 [D]. 北京: 北京师范大学, 2012. (CHEN Qiuying. Study on aquatic ecological risk response model and its application in estuarine areas [D]. Beijing: Beijing Normal University, 2012. (in Chinese))
- [82] 高珊. 大凌河口鱼体内得克隆污染特征及暴露风险 [D]. 大连: 大连海事大学, 2013. (GAO Shan. Pollution characteristics and exposure risk of Dieldrin Plus in fish from DaLing River estuarine [D]. Dalian: Dalian Maritime University, 2013. (in Chinese))
- [83] 乔磊. 江苏沿海河口环境质量研究与生态风险评估 [D]. 南京: 河海大学, 2006. (QIAO Lei. Research on the eco-environmental quality and ecological risk evaluation of estuaries in Jiangsu Coast [D]. Nanjing: Hohai University, 2006. (in Chinese))
- [84] COSTANZA R, RUTH M. Using dynamic modeling to scope environmental problems and build consensus [J]. Environmental Management, 1998, 22: 183-195.
- [85] VANDEN B M. Mediated modeling: A systems dynamics approach to environmental consensus building [M]. Washington D C: Island Press, 2004.

## Advances in applied ecological models for estuarine management\*

SHEN Xia<sup>1,2</sup>, B. Larry LI<sup>2</sup>

(1. State Key Laboratory of Hydrology-Water Resources and Hydraulic Engineering, Nanjing Hydraulic Research Institute, Nanjing 210029, China; 2. Ecological Complexity and Modeling Laboratory, University of California at Riverside, Riverside CA 92521-0124, USA)

**Abstract:** Estuaries are transitional water zones as functional ecotones connecting rivers and oceans. Both of natural forces and human activities drive estuarine ecosystems variations. Ecological modeling plays a significant role in studying structure and function of ecosystem, simulating processes of ecosystem succession, and understanding response and feedback of biological processes on ecosystem. Here we review different type of ecological models, and presents their features, strengths and weaknesses, as well as how apply these models to real world problems. Some critical technical questions are discussed, such as variables and functional types of model, model coupling and spatio-temporal scale, as well as parameter determination and uncertainty analysis. In particular, some instances are illustrated to demonstrate how to apply numerical models to serve estuarine integrated management schemes, including ecological engineering design, ecosystem restoration, ecosystem assessment, and system decision support. Although the ecological modeling research in China has made some processes including their applications, there is still a gap in some respects needed to be improved.

**Key words:** estuarine ecosystem; ecological model classification; spatio-temporal scale; human activities; integrated coastal zone management

---

### 欢迎订阅《水科学进展》

《水科学进展》是以水为论述主题的学术期刊, 主要反映国内外在暴雨、洪水、干旱、水资源、水环境等领域中的科学技术的最新成果、重要进展、当代水平和发展趋势, 报道关于水圈研究的新事实、新概念、新理论和新方法, 交流新的科研成果、技术经验和科技动态。她涉及与水有关的所有学科, 包括水文科学、大气科学、海洋科学、地质科学、地理科学、环境科学、水利科学和水力学、冰川学、水生态学以及法学、经济学和管理科学中与水有关的内容。本刊为全国中文核心期刊、中国科技核心期刊、RSSCE 中国权威学术期刊, 多次被评为“中国精品科技期刊”、“华东地区优秀期刊”、“江苏省优秀期刊”等, 同时被 Ei 和 CA 等国际权威文献检索系统固定收录。

《水科学进展》为双月刊, 大 16 开本, 逢单月 30 日出版, 每期定价 30.00 元, 全年定价 180.00 元。国际标准连续出版物号: ISSN 1001-6791; 国内统一连续出版物号: CN 32-1309/P; 国内发行代号: 28-146, 欢迎广大读者向当地邮局(所)办理订阅手续。

《水科学进展》编辑部

---

\* The study is financially supported by the Research Foundation of Nanjing Hydraulic Research Institute (No. Y213012; No. Y215007).