

文章编号: 1000-0615(2019)01-0105-11

DOI: 10.11964/jfc.20180911441

· 综述 ·

## 多维视角下的新时代水产养殖业发展

董双林\*

(中国海洋大学教育部海水养殖重点实验室, 山东 青岛 266003)

**摘要:** 由于经济因素的驱动, 我国水产养殖规模和集约化水平在快速扩大和提高, 同时, 土地、淡水和鱼粉等资源制约日趋明显, 氮磷排放、碳足迹、生态足迹在迅速增大, 因此, 我国水产养殖业需要生态集约化发展。从多维和可持续发展的视角可以推知, 内陆大水域未来仅适于发展不投饲的养殖种类或称净水渔业, 近岸(10 m以浅、距岸2 km以内或有遮蔽的海域)可发展不投饵的贝、藻养殖和增殖, 离岸(距岸2 km以外、水深10~50 m)应增殖、养殖并举, 深远海养殖(50 m以深、高海况开放海域和12 n mile以外的专属经济区海域)大有可为, 陆基池塘生态集约化改造和陆基循环水养殖的阳光工厂化改造任重道远。

**关键词:** 水产养殖; 新时代; 可持续; 生态足迹; 碳足迹; 水足迹

**中图分类号:** S 965

**文献标志码:** A

过去几十年, 我国水产养殖业发展迅猛, 为提高我国民众的生活质量、促进经济社会发展做出了巨大贡献, 但与此同时, 一些问题特别是环境问题也日渐突出。2016年1月起随着大范围环境保护督察和海洋督察的实施, 一大批水产养殖场由于排放污水污泥或使用煤炭锅炉而相继关闭, 同时, 一些过去仅在学术圈讨论的问题已摆在了企业家们的眼前。有些人对此不甚理解, 有些人抱怨政策太过严苛或太过急迫, 但也有些人看到了新的机遇或商机。之所以出现这些问题, 主要是以往我们对水产养殖系统的经济功能关注有余, 而对该系统的其他作用或影响关注不够。为加快水产养殖业转型升级和绿色发展, 加深人们对水产养殖产业结构性变革方向的理解, 提升学科发展对产业进步的引领作用, 本文系统介绍了水产养殖系统功能或作用的多维性及传统发展模式的弊端, 从更宽的视野阐释新时代水产养殖业应有的发展模式。

### 1 水产养殖系统功能的多维性

与其他养殖业有所不同, 水产养殖的方式多种多样, 既有直接栽培植物的生产方式, 也有将植物蛋白转化为动物蛋白的养殖方式, 还有将低值动物蛋白转化为高值动物蛋白的养殖方式。随着水产养殖集约化程度的提高, 最后一种养殖方式所占比例越来越大。

随着水产养殖集约化和规模化发展, 现代水产养殖系统不再仅具有食物生产、价值增值功能, 它与其他系统的相互作用关系逐渐强化<sup>[1-5]</sup>, 其功能或作用的多维性也逐渐显现(图1)。水产养殖系统多维性的强化将会影响水产养殖业未来的发展模式。

#### 1.1 生态效率和N、P排放

长期以来, 水产养殖生态学和养殖模式构建的核心内容是构建分解、生产、消费功能相平衡的养殖生态系统, 提高系统的生态效率, 增加养殖系统物质在循环过程中的有效积累。

收稿日期: 2018-09-05 修回日期: 2018-10-23

资助项目: 国家自然科学基金(31572634); 山东省重点研发计划(产业关键技术)(2016CYJS04A01)

通信作者: 董双林, E-mail: dongsl@ouc.edu.cn

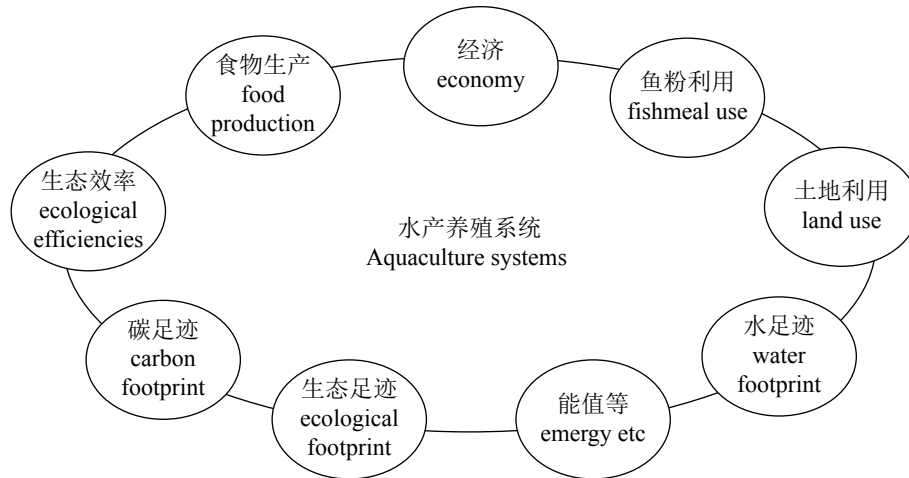


图 1 水产养殖系统特性的多维性

Fig. 1 The multi-dimensional nature of aquaculture systems

董双林<sup>[6]</sup>对凡纳滨对虾(*Litopenaeus vannamei*)单养及其与青蛤(*Cyclina sinensis*)、江蓠(*Gracilaria lichevoides*)混养结构优化的效果进行了研究,结果显示,在该实验条件下,混养系统的最佳结构为PCS3,即凡纳滨对虾30尾/m<sup>2</sup>、青蛤30个/m<sup>2</sup>、

菊花江蓠200 g/m<sup>2</sup>;其光合能转化效率为0.81%,总能转化效率为92.07%,投入N的利用率为35.6%,投入P的利用率17.2%(表1)。可见,该优化的养殖结构除具有较高的对虾产量和经济效益外,还较对虾单养有更高的生态效率。

表 1 池塘凡纳滨对虾和与青蛤、菊花江蓠混养的效果

Tab. 1 Effects of integration of *L. vannamei*, *C. sinensis* and *G. lichevoides* in pond

项目 items	处理 treatments				
	P	PCS1	PCS2	PCS3	PCS4
对虾放养量/(个/m <sup>2</sup> ) P stocking rate	30	30	30	30	30
青蛤放养量/(个/m <sup>2</sup> ) C stocking rates	0	7	15	30	45
江蓠放养量/(g/m <sup>2</sup> ) S stocking rates	0	360	280	200	120
对虾净产量/(g/m <sup>2</sup> ) P net productions	115.4	119.1	116.6	136.8	106.5
青蛤净产量/(g/m <sup>2</sup> ) C net productions	—	5.1	16.4	32.8	25.3
江蓠净产量/(g/m <sup>2</sup> ) S net productions	—	938.0	743.0	779.5	390.0
光合能转化效率/% photosynthetic conversion efficiencies	0.12	0.71	0.64	0.81	0.54
总能转化效率/% total energy conversion efficiencies	42.62	90.97	82.77	92.07	60.48
N利用率/% N utilization rates	24.5	38.2	34.7	35.6	26.3
P利用率/% P utilization rates	7.2	13.9	14.3	17.2	9.5
产出/投入比 ratios of output to input	1.22	1.89	1.71	1.69	1.29

注: P. 凡纳滨对虾, C. 青蛤, S. 江蓠, PCS. 凡纳滨对虾、青蛤、江蓠混养; 光合作用转化效率(%)=(净总输出/光合作用能输入)×100%, 生物能转化效率(%)=(净总输出/生物能输入)×100%, 总能量转化效率(%)=(净总输出/总输入)×100%

Notes: P. shrimp, C. clam, S. seaweed, PCS. shrimp, clam and seaweed; Photosynthetic conversion efficiency (%)=(total net output/Photosynthetic input)×100%, Biological energy conversion efficiency=(total net output/biological input)×100%, total energy conversion efficiency=(total net output/total input)×100%

但是, 应该看到, 即使是上述最佳养殖结构PCS3, 其对饲料中N和P的利用率也仅35.6%和

17.2%, 其余大部分都排到了近海或沉积在池塘底质。随着一些集约化养殖方式, 特别是对虾

池塘养殖和安大略鲑(*Salmo salar*)网箱养殖的规模化发展, 水产养殖对环境的负面影响已引起越来越多的关注<sup>[2, 7-8]</sup>。

事实上, 我国现行的绝大多数投饲养殖方式都会或多或少向环境排放N、P等污染物。常杰<sup>[9]</sup>研究了国内外一些水产养殖系统生产1 t水产品的N、P排放量, 结果显示, 网箱、半精养和精养系统的N、P排放量不容忽视(表2)。

表 2 不同水产养殖系统生产1 t产品N、P排放量

养殖系统 culture systems	N	P
淡水网箱养鱼 fresh water fish cage	100	23
海水网箱养鱼 sea water fish cage	78-90	9-20
网箱养鱼 fish cage	190	28
淡水池塘养鱼 fresh water fish pond	71	11
半精养虾塘 semi-intensive	58	16
精养虾塘 intensive shrimp pond	104	42

据崔毅等<sup>[10]</sup>估算, 2002年我国黄渤海沿岸的海水养殖污水排放量达 $119.8 \times 10^8 \text{ m}^3$ , 其中, 含氮6 010 t、磷924 t、COD 29 016 t。水产养殖N和P的排放量分别占该区域陆源排放量的2.8%和

5.3%。另据程序<sup>[11]</sup>推算, 我国海水网箱养殖和池塘养殖的年N排放量分别达3.7万t和45万t, 而我国每年城镇生活污水排放氨氮总量仅90多万t。可见, 我们必须直面水产养殖生产中的N、P等污染物排放问题。

## 1.2 食物生产、价值增值和鱼粉利用

最早出现的水产养殖系统应是为自己享用水产品而进行的生产活动<sup>[1, 12]</sup>。春秋战国或更早的时期, 当水产养殖活动具有了一定规模, 所生产的水产品除供自己享用外还有了一定的剩余, 将这些产品进行以物易物或买卖就成了自然而然的行为。春秋战国时期范蠡所著《养鱼经》就已将养鲤(*Cyprinus carpio*)活动视为经济与食物生产相结合的活动。

在过去相当长的历史时期中, 我国水产养殖系统的主要作用是食物生产和价值增值。20世纪70年代起, 一些投饲养殖方式规模化发展起来, 养殖产量空前提高, 表观经济效益也显著提高。尽管对于同一养殖种类而言, 精养比粗养的产出投入比可能有所下降, 但精养的单位面积收入会大幅度提高(表3)<sup>[6]</sup>。从表3中可以看出, 池塘半精养或精养的经济收益是每公顷万元, 而工厂化养殖的收益则是百万元级, 这就是人们热衷于集约化发展的主要驱动力。

表 3 7种养殖系统的年经济效益比较

Tab. 3 Annual economic accounting and analysis of 7 farming systems

项目 items	放养密度/(kg/hm <sup>2</sup> ) stocking density	经济总投入/(¥/hm <sup>2</sup> ) total economic input	经济总产出/(¥/hm <sup>2</sup> ) total economic output	单位面积收入/(¥/hm <sup>2</sup> ) income per unit area	产出投入比 ratio of output to input
池塘粗养参 extensive pond for sea cucumber	$4.60 \times 10^2$	$1.10 \times 10^5$	$1.81 \times 10^5$	$7.02 \times 10^4$	1.64
池塘精养草鱼 intensive pond for grass carp	$1.51 \times 10^3$	$4.81 \times 10^4$	$5.65 \times 10^4$	$0.85 \times 10^4$	1.17
池塘精养草鲢鲤 intensive pond for grass carp polyculture	$1.56 \times 10^3$	$3.97 \times 10^4$	$5.95 \times 10^4$	$1.98 \times 10^4$	1.54
对虾池塘半精养 semi-intensive pond for shrimp	7.92	$1.60 \times 10^4$	$2.94 \times 10^4$	$1.34 \times 10^4$	1.84
流水养殖大菱鲆 running water for turbot	-	$1.355 \times 10^6$	$2.511 \times 10^6$	$1.156 \times 10^6$	1.85
循环水养殖石斑鱼 RAS for grouper	-	$2.3 \times 10^6$	$8.416 \times 10^6$	$6.116 \times 10^6$	3.66
工厂化养参 indoor sea cucumber culture	$1.25 \times 10^4$	$6.53 \times 10^6$	$8.00 \times 10^6$	$1.48 \times 10^6$	1.23

某些集约化养殖方式还导致了养殖系统食物生产功能的削弱。一些国际知名学者曾批评对虾池塘养殖和大西洋鲑网箱养殖是以消耗大量鱼粉为代价<sup>[3]</sup>。1995年全球水产养殖动物的鱼

粉比率(养殖过程渔产品投入与产出比)平均为1.04, 但随着饲料科技的进步, 到2007年其鱼粉比率降到了0.63<sup>[13]</sup>。而我国则随水产养殖动物营养层次和集约化程度的提高, 水产养殖的鱼粉

比率从1999年的0.23提高到2009年的0.36,且近些年并无下降的趋势<sup>[7, 14]</sup>。这样的发展模式如不改变,未来我国水产养殖业的发展将会受制于世界有限的鱼粉资源供给量。

全世界水产养殖动物产量中有约70%是靠投饲养殖获得的<sup>[15]</sup>,虽然我国相应的比例还较低,但此比例已从2008年的约41%<sup>[7]</sup>增加到了2016年的约47%。由于投入的饲料不会在养殖系统中百分百转化成水产养殖产品,因此,这些系统通常就成了投入的蛋白质多于产出的蛋白质、将低值蛋白质转化为高值蛋白质的经济功能为主的系统<sup>[1, 7, 13]</sup>。

### 1.3 碳足迹

针对温室气体所引起的气候变暖现象,国际气候大会提出了“碳足迹”概念,指在人类生产和活动中所排放的与气候变化相关的气体总量,以产生的CO<sub>2</sub>的量来衡量,其他温室气体均换算成CO<sub>2</sub>当量。

对池塘粗养系统(不投饲、不增氧)和室内精养系统生产1 t鲜刺参碳足迹的研究表明,前者的总碳排放量为270 kg CO<sub>2</sub>,而后者则达39 000 kg CO<sub>2</sub>,是前者的144倍<sup>[16]</sup>。精养池塘生产1 t对虾也会排放18 250 kg CO<sub>2</sub><sup>[17]</sup>。刺参粗养系统的碳足迹大户是养殖所用的聚乙烯附着基,占总量的69.6%;刺参室内精养系统碳足迹大户则是养殖过程中的电能消耗,占总量的78.7%;而对虾精养池塘的碳足迹大户则是饲料,占91.9%。

需要指出的是,水产养殖系统通过4个途径影响全球气候变化:①在设施建造、产品生产和消费过程直接或间接排放温室气体,即碳足迹;②捕获的养殖生物产生的输出碳;③养殖水体残饵、粪便等生物沉积对碳的封存作用;④养殖水体水—气界面温室气体逸散和溶入。

2009年我国淡水养殖产品从养殖水体移出碳总量约为130万t<sup>[18]</sup>。我国海水贝、藻养殖1999年到2008年10年间共利用了3 789万t碳,1 204万t碳通过收获而被移出养殖海域,其中贝类每年可封存67万t碳。为此,唐启升<sup>[5]</sup>将这类养殖称为“碳汇渔业”。

残饵、粪便等有机颗粒沉积在养殖水体的底部会形成大量底泥。如果不做清淤处理,部分有机碳会长久封存起来,对全球的碳循环产生一定的影响。全球11.1万km<sup>2</sup>的内陆水产养殖池塘每年可封存或埋藏的碳量达1 660万t,占全球每年碳总排放量(80亿t)的0.21%,其中占全球养殖池塘面积55.9%的中国所起的作用最为重要<sup>[4]</sup>。

就水—气界面而言,一般情况下淡水水体是大气碳的源,海洋是大气碳的汇。但是,由于养殖水体的投饲和贝类的钙化作用等,淡水和海水养殖水体在碳的源汇关系方面呈现出复杂的多样性<sup>[19-23]</sup>,其规律性还有待进一步研究。

### 1.4 生态足迹

生态足迹是指在现有技术和资源管理水平下,人类活动对生物圈需求的度量<sup>[24]</sup>或环境代价。对水产养殖系统生态足迹的评价并不是对实际生产系统中已经造成的环境影响的评价,而是运用生命周期评价等方法,评价其对环境的潜在影响,是一种合理的预期或推算。

有学者研究了生产1 t鲜水产品的环境代价(表4)<sup>[16, 25]</sup>。就全球变暖潜势<sup>①</sup>(GWP)而言,循环水养鱼和池塘养虾系统影响较大,刺参粗养系统影响最小;就酸化潜势(AP)而言,循环水和工厂化养殖影响较大,不投饲料养刺参的影响很小,这是因刺参摄食池塘底质有机物所致;就富营养化潜势(EP)而言,工厂化养殖和流水养殖影响较大,刺参粗养系统影响较小。

### 1.5 水足迹与土地利用

我国人均水资源量仅为世界平均数的1/4,是世界上13个最缺水国家之一。2011年,我国农产品生产、加工消耗的淡水占总淡水消耗量的73.8%<sup>[26]</sup>。从国家水安全战略考虑,未来30年我国农业用水只能维持零增长或负增长。因此,包括水产养殖业在内的大农业节水发展任务十分艰巨。了解水产养殖消耗的淡水量及与养殖结构的关系,有助于我们优化水产养殖结构和制定水产贸易策略。

海水养殖看似不消耗淡水资源,其实,一

① GWP: 全球变暖潜势,评估CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O等废气在大气层中吸收红外线导致温室效应气体对环境的影响,用kg CO<sub>2</sub>当量表示;EP: 富营养化潜势,包括氮磷在内的所有导致环境营养水平升高的生源要素对环境的影响,以kg PO<sub>4</sub>当量表示;AP: 酸化潜势,是度量酸化污染消极影响的指标,包括土壤、地下水、地表水、生物有机体和生态系统,以kg SO<sub>2</sub>当量表示。



表 4 生产 1 t 鲜水产品的环境代价

Tab. 4 Environmental impacts of 1 t production of seafood products

产品 product	生产地 location	GWP/ (kg CO <sub>2</sub> eq)	AP/ (kg SO <sub>2</sub> eq)	EP/ (kg PO <sub>4</sub> eq)
池塘养虾 pond farmed shrimp	亚洲 Asia	5 250	31	37
网箱养鲑 net farmed salmon	欧洲 Europe	2 250	18	31.9
网围养罗非鱼 pen farmed tilapia	亚洲 Asia	1 520	20.2	47.8
流水养鳟 race way farmed trout	法国 France	2 750	19.2	65.9
循环水养大菱鲆 recirculating tank farmed turbot	法国 France	6 020	48.3	77
工厂化养参 indoor intensive farming system sea cucumber	中国 China	1 860	193	66.5
池塘粗养参 extensive farming system in pond sea cucumber	中国 China	236	1.30	-0.003 4

些饲料原料的种植需要消耗淡水。Boyd等<sup>[27]</sup>研究了鱼类饲料中包含的水和土地资源量,结果显示,尽管鲑鳟鱼类饲料因鱼油含量高而含能量

很高,但其消耗淡水量并不多;而罗非鱼饲料由于含有较多的粮食而消耗淡水、占用土地最多(表5)。

表 5 水产养殖饲料包含的能量、土地和淡水量

Tab. 5 Average embodied energy, land and water in feed for aquaculture species

项目 variables	种类 species				
	斑点叉尾鲷 <i>Ictalurus punctatus</i>	罗非鱼 tilapia	安大略鲈 <i>S. salar</i>	虹鳟 <i>Oncorhynchus mykiss</i>	凡纳滨对虾 <i>L. vannamei</i>
能量/(GJ/t) energy	4.90	5.83	12.48	12.26	9.07
水/(m <sup>3</sup> /t) water	1 227	1 685	849	502	1 116
土地/(hm <sup>2</sup> /t) land	0.183	0.312	0.145	0.082	0.249

水足迹是指一定区域内所有产品和服务所需要消费的水资源量<sup>[24]</sup>,其包括蓝水足迹、绿水足迹和灰水足迹。蓝水足迹代表在产品生产过程中地表水和地下水的消耗量;绿水足迹是指生产过程中雨水的消耗量;灰水足迹是指以现存周围环境水质为基准时,污染物稀释所消耗的淡水量。

Waite等<sup>[28]</sup>研究了不同水产养殖种类或系统的水足迹。从养殖种类方面看,不投饲养殖的贝类几乎不消耗淡水(蓝水),同时其还可以净化养殖水体(灰水为负值);饲料中含有较多粮食的种类,如鲤和斑点叉尾鲷,对蓝水消耗较多;杂食性且能摄食一定量浮游动物的罗非鱼的蓝水和灰水消耗都较少(表6)。从养殖系统方面看,粗养系统蓝水消耗较多,灰水消耗较少,而与半精养系统相比精养系统无论是蓝水还是灰水都少一些。

我国严重缺水,且南北方分布严重不均。我国水产养殖的布局、结构调整、国际贸易和

发展都应逐渐强化对水足迹的考虑。

## 1.6 能值

水产养殖系统是典型的经济生态系统,单独用生态学或经济学方法加以研究都可能失偏颇。20世纪80年代,美国Odum<sup>[29]</sup>创立了能值分析理论和方法,并将生态经济系统内流动和储存的各种不同类能量和物质转换为统一标准的能值(emergy)加以定量研究。

水产养殖系统作为一个经济生态复合系统,其中既存在生态流又存在货币流,这就需要一个打通自然子系统与经济子系统的重要参数,即能值/货币比率(emergy/money ratio)。能值/货币比率是当年某国家(或地区)全年总应用能值(包括可更新资源和不可更新资源)与该国家(或地区)国民生产总值(GNP)之比。

董双林等<sup>[16]</sup>对4种水产养殖系统能值指标进行了比较<sup>[16]</sup>。能值分析理论中定义的能值产出率(emergy yield ratio, EYR)等于系统总产出能值与社

表6 不同水产养殖种类或系统的水足迹  
Tab. 6 Water footprint for different farming groups and farming systems in aquaculture

养殖种类或系统 farming groups or systems	(m <sup>3</sup> /kg蛋白质)	
	蓝水消耗 blue water use	灰水消耗 gray water use
<b>养殖种类 farming groups</b>		
双壳贝 bivalve	0	-148
鲤 carp	61.4	97
斑点叉尾鮰 catfish	52.2	97
虾 shrimp	4.4	104
罗非鱼 tilapia	15.9	82
<b>养殖系统 farming systems</b>		
粗养—鱼虾蟹 extensive - fish & crustaceans	77.2	90
半精养—鱼虾蟹 semi-intensive - fish & crustaceans	36.0	101
精养—鱼虾蟹 intensive - fish & crustaceans	33.5	94

会经济反馈投入能值之比。从表7中可以看出,人工投入较少的刺参粗养系统和流水养大菱鲆(*Scophthalmus maximus*)系统的EYR较高,反映出它们具有较高的经济生态学效率。

环境负载率(environmental loading ratio, ELR)为系统不可更新能源投入能值总量与可更新能源投入能值总量之比。由于工厂化养刺参和循环水养殖石斑鱼系统投入的不可更新能源较多,因此,它们的ELR较高,反映出它们对环境的压力较大。

能值可持续指标(emergy sustainability index, ESI)等于EYR与ELR之比,该数值越大,系统越可持续。刺参粗养系统和流水养大菱鲆系统的ESI较大,比其他两个系统更可持续。

需要说明的是,由于国情不同、地理环境不同,同一事物的能值数值差别很大。上述4个

养殖系统都取自山东省境内,它们的大背景基本相同,因此,上述分析具有一定的参考价值。

## 2 新时代水产养殖业

前面介绍了水产养殖系统多方面的特性,可以看到,尽管集约化投饲养殖方式经济效益较好、用地少、淡水消耗可能较少,但会或多或少导致其他一些问题,如碳足迹和生态足迹高,排污通常也会多。从多维视角可以推知,我们必须改变以往的水产养殖业发展模式,内陆大水域仅适于发展不投饲的净水渔业,近岸海域应发展非投饲养殖和增殖,深远海鱼类养殖应是大力发展的方向,陆基池塘和工厂化循环水养殖的生态集约化改造任重道远。

### 2.1 内陆大水域的净水渔业

内陆大水域养殖包括湖泊、水库及河道养殖等,其产量占我国内陆水域养殖总产量的18%<sup>[30]</sup>。由于我国严重缺乏淡水资源,投饲养殖会污染养殖水域(表2和表4),为了保障饮用水安全和社会经济可持续发展,取缔内陆大水域投饲养殖,发展非投饲养殖的“净水渔业”已逐渐成为人们的共识。

新安江水库(千岛湖)和大伙房水库充分发挥大水域水质优良的条件,通过市场经济手段培育出的鲢鳙放养产业链就是典型的成功案例。一般认为,大水域鲢鳙放养可以抑制湖泊、水库水华的发生<sup>[31-32]</sup>,具有净水作用。当然,应避免过度放养,特别应避免过量放养草食性鱼类,以免造成对水域生态系统不可逆的破坏<sup>[33-34]</sup>。

放养、增殖相结合是内陆大水域渔业的必由之路。在这方面,除上述鲢鳙放养外,我国科技工作者在中华绒螯蟹(*Eriocheir sinensis*)放养、鳊(*Siniperca chuatsi*)增殖等方面也进行了有益的尝试<sup>[34]</sup>。为了提高内陆大水域放养和增殖效

表7 4种水产养殖系统能值指标的比较

Tab. 7 Comparison and evaluation of emergy indices for 4 kinds of farming systems

指标 indices	工厂化养参 indoor culture for sea cucumber	粗养参 extensive culture for sea cucumber in pond	流水养殖大菱鲆系统 running water culture system for turbot	循环水养殖石斑鱼系统 RAS for grouper
能值产出率 emergy yield ratio	1.18	2.06	2.07	1.00
环境负载率 environmental loading ratio	5.50	0.94	1.51	10.5
能值可持续指标 emergy sustainability index	0.21	2.18	1.38	0.10

益, 有关特定水体的渔产潜力、渔业资源变动、掠食性鱼类的下行效应等方面的研究还有待深入。

## 2.2 由近岸养殖走向离岸养殖

由于各国近海陆架坡度和岸线状况差异很大, 因此, 世界上对海水养殖的区域划分并无统一的标准。联合国粮农组织2010年的报告中, 依据离岸距离和海水深度等将海水养殖划分为近岸(coastal)养殖、离岸(off-the-coast)养殖和远海(offshore)养殖<sup>[35]</sup>。其所谓近岸养殖是指在水深小于10 m、距岸不超过0.5 km、有掩蔽海域的养殖; 离岸养殖是在水深10~50 m、距岸0.5~3 km、海况较恶劣海域的养殖; 而远海养殖则是指在离岸距离大于2 km或超出视距、水深超过50 m、海况恶劣海域的养殖。离岸和远海养殖还可合称为开放海域(open ocean)养殖。

我国海水养殖规模宏大, 远非世界上任何一个国家所能及, 有些省份的筏式养殖已外延到了距岸15 km外的开放海域。因此, 根据我国实际, 一般距岸2 km(视距范围内)、水深10 m以浅或有掩蔽海域(如海湾)的养殖可称为近岸养殖; 距岸2 km以外、水深10~50 m开放海域的养殖称为离岸养殖; 而利用现代化装备在50 m以深的恶劣海况海域养殖或在12 nm领海之外的专属经济区海域开展的养殖称为深远海养殖(far offshore mariculture)。

**近岸养殖** 2016年我国近岸海域养殖产量占海水养殖总产量的85%以上<sup>[30]</sup>。近岸海域养殖方式主要有网箱养殖、筏式养殖、吊笼养殖、底播养殖等, 养殖产品主要是贝类。

我国海水贝类养殖(占海水养殖总产量的71.7%)的水足迹是负值(表6), 贝壳还可永久性固碳。大型海藻养殖(占海水养殖总产量的7.4%)也具有净化水质作用。可见, 贝藻养殖是应该倡导发展的近岸绿色养殖方式。

我国贝藻筏式和吊笼养殖存在的主要问题是管理问题。有研究表明, 1995—2015年我国扇贝养殖面积扩大了29.28倍, 产量则仅增加了1.95倍。1995年单产为33.11 t/hm<sup>2</sup>, 2015年仅2.742 t/hm<sup>2</sup><sup>[7]</sup>。由此可见, 只要简单地把养殖密度降下来就可达到增效甚至增产的效果。我国目前近海养殖生产主要是以家庭或集体为单位独立进行的, 尽快建立协同生产机制是我国贝

藻养殖业健康发展的当务之急。

2016年, 我国近岸海水网箱主要是投饲养殖鱼类, 其产量仅占海水养殖总产量的3.2%。由于网箱养殖排污量和生态足迹较高(表2和表4), 加之存在鲜杂鱼使用<sup>[36]</sup>等问题而颇受公众诟病。逐步取缔近岸投饲养殖网箱, 促其向离岸、向深远海发展已是大势所趋。

**离岸养殖** 目前, 我国对10 m以浅海域的海水养殖开发已近极限, 而10~30 m等深线的海域养殖利用率还不足10%<sup>[37]</sup>。离岸网箱养殖年产量仅11.9万t。由于离岸海域自净能力较强, 加上网箱养殖方式水足迹少、用地少(表5), 离岸网箱养殖是应该有计划加速发展的方向。离岸贝类、棘皮动物等的增养殖发展前途亦十分光明。

## 2.3 深远海养殖大有可为

深远海网箱养殖同样具有水足迹和占用土地较少(表5), 养殖海域自净能力强、水质好等优点, 加之与其他产业的矛盾较小, 因此受到多个发达国家的青睐<sup>[38]</sup>。2014年11月美国政府签发了第一个许可证, 允许在联邦政府管辖的海域养殖贻贝, 美国国家大气和海洋局(NOAA)也正在评估20个在墨西哥湾网箱养殖鱼类的申请<sup>[39]</sup>。

我国正在利用深远海网箱、养殖工船在黄海冷水团海域(专属经济区内)进行大型鲑鳕鱼类试养工作。我国第一艘养殖工船(鲁岚渔养61699)和世界最大的全潜式深水网箱“深蓝1号”已在离岸130 n·mile的黄海海域启用。养殖鱼类的饲料、疫苗、制种等研发工作已相继展开。同时, 我国还有多个大型养殖工船和大型钢构网箱已在筹划、建造中<sup>[38]</sup>。就目前我国的经济能力和仪器装备制造水平, 建造巨型抗风浪装备、远距离遥控设备等已不成问题, 制约我国深远海养殖业发展的关键因素是养殖种类的选择、苗种规模化繁育及市场因素等。

## 2.4 陆基池塘和工厂化绿色养殖任重道远

我国池塘养殖产量占水产养殖总产量的49.1%, 其对环境潜在的影响不容忽视。陆基工厂化养殖产量虽然还不足总养殖产量的1%, 但很多人认为其是我国水产养殖的重要发展方向。自大范围环保督察和海洋督察开展以来, 工厂化养殖的尾水排放已成为公众关注的焦点之一。

**池塘养殖生态集约化改造** 我国内陆池塘养殖产量占内陆水域养殖总产量的71.9%, 海



水池塘养殖产量占海水养殖总产量的11.9%。目前,我国内陆池塘和海水池塘推广的综合养殖(混养)有效地提高了池塘系统对投入饲料的利用率和生态效率(表1)。但应看到,养殖池塘通常仍然还有大量的N、P沉积在池塘或排入临近水域(表1和表2),而且精养池塘还有较高的碳足迹<sup>[16-17]</sup>和生态足迹(表4),淡水精养池塘还具有很高的水足迹(表5和表6),这些都是池塘养殖未来发展的潜在风险点。

发展集约化程度较高的生态养殖模式(生态集约化)是引导池塘养殖步入可持续发展的重要举措。生态集约化养殖是指在保护环境、促进经济社会发展的前提下,高效地生产安全的水产品<sup>[14]</sup>。最近,在我国出现了多种局部集约化生态养殖方式,如池塘内循环流水养殖模式<sup>[40-41]</sup>。该模式是在池塘局部建造一些流水跑道,跑道内养殖吃食性种类,跑道外养殖不需投饲的净水生物。该模式可有效地减少有害尾水排放甚或实现零排污。

陆基工厂化养殖的生态集约化改造 陆基工厂化循环水养殖是高投入、高产出、节水、节地的养殖模式(表3和表6),因此受到多方的推崇,但其高碳足迹<sup>[16, 42]</sup>、高环境代价(表4)、低可持续性(表7)也是显而易见的。众多国家农业集约化发展的实践表明,集约化农业的实际成本(包括环境成本)非常高。为此,国际一些知名学者提出了农业可持续集约化理念,目标是在消除饥饿、贫困的同时仍给人类保留良好的环境<sup>[43]</sup>。我国的陆基工厂化水产养殖也应根据国情实施生态集约化改造。

西方发达国家人工费相对较高,电费相对较低,因此,发展高度自动化的工厂化养殖是其最佳选择;而我国目前电费仍相对较高,人工费还不算很高,因此,我国要根据当地实际情况掌握好陆基养殖车间自动化发展的节奏,以免因超越现实地过分追求“高大上”而造成不必要的浪费。我国鲆鲽类工厂化养殖成本中能源费占27%,人工占17%,而欧洲的相应费用为11%和12%(内部数据)。可见,降低能耗费用是我国鲆鲽类工厂化养殖的重要任务。

我国现行工厂化循环水养殖系统普遍采用的沉淀池、微滤器、泡沫分离器等设备可有效去除水中的有机物颗粒和溶解有机物,生物滤器等可将高毒的氨氮、亚硝酸氮转变为低毒的

硝酸氮。但是,现行系统基本都是在有氧环境下运行,反硝化作用很弱,从而导致总无机氮积累。该系统长期运行后不仅会因无机氮积累威胁养殖动物安全,还会导致少量排放的尾水无机氮超标。因此,我国现行的工厂化循环水养殖系统必须实施阳光工厂化改造<sup>[14]</sup>。

工厂化循环水养殖系统的阳光工厂化改造可采用异位或原位方式处理。淡水工厂化循环水养殖系统的尾水可实施异位处理,即与湿地、农业系统结合进行尾水综合利用;而海水工厂化循环水养殖系统的尾水则需增加一个大型海藻养殖单元进行异位处理。原位处理则是在养殖单元中混养沉水植物,该植物即可吸收水中的营养物质还可释放溶解氧气,一举两得<sup>[16, 44]</sup>。原位处理需要对养殖车间屋顶进行透光处理,还需注意选择高价值的沉水植物。

#### 参考文献:

- [1] 董双林. 系统功能视角下的水产养殖业可持续发展[J]. *中国水产科学*, 2009, 16(5): 798-805.  
Dong S L. On sustainable development of aquaculture: A functional perspective[J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2009, 16(5): 798-805(in Chinese).
- [2] 董双林, 潘克厚, Brockmann U. 海水养殖对沿岸生态环境影响的研究进展[J]. *青岛海洋大学学报*, 2000, 30(4): 575-582.  
Dong S L, Pan K H, Brockman U. Review on effects of mariculture on coastal environment[J]. *Journal of Ocean University of Qingdao*, 2000, 30(4): 575-582(in Chinese).
- [3] Naylor R L, Goldburg R J, Primavera J H, et al. Effect of aquaculture on world fish supplies[J]. *Nature*, 2000, 405(6790): 1017-1024.
- [4] Boyd C E, Wood C W, Chaney P L, et al. Role of aquaculture pond sediments in sequestration of annual global carbon emissions[J]. *Environmental Pollution*, 2010, 158(8): 2537-2540.
- [5] Tang Q S, Zhang J H, Fang J G. Shellfish and seaweed mariculture increase atmospheric CO<sub>2</sub> absorption by coastal ecosystems[J]. *Marine Ecology Progress Series*, 2011, 424: 97-104.
- [6] 董双林. 中国综合水产养殖的生态学基础[M]. 北京: 科学出版社, 2015: 350.  
Dong S L. Ecological foundation of integrated



- aquaculture in China[M]. Beijing: Science Press, 2015: 350(in Chinese).
- [ 7 ] 董双林. 高效低碳-中国水产养殖业发展的必由之路[J]. 水产学报, 2011, 35(10): 1595-1600.
- Dong S L. High efficiency with low carbon: The only way for China aquaculture to develop[J]. Journal of Fisheries of China, 2011, 35(10): 1595-1600(in Chinese).
- [ 8 ] Naylor R L, Goldberg R J, Mooney H, *et al.* Nature's subsidies to shrimp and salmon farming[J]. *Science*, 1998, 282(5390): 883-884.
- [ 9 ] 常杰. 对虾、青蛤和江蓠不同混养系统氮磷收支的实验研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2006.
- Chang J. Experimental studies on nitrogen and phosphorus budgets in polyculture systems of *Litopenaeus vannamei*, *Cyclina sinensis* and *Gracilaria lichevodes*[D]. Qingdao: Ocean University of China, 2006(in Chinese).
- [10] 崔毅, 陈碧鹃, 陈聚法. 黄渤海海水养殖自身污染的评估[J]. *应用生态学报*, 2005, 16(1): 180-185.
- Cui Y, Chen B J, Chen J F. Evaluation on self-pollution of marine culture in the Yellow Sea and Bohai Sea[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, 16(1): 180-185(in Chinese).
- [11] 程序. 生物质能与节能减排及低碳经济[J]. *中国生态农业学报*, 2009, 17(2): 375-378.
- Cheng X. Bioenergy, reduction of energy consumption and waste discharge, and low-carbon economy[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2009, 17(2): 375-378(in Chinese).
- [12] Pillay T V R, Kutty M N. Aquaculture: Principles and Practices[M]. 2nd ed. Oxford: Blackwell Publishing, 2005.
- [13] Naylor R L, Hardy R W, Bureau D P, *et al.* Feeding aquaculture in an era of finite resources[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2009, 106(36): 15103-15110.
- [14] 董双林. 论我国水产养殖业生态集约化发展[J]. *中国渔业经济*, 2015, 33(5): 4-9.
- Dong S L. On ecological intensification of aquaculture systems in China[J]. *Chinese Fisheries Economics*, 2015, 33(5): 4-9(in Chinese).
- [15] Tacon A G J, Metian M. Feed matters: Satisfying the feed demand of aquaculture[J]. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 2015, 23(1): 1-10.
- [16] 董双林, 田相利, 高勤峰. 水产养殖生态学[M]. 北京: 科学出版社, 2017: 376.
- Dong S L, Tian X L, Gao Q F. Aquaculture ecology[M]. Beijing: Science Press, 2017: 376(in Chinese).
- [17] 吴飞飞, 纪建悦, 许罕多. 基于LCA方法的对虾池塘养殖碳足迹研究[J]. *中国管理科学*, 2011, 19(专辑): 668-672.
- Wu F F, Ji J Y, Xu H D. Carbon footprint of shrimp pond aquaculture based on the LCA method[J]. *Chinese Journal of Management Science*, 2011, 19(专辑): 668-672(in Chinese).
- [18] 解授启, 刘家寿, 李钟杰. 淡水水体渔业碳移出之估算[J]. *渔业科学进展*, 2013, 34(1): 82-89.
- Xie S Q, Liu J S, Li Z J. Evaluation of the carbon removal by fisheries and aquaculture in freshwater bodies[J]. *Progress in Fishery Sciences*, 2013, 34(1): 82-89(in Chinese).
- [19] Ware J R, Smith S V, Reaka-Kudla M L. Coral-reefs-sources or sinks of atmospheric CO<sub>2</sub>[J]. *Coral Reefs*, 1992, 11(3): 127-130.
- [20] 张明亮. 栉孔扇贝生理活动对近海碳循环的影响[D]. 青岛: 中国科学院研究生院(海洋研究所), 2011.
- Zhang M L. Impacts of *Chlamys farreri* physiological activities on coastal sea carbon cycle[D]. Qingdao: University of Chinese Academy of Sciences, 2011(in Chinese).
- [21] Chauvaud L, Thompson J K, Cloern J E, *et al.* Clams as CO<sub>2</sub> generators: The *Potamocorbula amurensis* example in San Francisco Bay[J]. *Limnology and Oceanography*, 2003, 48(6): 2086-2092.
- [22] Chen Y, Dong S L, Wang Z N, *et al.* Variations in CO<sub>2</sub> fluxes from grass carp *Ctenopharyngodon idella* aquaculture polyculture ponds[J]. *Aquaculture Environment Interactions*, 2015, 8: 31-40.
- [23] Chen Y, Dong S L, Wang F, *et al.* Carbon dioxide and methane fluxes from feeding and no-feeding mariculture ponds[J]. *Environmental Pollution*, 2016, 212: 489-497.
- [24] 方恺. 足迹家族: 概念、类型、理论框架与整合模式[J]. *生态学报*, 2015, 35(6): 1647-1659.
- Fang K. Footprint family: Concept, classification, theoretical framework and integrated pattern[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(6): 1647-1659(in Chinese).
- [25] Cao L, Diana J S, Keoleian G A, *et al.* Life cycle

- assessment of Chinese shrimp farming systems targeted for export and domestic sales[J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(15): 6531-6538.
- [26] Zhao C F, Chen B. Driving force analysis of the agricultural water footprint in China based on the LMDI method[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(21): 12723-12731.
- [27] Boyd C E, Tucker C, Mcnevin A, *et al.* Indicators of resource use efficiency and environmental performance in fish and crustacean aquaculture[J]. *Reviews in Fisheries Science*, 2007, 15(4): 327-360.
- [28] Waite R, Beveridge M, Brummett R, *et al.* Improving productivity and environmental performance of aquaculture[C]//Installment 5 of Creating a Sustainable Food Future. Washington DC: World Resources Institute, 2014: 60.
- [29] Odum H T. *Systems Ecology*[M]. New York: Wiley, 1983: 644.
- [30] 农业部渔业渔政管理局. 2017中国渔业统计年鉴[R]. 北京: 中国农业出版社, 2017: 157.  
Department of Fisheries and Fishery Administration of Agriculture Ministry. 2017 China Fishery Statistical Yearbook[R]. Beijing: China Agriculture Press, 2017: 157(in Chinese).
- [31] Xie P, Liu J K. Studies on the influences of planktivorous fishes (silver carp and bighead carp) on the phytoplankton community in a shallow eutrophic Chinese lake (the Donghu Lake) using enclosure method[C]//Liu J K. Annual Report of FEBL for 1990. Beijing: International Academic Publishers, 1992: 31-38.
- [32] 董双林. 鲢鱼的放养对水质影响的研究进展[J]. *生态学杂志*, 1994, 13(2): 66-68.  
Dong S L. Effect of silver carp stocking on water quality: Research advances[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 1994, 13(2): 66-68(in Chinese).
- [33] 阮景荣, 陈受忠, 余家禄, 等. 放养草鱼和鳊的中型生态系统的逆行演替[M]//刘建康. 东湖生态学研究(二). 北京: 科学出版社, 1995: 376-391.  
Ruan J R, Chen S Z, Yu J L, *et al.* The regressive succession of mesocosms stocked with grass carp and bighead carp[M]//Liu J K. *Ecology of the Donghu Lake (II)*. Beijing: Science Press, 1995: 376-391(in Chinese).
- [34] 崔奕波, 李钟杰. 长江流域湖泊的渔业资源与环境保护[M]. 北京: 科学出版社, 2005: 424.  
Cui Y B, Li Z J. *Fishery resources and conservation of environment in lakes of the Changjiang River Basin*[M]. Beijing: Science Press, 2005: 424(in Chinese).
- [35] Lovatelli A, Aguilar-Manjarrez J, Soto D. Expanding mariculture farther offshore: Technical, environmental, spatial and governance challenges[R]. FAO Technical Workshop. Orbetello, Italy: FAO, 2010.
- [36] Cao L, Naylor R, Henriksson P, *et al.* China's aquaculture and the world's wild fisheries[J]. *Science*, 2015, 347(6218): 133-135.
- [37] 韩立民, 王金环. “蓝色粮仓”空间拓展策略选择及其保障措施[J]. *中国渔业经济*, 2013, 31(2): 53-58.  
Han L M, Wang J H. The strategies and safeguard measures of expanding the space of Blue Granary[J]. *Chinese Fisheries Economics*, 2013, 31(2): 53-58(in Chinese).
- [38] 麦康森, 徐皓, 薛长湖, 等. 开拓我国深远海养殖新空间的战略研究[J]. *中国工程科学*, 2016, 18(3): 90-95.  
Mai K S, Xu H, Xue C H, *et al.* Study on strategies for developing offshore as the new spaces for mariculture in China[J]. *Engineering Sciences*, 2016, 18(3): 90-95(in Chinese).
- [39] Holtz M. The next food revolution: Fish farming?[N]. *The Christian Science Monitor Daily*, (2015-10-25).
- [40] 贾丽, 潘勇, 刘帅. 池塘内循环流水养殖模式--美国的一种新型养殖模式[J]. *中国水产*, 2011(1): 40-42.  
Jia L, Pan Y, Liu S. One new culture pattern of America: Running water of internal recycle in pond[J]. *China Fisheries*, 2011(1): 40-42(in Chinese).
- [41] 李卫东, 董双林, 潘鹏, 等. 一种红鳍东方鲀生态养殖方法. 中国, ZL 201610826336.2[P]. 2018-05-29.  
Li W D, Dong S L, Pan P, *et al.* An ecological aquaculture method for pufferfish, CN, ZL 201610826336.2[P]. 2018-05-29(in Chinese).
- [42] 徐皓, 张祝利, 张建华, 等. 我国渔业节能减排研究与发展建议[J]. *水产学报*, 2011, 35(3): 472-480.  
Xu H, Zhang Z L, Zhang J H, *et al.* The research and development proposals on fishery energy saving and emission reduction in China[J]. *Journal of Fisheries of China*, 2011, 35(3): 472-480(in Chinese).
- [43] Tilman D, Balzer C, Hill J, *et al.* Global food demand and the sustainable intensification of agriculture[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2011, 108(50): 20260-20264.

- [44] 王晓龙, 田相利, 董双林, 等. 珍珠龙胆石斑鱼与菊花江蓼工厂化原位混养效果的初步研究[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2016, 46(S1): 72-80.  
Wang X L, Tian X L, Dong S L, *et al.* An primary study on the effect of industrial in-situ polyculture of *Epinephelus fuscoguttatus* (♀)×*Epinephelus lanceolatus* (♂) with *Gracilaria lichevoides*[J]. Periodical of Ocean University of China, 2016, 46(S1): 72-80(in Chinese).

## The development of aquaculture in the new era from a multi-dimensional perspective

DONG Shuanglin \*

(Key Laboratory of Mariculture, Ministry of Education, Ocean University of China, Qingdao 266003, China)

**Abstract:** Driven by economic factor, China's aquaculture expands and intensifies rapidly, meanwhile, the restrictions of land, fresh water and fishmeal to aquaculture development have become increasingly obvious, N and P emission, carbon footprint and ecological footprint of aquaculture systems are increasing significantly. Therefore, development pattern of China's aquaculture needs to be remoulded in a way of ecological intensification. From the multidimensional and sustainable development perspectives, it can be inferred that, large inland waters (lakes and reservoirs) in China are suitable only for aquaculture without feeding; coastal maricultures (sheltered waters or shallow waters, <10 m in depth and <2 km from the coast) are suitable only for extractive species farming; offshore maricultures (10-50 m in depth, >2 km from the coast) can develop various maricultures combined with sea ranching; far offshore mariculture (>50 m in depth, high sea or EEZ) for fish farming with steel frame cages or vessels will have a bright future. There is a long way to go for the ecological intensification of pond aquaculture and for reconstructing recirculating aquaculture systems to industrialized solar aquaculture systems.

**Key words:** aquaculture; new era; sustainable; ecological footprint; carbon footprint; water footprint

**Corresponding author:** DONG Shuanglin. E-mail: dongsl@ouc.edu.cn

**Funding projects:** National Natural Science Foundation of China (31572634); Key R & D Plan of Shandong Province (2016CYJS04A01)