
* 综 述 *

网箱养鱼对环境影响的研究进展

刘家寿* 崔奕波 刘建康

(中国科学院水生生物研究所, 武汉 430072)

ADVANCES IN STUDIES ON THE EFFECT OF CAGE CULTURE ON THE ENVIRONMENT

Liu Jiashou, Cui Yibo and Liu Jiankang

(Institute of Hydrobiology, the Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072)

关键词 网箱养鱼, 环境影响, 进展

Key words Cage culture, Environmental effect, Advance

网箱养鱼是一项高投入、高产出、适合大水面的渔业方式。随着养殖规模和养殖强度的扩大, 许多水体局部或全部水质恶化, 网箱养鱼对环境的影响问题引起了许多学者的关注^[1], 本文就其研究进展作一综述。

1 网箱养鱼的废物输出 (Waste discharge)

网箱养鱼输出的废物主要包括未食的饲料、排泄和排粪以及化学药品等。

1.1 未食的饲料 无论是精养还是半精养网箱养鱼都需要投喂饲料, 而投喂的饲料总有一部分不能为网箱养殖的鱼类所食。原因主要有四个方面: 一是饲料可能投喂得太多; 二是投喂的方式不当; 三是干饲料中有一部分物质呈粉状, 投喂后或被风吹走, 或溶于水中; 四是一些野杂鱼在网箱内直接摄食饲料。对未食饲料的量目前几乎没有直接的研究, 部分原因是难以区别收集到的残饵和粪便。一些研究者对池塘和网箱养殖鲢鳙鱼类的残饵量作过估计, 但所得结果差别较大, 未食饲料可少至 1%, 多达 30% (表 1)。造成如此差异的原因可能是由于养殖方式和饲料类型的差别以及管理方法的不同所致。池塘养殖虹鳟, 未食饲料的比例在投喂野杂鱼时最高, 投喂干饲料时最低。显然, 这是由于饲料在水中的稳定性及鱼对食物的易得性所决定的。网箱养鱼未食饲料所占的比例又较其它养殖方式的高 (表 1)。由于干饲料中粉状物质所占的比例较小, 一般只有

* 水利部、中国科学院水库渔业研究所, 武汉 430079。

1996年12月21日收到。

表 1 集约化养殖鲑鳟鱼类未食饲料的估算比例
Tab.1 Estimates of uneaten fish feed from intensive salmonid farming

养殖方式 System	种 类 Species	饲 料 Feed	投喂方式 Feeding methods	未食饲料 Lost (%)
池 塘	虹 鳟	野 杂 鱼	手 投	10 — 30 ^[2]
池 塘	虹 鳟	湿 饲 料	机 投	5 — 10 ^[2]
池 塘	虹 鳟	干 饲 料	机 投	1 — 5 ^[2]
淡水网箱	虹 鳟	干湿饲料	未报道	30 ^[3]
海水网箱	鲑 鱼	干湿饲料	未报道	20 ^[4]
海水网箱	鲑 鱼	干湿饲料	未报道	15 — 20 ^[9]

1 — 3.7%^[6]，这说明网箱养鱼未食饲料所占比例较高的主要原因是管理问题。

1.2 排粪 (Faecal production)和排泄 (Excretion) 鱼类摄食的饲料中未被消化的部分连同肠道内的粘液、脱落的细胞和细菌作为粪便排出，消化的部分被吸收和代谢。所吸收的营养物中有一部分作为氨和尿素被排泄。鱼类的排粪量可通过研究饲料的消化率来计算。鱼类的消化率随食物种类不同而差别很大。Winberg^[7]认为杂食性鱼类的消化率约为 80%。植物食性和碎屑食性鱼类，由于饵料中纤维和灰分的含量高，其消化率一般低于 80%；肉食性鱼类的饵料中蛋白质含量较高，其消化率通常高于 90%^[8]。Elliott^[9]发现鱼类的排粪量和排泄量与水温 and 摄食率呈函数关系，但也有许多研究者发现排粪和排泄占食物能的比例总是一定的。研究鱼类消化率最常用的方法是在饲料中加入不为鱼类吸收的外源指示物，如三氧化二铬。对于天然饵料，可利用饵料中内在的难吸收物质如不水解有机物、不水解灰分、酸不溶灰分及粗纤维等作指示物^[10]。但动物性饵料中这些物质的含量较低，测定较为困难，一般采用全粪便法。Beveridge 等^[6]根据已有的消化率和饲料组分估算过鲑鳟鱼、沟鲈和鲤的排粪量。对鲑鳟鱼来说，典型商品饲料的消化率大约是 74%。消化 100 g 饲料的排粪量大约是 25 — 30 g 干重，其中蛋白质约占 17%，脂肪约占 3%，碳水化合物占 62%，灰分占 17%。这些数据与直接测定的结果相似^[11]。这一研究虽可应用于多种饲料组成，但它忽略了环境因子(如温度)、个体大小、健康状况、摄食率的影响以及饲料组分之间对消化率的协同或拮抗作用。它也没有考虑营养质量、加工技术及非营养成分如粘结剂对消化率的影响。

鱼类的粪便中夹带着许多细菌。目前尚未发现养殖鱼类粪便中细菌量对水环境影响方面的报道。蛋白质代谢的终产物以氮排泄物的形式排出体外。真骨鱼类的氮排泄物主要为氨和尿素，它们主要通过鳃排出，少量随尿液排出^[10]。几种养殖鱼类氨和尿素的排泄量列表于 2。从表 2 可看出，养殖鱼类的排泄率无论是种间还是种内均存在很大差异，这是因为 N 排泄率主要决定于 N 的摄食率，在一定程度上也受温度及鱼体重的影响^[3]。鱼类的氮排泄物在室内可直接测定。对水族箱中氨浓度的测定常用吡啶酚比色法，尿素的测定常用高纯度的脲酶将之分解成氨，再用上法测定^[19]。野外排泄率的测定一般用间接法推算^[3, 20]。

关于鱼类的磷排泄，很少有报道。崔奕波等^[21]用钼蓝法测定过水族箱中金鱼磷酸

盐的排泄量，发现磷排泄与磷摄取间有一定的关系。研究鱼类的磷排泄，对探讨养殖鱼类对水体的富营养化影响和水体承载力具有重要意义。

表 2 几种养殖鱼类 N、NH₃ 和尿素的排泄率

Tab.2 Nitrogen, ammonia and urea excretion rates for some farmed fish species

鱼 名 Species	排 泄 物 Component	排 泄 率 Production (g /kg feed /d)
<i>Salmo gairdneri</i> ^[12]	NH ₃	0.36 — 0.74
	尿素	0.034 — 0.22
	总 N	0.51 — 0.96
<i>Salvelinus fontinalis</i> ^[13]	NH ₃	0.077 — 0.086
<i>Onchorhynchus nerka</i> ^[14]	NH ₃	0.20 — 0.84
<i>Anguilla—anguilla</i> ^[15]	NH ₃	0.12 — 1.20
	尿素	0 — 0.6
<i>Anguilla rostrata</i> ^[16]	NH ₃	0.17 — 0.41
<i>Gadus morhua</i> ^[17]	NH ₃	0.30 — 0.99
<i>Cyprinus carpio</i> ^[12]	NH ₃	0.11 — 0.58
<i>Oreochromis mossambicus</i> ^[6]	NH ₃	0.04
<i>Sparus aurata</i> ^[18]	NH ₃	0.60 — 1.68

1.3 化学药品 网箱养殖过程中经常应用许多药品，如疫苗、激素、肌肉色素、麻醉剂和水处理化合物等。Solbe^[1]报道英国水产养殖中使用的化学药品达 23 种，而 1990 年挪威在养殖上使用的抗生素比农业上使用的还多。网箱养殖中许多药品使用后直接进入水环境，如用孔雀石绿和福尔马林治疗皮肤病和鳃上疾病时就是如此^[22]。

饲料中的化学药品既可通过粪便排入水中，也可通过未食的饲料散失。化学药品的摄取、分布和消失取决于养殖种类、化学药品的理化性质、饲料组成和环境因素。Cravedi 等^[23]的研究表明虹鳟饲料中绿霉素的消化率只有 7 — 9%。化学试剂的消失有的需要几天，有的需要几个月。70 年代和 80 年代广泛使用化学药品来杀死网箱上的附着物^[22]。现在很少使用这种方法，因为人们担心有机铜化合物会在鱼肉内积累以及这些药品对环境的影响。

2 网箱养鱼对环境营养物负载(Nutrient loadings)的定量测定

网箱养鱼输出的众多废物中对水体和底泥产生富营养化影响的主要是未食饲料、粪便和排泄物中所含的营养物，即氮、磷和有机物。为了准确地评价网箱养殖对环境的影响程度和预测水体对网箱养鱼的负载力，必须尽可能准确地估算网箱养殖所产生的废物中污染物的数量。

1) Solbe J. F. de L. G. Report of the European Inland Fisheries Advisory Commission Working Party on Fish Farm Effluents. Water Research Centre, Medmenham, U. K. 1987.

2.1 营养物负载总量的测定 池塘养鱼中营养物的负载可通过长期昼夜测定进、出水源中各营养物的浓度之差再乘以流量来直接测定^[24, 25]。总磷的测定一般采用硫酸—高氯酸钼锑抗比色法，用凯氏定氮法测定总氮。Foy 和 Rosell^[25]的研究结果表明池塘生产 1 t 虹鳟，总磷和总氮的负载分别为 25.6 kg 和 124.2 kg。Bergheim 等^[25]对三个棕鳟渔场的营养物负载均进行过 24 h 测定。结果发现单位产量的营养物负载差别较大，与鱼体大小、饵料类型、投喂方式和管理水平有关。单个渔场的营养物负载相当于 30—1260 人的营养物负载。不过，这些研究忽略了池塘中水生生物对营养物的利用数量。池塘养鱼中也可通过营养物的质量平衡方程(Mass balance equation)来间接测定营养物负载^[25, 26]。质量平衡方程为：

营养物负载 = 输入的饲料中的营养物数量 - 输出的鱼体中的营养物数量

Ketola^[27]用这种方法计算出使用标准商品饲料池塘生产 1 t 虹鳟的磷负载为 22.77 kg，这一结果与 Foy 和 Rosell^[25]的相吻合。此外，Foy 和 Rosell 还将直接测定的数值与用质量平衡方程间接估算的数值作过比较，结果显示直接测定的总磷负载是间接估算的 97.6%，总氮是间接估算的 112.6%。造成这种微略差异的原因可能与流量和鱼产量的不易准确测算有关。

网箱养鱼是一个开放系统，直接测定营养物的负载比较困难，目前普遍采用的方法有两种。一是根据池塘养鱼的营养物负载结果来类推网箱养鱼^[27]。由于网箱养鱼未食饲料所占的比例较池塘养鱼大，因此推算的营养物负载结果比实际可能要偏小。二是根据质量平衡方程来间接推算。Penczak 等^[3]最先运用这种方法，通过测定波兰 Glebokie 湖网箱养殖的 0+ 龄和 1+ 龄虹鳟碳、氮和磷的输入及输出来计算废物的产量。结果表明，每生产 1 kg 虹鳟，平均排入湖泊中的总碳、总磷和总氮分别为 0.75 kg、0.023 kg 和 0.10 kg。

Beveridge^[27]利用已发表的虹鳟、罗非鱼和鲤体内及饲料中的含磷量和饲料转换系数(FCR)，用类似 Penczak 等的方法计算了网箱养鱼对环境的磷负载，结果归纳于表 3。从表 3 可看出，网箱养鱼对环境的磷负载随饲料中磷的含量和消化率不同而不同。进行类似以上研究的还有 Ackefors 和 Enell^[30]，Enell 和 Lof^[31]及 Heinsbroek^[32]，Ibrekk^[33]等。

表 3 网箱养鱼对环境的磷负载
Tab.3 P losses to the environment during cage fish culture

鱼 名 Species	饲料系数 FCR	磷负载 (kg /t 鱼) P loss	鱼 名 Species	饲料系数 FCR	磷负载 (kg /t 鱼) P loss
虹 鳟 ^[3]	1.0	10.2	罗非鱼 ^[20]	3.0	35.6
	1.5	17.7		3.5	42.1
	2.0	30.0	鲤 ^[20]	1.5	40.3
	2.5	37.5		2.0	55.7
罗非鱼 ^[20]	2.0	22.6		2.5	71.2
	2.5	32.5		3.0	86.6

2.2 不同来源的营养物负载 网箱养鱼排入水环境的营养物主要是未食饲料、排粪和排泄。Penczak 等对网箱养殖虹鳟未食饲料的量作过间接推算,即未食饲料的量等于投入的饲料量与摄食的饲料量之差。摄食量可用 Winberg^[7] 的方程计算:

摄食量 = 1.25 (呼吸量 + 生产量)

式中生产量可通过每月抽样求得,而呼吸量(R)又可用方程:

$R = 0.366W^{0.831}$ at 20 °C

求得^[34]。由于呼吸量受水温和鱼体大小的影响很大,因此 Penczak 等对未食饲料量的估计只是一个大概数值。在网箱底下方设置采样瓶可同时获得未食的饲料和粪便样品。如能准确地分辨未食的饲料和粪便,则可直接测定未食饲料的量。

在未食饲料的数量确定之后,根据饲料的性质和数量、FCR、消化率和粪便的营养组成,利用质量平衡方程可计算出网箱养鱼的排粪和排泄量。以虹鳟的 N 平衡为例,根据 Penczak 等的研究,虹鳟的含氮量为 3%,饲料的含氮量为 8%。若饲料系数为 1.6,每生产 1 t 虹鳟便有大约 98 kg 氮排入水环境。如果未食饲料量为 20%,那么被摄食的 N 为 102.4 kg,30 kg 氮结合在鱼体内。根据 Beveridge 等^[6] 的报道,每摄食 1 kg 饲料,大约产生 260 g 粪便。虹鳟粪便的含 N 量为 4%^[3],因此共有 13.4 kg 氮排出,其余的 59 kg 氮就作为氨和尿素被排泄^[6]。

由于网箱养殖中未食饲料的量较难直接测定,Hakanson 等^[21] 采用了另一种方法来计算不同来源的营养物负载和能量收支。其原理仍是利用质量平衡方程。粪便中排出的有机物、N 和 P 的量(a)和鳃排泄的 CO₂ 和氨的量(b)可根据代谢率来计算。用于分析的饲料是丹麦海水网箱养殖普遍采用的商品颗粒饲料,养殖对象是虹鳟,饲料系数为 1.5,蛋白质和能量的消化率分别为 85% 和 81%。未食饲料的数量包括在饲料系数之内,不予单独计算。虽然这不影响总的负载量,但影响不同参数的分布。生产 1 kg 虹鳟的营养物负载列于表 4。有机物的数量用能量和 BOD 表示。从表 4 可看出,仅 24.7% 的 N 和 30% 的 P 用于鱼体生长,其余的 N、P 主要损失于排粪和排泄。

根据虹鳟的日生长率,Hakanson 等还计算了每天的能量收支和营养物负载。结果表明,1 kg 虹鳟的日生长率为 0.007 kg,要摄食 230 KJ 能量,消耗 6.9 g O₂,每天的营养

表 4 网箱生产 1 kg 虹鳟的能量、有机物(BOD)、N、P 的质量平衡^[5]

Tab.4 Mass balance for energy, organic matter (BOD), nitrogen(N) and phosphorus(P) from the production of 1 kg of fish

	能量 (KJ / kg) Energy	BOD (g / kg)	N (g / kg)	P (g / kg)
饲料 Feed	32756	2416	120.0	15.0
鱼 Fish	11489	848	29.6	4.5
粪便 Faeces (F)	6020	444	18.0	10.5
排泄、氨 Excretion (E)、ammonia	1799	133	72.4	—
呼吸 Respiration	13443	992	—	—
负载 (粪便 + 排泄) Waste load (F + E)	8997	577	90.4	10.5

养物负载为 4.0 g BOD, 0.63 g N, 0.007 g P。

2.3 不同形态的营养物负载 利用质量平衡方程测定的营养物负载只是负载的总量, 而不能说明这些营养物中有多少是固态或溶解态, 这两种营养物比例对研究营养物的水质影响是非常重要的。Merican 和 Phillips^[35] 对 5 个苏格兰网箱养殖场排出的固体废物作过初步研究。用于采集固体废物的采集器是在两根长 85 cm 的十字架上固定八个圆柱形的采集筒。这种采集器直接固定于网箱底部下方, 每隔 6—9 d 收集样品。距网箱 25 m 处对照采样, 同样将采集器固定于与网箱底等深处。收集的样品在 105 ℃ 下烘干后称重, 然后分析各种营养成分。根据网箱面积、采集器面积和网箱下收集的样品与对照点收集的样品之差即可算出网箱养殖所排出固体废物的数量及沉积速度。结果表明, 每公斤虹鳟每天对环境的固体废物的平均负载为 5.49 g。其中, 碳为 2.01 g, 氮为 0.21 g, 磷为 0.16 g。投喂 1 kg 饲料每天产生固体废物 389.4 g, 其中含碳 139.4 g, 含氮 14.6 g, 含磷 11.4 g。比较固体废物和饲料中营养物的百分比后发现, 固体废物中的 C、N 百分比明显减少, 而 P 百分比明显增加, 说明固体废物中 C、N 的主要来源是未食饲料, 而 P 百分比的增加则是鱼体浓缩的结果。投喂的饲料中, 作为固体废物的 C、N、P 的负载量分别占 35.7%, 21.8% 和 65.9%。可见饲料中的 P 只有极少一部分为鱼类吸收。一般来说, 淡水水体中 P 是浮游植物生长的限制因子, 因此有效地减少饲料中 P 的含量对减轻网箱养鱼 P 的负载具有重要作用。Merican 和 Phillips 报道网箱养殖虹鳟固体废物的沉积速度为 149.6 g/m²/d, 其中 C、N、P 的沉积速度分别为 52.5、5.38 和 4.21 g/m²/d。它们均明显高于对照区的沉积速度, 也明显高于其它天然水体的沉积速度^[36]。其它作者用类似的方法也研究过网箱养鱼固体废物的沉积速度, 但所得结果均较 Merican 和 Phillips 的低。Enell 和 Lof^[31] 测定两个瑞典湖泊网箱养殖虹鳟的沉积速度为 17—26 g/m²/d, 其采集器是放置在网箱下方的底泥上, 因此沉积物可能部分漂移或溶解。Kadowaki^[37] 用同样的方法得出日本网箱养殖黄尾鲈和真鲷的沉积速度为 20—45 g/m²/d。Collins¹⁾ 将采集器置于网箱底旁边, 得出的沉积速度为 87 g/m²/d, 这一结果较前面的两个结果高, 但比 Merican 和 Phillips 的低。说明仍有少量的沉积物漂移。相对来说, 将采集器直接置于箱下方能较真实地反映沉积速度。

上述研究都只涉及网箱养殖某一阶段的固体废物生产, 不能真实反映单位鱼产量的废物生产。Merican 和 Phillips 根据研究得出的每公斤饲料的固体废物产量和文献报道的 1.4—3.26 的饲料系数, 推算出生产 1 t 虹鳟的固体废物产量为 545—1268 kg。Beveridge 等^[38] 估计每生产 1 t 虹鳟的固体废物产量为 300—1000 kg。由于废物输出不仅与养殖种类, 还与投喂率、个体大小、养殖密度、水温等有关, 因此要准确反应网箱养殖的固体废物产量, 必须进行周年的研究, 根据日废物产量和年鱼产量来计算每生产 1 t 鱼的废物产量。

网箱养殖输出的液态废物包括鱼类的排泄物、粪便和未食饲料中的溶解部分。Penczak 等推算过网箱养殖虹鳟 N 排泄物的量。所用的公式为:

$$U = \text{Cons.} - (F + \text{Prod.})$$

1) Collins I. A study on the environmental impact of particulate matter derived from a salmonid cage culture system on Loch Fad, Isle of Bute, Scotland. BSc Thesis, University of Stirling, 1983.

式中 U、Cons、F 和 Prod. 分别为排泄物、摄食的饲料、粪便和鱼体中的 N 含量。Hakanson 等^[20]利用质量平衡方程也推算过 N 的排泄量。

网箱养殖中粪便和未食饲料量的测定目前多采用间接方法,因此要测定其溶解部分就更加困难。目前只有林永泰等^[39]对网箱养殖的粪便和残饵的混合物作过 N、P 释放的试验,结果显示 N、P 释放速度与溶氧含量有关。从理论上讲,网箱养殖输出的溶解态废物应为废物总量与固体废物之差。废物总量利用质量平衡方程较易求得,因此通过准确测定固体废物数量就不难算出溶解态废物的量。

网箱养殖输出的固体废物主要有两种方法可清除。一是直接将网箱下方的底泥连同固体废物一并泵出^[40]。这种方法较为简便,但易造成水体混浊,恶化水质。二是在网箱下方设置一废物承接袋(Sludge trap),每天从袋底泵出固体废物^[41]。这种方法可减轻水质恶化,但耗资较大。一般来说,鲢鳙鱼类的网箱养殖,饲料中 75% 的总氮和总磷排入环境,其中 65% 的总 P 和 10% 的总 N 是以固态形式沉于底泥,仍有 65% 的总 N 和 10% 的总 P 溶于水体^[42]。可见,通过清除固体废物只能减轻 P 的污染,而不能有效地减轻 N 的污染。

3 网箱养鱼对水体的影响

网箱养鱼增加了水体中营养物的浓度,对水体产生一定的影响。影响程度的大小则决定于水体对营养物的敏感性。水体对营养物的敏感性取决于三个方面:水体的形态特征、底质类型和水体交换率。水体的形态特征在一定程度上决定了水体的生态功能^[20]。决定水体形态特征参数可分为两种类型:一是大小参数,如沿岸线长度,最大深度,水面积,横切面积,水体积等。二是由大小参数所决定的形态参数,如平均深度,平均宽度,平均坡度及沿岸线的不规则性等。根据动态状况,底质可分为三种类型^[43]: 1) 腐蚀区(Area of erosion): 没有微细物质的明显沉积(如沙底、砾石底、粘土底和岩石底)。微细物质的直径小于 0.006 mm。2) 过渡区(Area of transportation): 微细物质周期性沉积(如混合沉积物底质)。3) 堆积区(Area of accumulation): 微细物质长期沉积(如软底)。水体的交换率由进出水流和水体的体积来决定。网箱养鱼对水体的影响包括两个方面:对水质的影响和对底质的影响。

3.1 网箱养鱼对水质的影响 研究网箱养鱼对水质的影响有两种方式:一是比较研究网箱区和离开网箱区有一定距离的对照区的水质差异;二是比较网箱设立前后水质的变化情况^[1]。在深水湖泊和水库中,每个采样站的水样一般均采自水体上层、跃温层、水体下层和沉积物上 1—2 m 处以及进出水口,定期采集。在无温度分层的水体中,水样一般采自水体表层和底层。此外,在有一定流速的水体中,距网箱上下游一定距离也设采样点。水样的分析指标一般包括总 P、总 N、总 C、pH、水温、溶氧和透明度等,测定的方法为常规方法。不论养殖的对象怎样,几乎所有的研究结果都表明,网箱区的总 P、总 N 和总 C 一般均高于对照区;透明度和溶氧低于对照区;pH 和水温则无明显变化。以上研究方法能较直观地表明网箱养殖对水质影响的总趋势,但要说明这种影响的范围究竟有多大则比较困难。若从网箱区开始在其上下游每隔一定距离设置采样点,结合网箱养殖营养物的负载,分析主要水质指标的动态变化,可较好地评价网箱养殖对

水体的影响范围,甚至可建立起网箱养殖与主要水质指标关系的动态模型,还可预测网箱养殖对水体的可能影响范围。这对开展和持续发展网箱养殖业具有重要的意义。

3.2 网箱养鱼对底质的影响 确定底质类型的方法有三种,一是圆锥法^[44]。这种仪器由三个大小不同的圆锥组成,重 7.5 kg。当圆锥在底质中静止后测定三个圆锥穿透底质的深度。根据深度范围来确定底质类型。这种测定方法比较简单,但较粗糙;二是形态测量法^[45]。这种方法是根据水体的各种形态特征参数来确定底质类型,一般用于海湾底质的测定;三是实验方法^[46]。这种方法是利用标准采泥器采集底质,在室内分析底质的含水量、有机物含量、密度和颗粒大小,然后确定底质的类型。这种方法比较准确,多用于淡水水体。

由于排粪和残饵,网箱养鱼会对底质产生一定的影响。研究网箱养殖对底质的影响一般采用对照法,即比较网箱下方及其邻近区域的底质与对照区的水质,也比较网箱设立前后底质的变化。底泥采样用 Ekman 采泥器或彼德森采泥器,泥样与水样同时进行。样品处理及底泥中的 C、N、P 含量和耗氧量分析用常规方法。几乎所有研究结果都表明,网箱下方沉积物中的 C、N、P 含量和耗氧量明显增加,沉积物中经常可见残饵。说明网箱养殖改变了底质的运输和沉积方式、溶氧状态。在缺氧的条件下,也可能导致底质化学特性和底栖动物群落结构的改变。

4 水体对网箱养鱼的负载能力(Carrying capacity)

水体对网箱养鱼的负载能力是指在一定条件下水体承受网箱养鱼的能力。水体一般是多用途的,因此不同的水体或同一水体不同的使用目的具有不同的水质标准。水体中引入网箱养殖后,由于营养物特别是 N 和 P 的排放会改变水质状况。一般淡水水体中 P 是影响浮游植物生长的限制因子,海水水体中 N 多为浮游植物生长的限制因子^[27]。因此,为了网箱养殖业的持续发展,必须准确评价水体对网箱养殖的负载能力,特别是对 P 的负载能力。

预测淡水生态系统对 P 增加的反应有两类模型:动态模型和统计模型。动态模型是指支配藻类生长最关键的物理、化学和生物过程的数学表达式^[47]。统计模型是根据对湖泊和水库进行大规模的调查之后得出的模型。

动态模型的复杂程度不等,简单的只有 2、3 个参数,复杂的多达 40 个变量^[27]。由于藻类生长受多种因素的影响,目前的动态模型预测能力有限^[47, 48]。统计模型主要有两种: Dillon-Rigler 模型^[49]和 OECD 模型^[48]。前者由 Vollenweider 模型^[50]发展而来,经温带和热带地区许多湖泊和水库的验证,该模型得到了广泛的应用^[51, 52]。它的内容是:一个水体中总 P 的浓度 [P] 由磷的负载、水体的大小(面积、平均深度)、排水率以及磷的长期沉积量来决定。在稳定的状态下,

$$[P] = \frac{L(1-R)}{zp}$$

式中: [P] 为总磷的浓度 (g / m³); L 是总的磷负载 (g / m² / y); z 是水体的平均深度 (m); R 是被沉积物结合的磷百分比; p 是每年的排水率。

OECD 模型指的是一个水体中总磷的浓度 $[P]$ 是流入的总磷的浓度 ($P_j \text{ mg/m}^3$) 和滞留时间 $T_{(w)}$ (年) 的函数。

$$P = P_j / [1 + T_{(w)}]$$

虽然后一模型在许多情况下得到应用, 但不宜用于网箱养殖, 因为它不能解释网箱养殖输出的废物中 P 的状态。因此, 评价水体对网箱养殖的负载力应用前者较为合适。计算的主要依据是水体可允许的最高磷浓度以及网箱养殖对水体磷浓度的影响。其计算步骤是^[22]。

1) 测定稳态时总 P 的浓度。为了确定某个湖泊或水库的网箱养鱼潜力, 必须通过测定稳定状态下的总 P 浓度来估计该水体在利用前的生产力。在深水湖泊和水库中会出现热分层。分层时静水层和斜温层的总磷浓度出现差别。因此, 温带水体稳定状态下的总磷浓度最好是在春季水体对流时测定^[48, 49, 50]。热带水体是温水单循环 (每年混合一次) 或多次循环 (反复循环), 因此 P 应为测定出的表层水总磷浓度的年平均值^[52]。

2) 一个水体开发网箱养鱼的潜力是开发前水体中磷的浓度 (P_i) 与开发后可被接受的磷浓度 (P_f) 之差 (ΔP)。即: $\Delta P = P_f - P_i$

ΔP 与网箱养鱼磷的负载 L , 水体的大小 $A \cdot Z$, 排水量 Q 和沉积物结合磷的能力 R 有关。

由于: $\Delta P = L(1 - R) / zp$

所以: $L = \Delta P zp / (1 - R)$

其中:

$$z = V / A \quad p = Q / V$$

上述各式中, V —水体的体积 (m^3)

A —水体的表面积 (m^2)

Q —年平均排水量 (m^3)

R 是最难估计的参数。一般认为 45—55% 的磷废物与底泥长期结合。另外, 部分溶解的磷也会损失于沉积物中。因此,

$$R = X + [(1 - X) R_d]$$

式中, X 为总磷长期与沉积物结合的比例, R_d 是溶解态的磷与沉积物结合的比例 (具体计算方法可参看文献 22)。

3) 求得 L 和可接受的磷的负载后, 水体对网箱养殖的最大负载力 (t/y) $= L/P$ 。其中, P 为每生产 1t 鱼所产生的磷废物。Beveridge 用此法计算出网箱养殖虹鳟的一个小型湖泊的负载力为 3 t/hm/y。当然, 这一方法尚需进一步的实验验证。

陈义煊等¹⁾ 利用 Dillon-Rigler 模型计算过四川省 9 座水库网箱养殖鲤鱼的最大负载力, 换算成最大产鱼潜力为 2.5—8.1 t/hm/y, 换算成最大网箱设置面积占养殖水面的 % 为 0.16—0.5。只有一座小型水库 (红光水库) 的最大产鱼潜力为 25.2 t/hm/y, 最大网箱设置面积占养殖水面的 % 为 1.6, 这是由于该库水交换率特别高的缘故。而林永泰等则认为网箱面积不宜超过水库面积的 0.78 %。

关于水体对网箱养鱼的负载能力, 李德尚等^[50] 也作过间接研究。他们将 18 个

1) 陈义煊等。四川省水库富营养化现状和养殖容量研究。四川省环境保护研究所, 1992。

14.3 m³的围隔组成的围隔群悬于水体中,以鲤为材料,研究了水库对投饵网箱养鱼的负载力。实验中观测了水温、透明度、pH,溶氧、化学耗氧量、生化耗氧量和非离子氨等环境因素的变化。实验结束时将这些变化与我国渔业水质标准相比较,得出负载力约为 3000 kg /hm,面积比为 0.4%。这一结果与陈义焯等的结果近似。若围隔能插入底泥中,则更能反应天然条件下底泥与水体中营养物质的交换。由于水体对网箱养殖的负载力也取决于水体的水交换率,因此一个水交换率高的水体会比一个没有水交换的水体的负载力高。

参 考 文 献

- [1] 刘家寿. 投饵式网箱养鱼对环境的影响. 水利渔业, 1996, (1): 32 — 34.
- [2] Alabaster J S. Report of the EIFAC workshop of fish-farm effluents. Rome: FAO, 1982, 57 — 64.
- [3] Penczak T, et al. The enrichment of a mesotrophic lake by carbon, phosphorus and nitrogen from the cage aquaculture of rainbow trout *Salmo gairdneri*. *J. Appl. Ecol.*, 1982, **19**: 371 — 393.
- [4] Braaten B, et al. Pollution problems on Norwegian fish farms. *Aquaculture Ireland*, 1983, **14**: 6 — 7.
- [5] Gowen R J, Bradbury N B. The ecological impact of salmonid farming in coastal waters: a review. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 1987, **25**: 563 — 575.
- [6] Beveridge M C M, et al. Aquaculture and Water Quality, Advances in World Aquaculture Vol.3. Louisiana: World Aquaculture Society, 1991.
- [7] Winberg G G. Fisheries Research Board of Canada Translation Series 194. Ottawa: Byelorussian State University, 1960.
- [8] Hoar D J, et al. Fish physiology, vol.8. New York: Academic Press, 1979, 279 — 352.
- [9] Miller P J. Energetics of freshwater. London: Academic Press, 1979, 29 — 61.
- [10] 崔奕波. 鱼类生物能量学的理论与方法. 水生生物学报, 1989, **13**(4): 369 — 383.
- [11] Butz I, Vens-Cappell B. Report of the EIFAC workshop on fish-farm effluents. Rome: FAO, 1982.
- [12] Kaushik S J. Influence of nutritional status on the daily patterns of nitrogen excretion in the carp (*Cyprinus carpio* L.) and the rainbow trout (*Salmo gairdneri* R.) *Reproduction and Nutrition Developments*, 1980, **20**: 1751 — 1765.
- [13] Paulson I J. Models of ammonia excretion for brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Can. J. Fish. Aquatic Sci.*, 1980, **37**: 1421 — 1425.
- [14] Brett J R, Zala C A. Daily pattern of nitrogen excretion and oxygen consumption of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) under controlled conditions. *J. Fish. Res. Board Can.*, 1975, **32**: 2479 — 2486.
- [15] Knights B. Fish energetics. London: Croom Helm, 1985.
- [16] Gallagher M L, Mathews A M. Oxygen consumption and ammonia excretion of the American eel *Anguilla rostrata* fed diets with varying protein energy ratios and protein levels. *J. World Maric. Soc.*, 1987, **18**: 107 — 112.
- [17] Ramnarine I W, et al. The influence of ration size and feeding frequency on ammonia excretion by juvenile Atlantic cod, *Gadus morhua* L. *J. Fish Biol.*, 1987, **31**: 545 — 559.
- [18] Porter C B, et al. Ammonia excretion and total N budget for gilthead seabream *Sparus aurata* and its effect on water conditions. *Aquaculture*, 1987, **66**: 287 — 297.
- [19] Chaney A L, Marbach E P. Modified reagents for determination of urea and ammonia. *Clin. Chem.*, 1962, **8**: 130 — 132.
- [20] Hakanson L, et al. Basic concepts concerning assessments of environmental effects of marine fish farms. Copenhagen: Nordic Council of Ministers, 1988.
- [21] 崔奕波等. 摄食水平和食物种类对金鱼生长及氮、磷排泄的影响. 水生生物学报, 1991, **15**(3): 200 — 206.
- [22] Beveridge M C M. Cage Aquaculture. Surrey: Fishing News Books, 1987.

- [23] Cravedi J P, et al. Digestibility of chloramphenicol, oxolinic acid and oxytetracycline in rainbow trout and influence of these antibiotics on lipid digestibility. *Aquaculture*, 1987, **60**: 133 — 141.
- [24] Bergheim A. et al. Estimated pollution loadings from Norwegian fish farms. 1. Investigations 1978–1979. *Aquaculture*, 1982, **28**: 347 — 361.
- [25] Foy R H, Rosell R. Loadings of nitrogen and phosphorus from a Northern Ireland fish farm. *Aquaculture*, 1991, **96**: 17 — 30.
- [26] Ketola H G. Effects of phosphorus in trout diets on water pollution. *Salmonid*, 1982, **6**(2): 12 — 15.
- [27] Beveridge M C M. Cage and pen fish farming: carrying capacity models and environmental impact. Rome: FAO, 1984.
- [28] Jauncey K, Ross B. A guide to tilapia feeds and feeding. Stirling: University of Stirling, 1982.
- [29] Ogino C, Takeda T. Mineral requirements in fish. 3. Calcium and phosphorus requirements in carp. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, 1976, **42**: 793 — 799.
- [30] Ackefors H, Enell M. Discharge of nutrients from Swedish fish farming to adjacent sea areas. *Ambio*, 1990, **19**(1): 28 — 35.
- [31] Enell M, Lof J. Environmental impact of aquaculture—sediment and nutrient loadings from fish cage culture farming. *Vatten*, 1983, **39**: 364 — 375.
- [32] Heinsbroek L. T. N. National contributions on suspended solids from land-based fish farms. Helsinki: Monistettuja Julkaisuja, 1988.
- [33] Ibrenk H O. Model for determining pollution loading to Norwegian coastal waters (i.e. LENKA-zones). Oslo: NIVA, 1989.
- [34] Staples D J, Nomura M. Influence of body size and food ration on the energy budget of rainbow trout *Salmo gairdneri* Richardson. *J. Fish Biol.*, 1976, **9**: 29 — 43.
- [35] Merican I O, Phillips M J. Solid waste production from rainbow trout culture. *Aquacult. Fish. Mgmt.*, 1985, **16**: 55 — 70.
- [36] Canfield D E Jr. et al. Sedimentary losses of phosphorus in some natural and artificial Iowa Lakes. *Hydrobiologia*, 1982, **87**: 65 — 76.
- [37] Kadowaki S. et al. The relation between sediment flux and fish feeding in coastal culture farms. Memoirs of the Faculty of Fisheries. Kagoshima University, 1980, **29**: 217 — 224.
- [38] Beveridge M C M, et al. Aquaculture and biodiversity. *Ambio*, 1994, **23**(8): 497 — 502.
- [39] 林永泰等. 黑龙滩水库网箱养鱼对水环境的影响. 水利渔业, 1995, **6**: 6 — 10.
- [40] Tucholski S, et al. Studies on removal of wastes production during cage-rearing of rainbow trout in lakes. *Zesz. Akad. Nauk. Roln., Szcz.*, 1980, **82**: 3 — 50.
- [41] Garmann et al. Collecting of sludge from net pen fish farms. Rapport for Miljøverndepartementet, 1984.
- [42] Kapsar H F, et al. Effects of sea cage salmon farming on sediment nitrification and dissimilatory nitrate reductions. *Aquaculture*, 1988, **70**: 333 — 344.
- [43] Hakanson L. The influence of wind, fetch, and water depth on the distribution of sediments in Lake Vanern, Sweden. *Can. J. Earth Sci.*, 1977, **14**: 397 — 412.
- [44] Hakanson L. A sediment penetrometer for in situ determination of sediment type and potential bottom dynamic conditions. *Int. Revue Ges. Hydrobiol.*, 1986, **71**: 851 — 858.
- [45] Sly P G. Sediment and Water Interactions. New York: Springer-Verlag, 1986, 35 — 51.
- [46] Hakanson L, Jansson M. Principles of Lake Sedimentology. Heidelberg: Springer-Verlag, 1983.
- [47] Jones R A, Lee G F. Recent advances in assessing impact of phosphorus loads on eutrophication-related water quality. *Water Res.*, 1982, **16**: 503 — 515.
- [48] OECD. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. Paris: OECD, 1982.
- [49] Dillon P J, Rigler F H. A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 1974, **31**: 1771 — 1778.
- [50] 李德尚等. 水库对投饵网箱养鱼的负荷力. 水生生物学报, 1994, **18**(3): 223 — 229.