

文章编号:1000-0615(2001)03-0283-03

·研究简报·

非急性水污染对渔业影响的定量估算方法的探讨

Approaching of quantitative estimation of the effect of non-acute water pollution on fishery

沈新强, 张淳良, 蒋 玫

(中国水产科学研究院东海水产研究所, 上海 200090)

SHEN Xin-qiang, ZhANG Chun-liang, JIANG Mei

(East China Sea Fisheries Research Institute, CAFS, Shanghai 200090, China)

关键词:非急性水污染;渔业影响;定量估算

Key words: non-acute water pollution, fisheries influence, quantitative estimation

中图分类号: 文献标识码:A

由于水域污染,导致水产生物受害变质,糜烂乃至死亡,其危害所及不仅破坏自然水体中的生态平衡,减少生物多样性,恶化人类的生存环境,而且直接或间接地导致渔业资源的重大损失。

水污染导致渔业资源受损的事件一般可分为二类,一类是局部水域发生突发性的急性污染事故,如工业废水的超标排放,装载污染物质的船舶泄漏、排放等。急性污染事故对渔业资源造成的损失主要通过对其事故现场的调查、取证及相应的统计,估算而获得损失的数额^[1,2]。另一类是大江、大湖、大海等开放性大水面在非急性污染事故下,因受各类污水的长期排放,水质逐渐恶化,从而对渔业生物造成损失。非急性水污染对渔业的影响目前国内外大都停留在定性分析阶段,即考察污染对待定生物种类的化学致害程度,进而对某些种类提出它们在幼体阶段的死亡阈值^[3-7]。对定量估算其对渔业的经济损失尚未有一套令人满意的估算方法。因此开展非急性水污染对渔业影响的定量分析研究无论在方法的建立,还是实际的应用均具有重要的科学价值和现实意义。

1 基本思路

从鱼类种群动力学原理出发,在种群数量变动与自然死亡率和捕捞死亡率的关系中引入水体污染致种群的死亡概念,即种群数量变动不仅与自然死亡率和捕捞死亡率相关,而且还与污染死亡率相关。通过种群数量与渔获量的关系,推导出水污染致种群死亡的理论模式。在此基础上,引用“粗集理论”的推理观点和决策方法^[8],通过鱼类毒性试验结果与渔业水质标准或海水水质标准相比较,提出污染物混合浓度分类划分的半定性半定量的方法,使理论模式简化为实际可操作的计算公式。

2 模式的建立

2.1 非急性水污染导致渔业损失的定量计算理论模式

种群数量变动与死亡率的关系^[9],由下式表达:

$$\frac{dN(t)}{dt} = -N(t)Z \quad (1) \quad Z = M + F \quad (2)$$

收稿日期:2000-06-04

基金项目:农业部渔业局资环处基金资助项目(2)

第一作者:沈新强(1951-),男,上海市青浦县人,研究员,主要从事海洋渔业生态学研究。Tel:021-65686991

其中, $N(t)$ 表示种群在 t 时刻的数量; Z 为瞬时总死亡系数; M 为瞬时自然死亡系数; F 为瞬时捕捞死亡系数。死亡系数和死亡率是两种不同的表达方式, 死亡系数表示为瞬时的死亡系数, 而死亡率表示经过某一特定时间(t)的捕捞以后的平均总死亡率。

$$\text{令 } Y(t) \text{ 为 } t \text{ 时刻的捕捞量, 则由式(1)建立捕捞量与资源量的关系式: } Y(t) = \frac{F}{Z} N_0 (1 - e^{-Zt}) \quad (3)$$

等式(3)中 N_0 表示渔汛开始时的资源量。

$$\text{引进污染死亡系数 } H \text{ 的作用, 即式(2)改写为: } Z = M + F + H \text{ 或 } H = Z - M - F \quad (4)$$

$$\text{把等式(4)与等式(3)相乘, 则获得: } Y(t)H = \frac{F(Z - M - F)}{Z} N_0 (1 - e^{-Zt}) \quad (5)$$

式(5)左边表示因污染引起的渔获量的损失量, 当 $Y(t)$ 取年渔获量时, 式(5)即表示由污染引起的年渔获量的损失量。年渔获量是包括各种年龄段的总渔获量, 污染死亡率主要针对鱼卵、仔、稚鱼而言, 也就是 1 令鱼。因此精确的估算须再乘以 1 令鱼的比例。式(5)中捕捞量 Y 以尾数为单位, 当获知尾数的平均重量, 即可换算为重量单位。本研究的目的是估算污染引起的损失量, 其值以重量来表示。

2.2 污染死亡率的确定

污染死亡率的确定作以下三点的假定: ① 污染物浓度对鱼类种群受害影响而言, 非全致死, 有一部分得以生存, 死亡部分以死亡率进行估算。② 污染对种群的影响主要发生在鱼卵仔、稚鱼阶段, 该阶段种群生命力特别脆弱, 极易受害, 称其为生命瓶颈阶段, 污染物浓度有一段阈值。③ 成年生物体有较强的回避能力, 生存率较高, 作为一级近似, 不计成体的污染死亡率。

$$\text{鱼类种群受污染死亡率函数形式为: } H(p, x, y) = \begin{cases} 0 & (\text{当 } p < p_0) \\ \frac{p_1 - p}{p_1 - p_0} & (\text{当 } p_0 < p < p_1) \\ 100 & (\text{当 } p \geq p_1) \end{cases} \quad (6)$$

式中: H 为水污染引起的死亡率; x, y 为污染物分布的空间位置; p_0 为引起生物死亡的污染物浓度临界值; p_1 为引起生物全部死亡的污染物浓度临界值; p 为实际污染物浓度。当水污染发生在整个生物种群的生存、发育空间内(如产卵场区域), 该空间以二维平面 S 域表示, S 场内任一点位置坐标以 X, Y 表示, 认为种群密度均匀分布时, 则整个区域内种群因

$$\text{污染的总死亡率可表示为: } H = \frac{\iint_S H(p, x, y) dx dy}{\iint_S dx dy} \quad (7)$$

理论上式(7)可以计算, 但实际受条件限制难于实现, 须进行简化处理。

渔业水质标准是根据水生生物 48h、96h 的半致死浓度值和参照污染物的可积累性、化学稳定性、生物诱变性、毒物的迟效性而选用 0.1~0.001 的不同因子之积为主, 同时也考虑亚急性效应的实际要求作适当调整而提出的。当污染物浓度超过渔业水质标准的 5~10 倍时, 它与该毒物对鱼类的稚鱼的半致死浓度值已相当接近, 有的甚至超过该指标。如石油对鱼类的半致死浓度为 $0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 渔业水质标准为 $0.05 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 非离子铵对鱼类的半致死浓度为 $0.068 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 渔业水质标准为 $0.02 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 铜对鱼类的半致死浓度为 $0.096 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 渔业水质标准为 $0.01 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。由于受试生物自身条件限制, 在种属、性别、体长等方面均存在一定差异, 因此这里引用“粗集理论”的推理观念和决策方法, 结合鱼类毒性试验结果^[3,4,5]及国家渔业水质标准和国家海水水质标准, 对估算水域提出按污染物浓度划分为三类: ① 重污染区: 该区域至少有一种污染因子严重超标 5~10 倍以上, 或至少有 2~3 种污染物各自超标 2~3 倍以上, 该区域的生物受污染的死亡率在 50% 以上。② 中轻度污染区: 该区域有一种因子超标, 超标不超过 50%, 定为轻度, 有二种因子超标, 每一因子超标 10%~60%, 定为中轻度; 有三种或三种以上因子超标, 每一因子超标 10%~60%, 定为中度。受污染的死亡率轻度为 5~10%, 中轻度为 10%~30%; 中度为 30%~50%。③ 清洁区: 该区域基本无因子超标, 死亡率为零。由于各种水生生物生长发育阶段的各毒物致死阈值不同, 因此对一般污染因子没有对照参考时, 可作降一级处理。

由于天然水域的污染比较复杂, 往往由多种污染物混合而成, 各种物质因拮抗作用或协同作用在毒性上互相发生影响, 一般以协同作用为主, 加剧毒性效应。如油、砷对刺参幼体的协同影响程度为单一因子的 1.4~2.0 倍^①, 铜、汞对对虾仔虾的协同影响程度为单一因子时的 1.2~1.75 倍^②, 因此在考虑污染死亡率时, 还必须考虑污染物的混合协同作用效应。鉴于上述的考虑, 式(7)可以简化为: $H = \sum_{i=1}^n N_i G_i D_i$ (8)

式中: N 为某一种类产卵场处于受污水域中的面积百分比; G 为表示受污水域中污染物混合协同作用的权重系数; D 为种群受污染的死亡率; i 为污染物浓度划分类型。

① 高象贤等. 大连湾海域污染对水产资源影响的调查研究. 1983.

② 陈民山. 铜与汞对对虾仔虾的联合毒性作用. 1983.

3 实例计算

目前,东海渔场受污染的主要为沿岸渔场,而沿岸渔场是东海一些传统经济鱼类的主要产卵场。以 1996 年小黄鱼产卵场为例,东海区小黄鱼产卵场主要有二个,其一位于苏北近海,其二位于长江口至舟山渔场近海^[10]。根据国家海洋局 1996 年(4,8 月)水质监测结果可知,小黄鱼产卵场无机氮超标面积占 90%,无机磷超标面积占 50%,油类超标面积占 7%。图 1 给出了东海小黄鱼产卵场及无机氮、无机磷和油类超一类海水标准的分布区,其中产卵场受一种污染物(无机氮)污染面积为 40%,受二种污染物(无机氮、无机磷)污染面积为 43%,受三种污染物(无机氮、无机磷、油类)的污染面积为 7%,污染物的混合协同效应权重系数一种取 1,二种取 1.25,三种取 1.5。

由于各种水生生物生长发育阶段的各毒物致死阈值是一个信息不充分的模糊概念,而实际中缺少上述污染物对小黄鱼的致死实验结果。因此,根据“粗集理论”的推理观念和决策方法,引用其他生物种群的研究结果来确定小黄鱼的污染死亡率。由无机氮平均超标 2 倍,无机磷平均超标 1 倍,油类平均超标低于 1 倍的监测结果,同时考虑无机氮、无机磷属一般污染因子,在污染区的划分上均作降一级处理。污染死亡率分别取 0.05、0.075 和 0.1。

按式(8)计算,则总污染死亡率为 0.0708。根据东海区海洋捕捞生产统计,1996 年东海区小黄鱼的渔获量为 94 977t,其中 1 令鱼类的比例由监测获知为 73%,由于死亡率 H 是一个很小的数,作为一级近似,由式(5)即可得出,由污染造成小黄鱼当年的损失量为 4 909t。

4 结束语

在非急性污染事故下,水污染对渔业资源的损害从小黄鱼的实例估算中可看出,尽管总死亡率仅为 0.07,但由于产卵场位于沿岸,其遭受的损失较为严重。研究大水面水体在非急性污染事故下,渔业资源受损害的程度,本质上是分析一个具有能量耗散的开放大系统,鱼类种群不断与周围环境进行剧烈的质量-能量流动,系统参数是多维的,且具有时空分布特征,参数间相互作用往往是强非线性的,研究这样的系统,若采用常规的单输入-单输出因果关系的分析方法是无能为力的。本研究从鱼类种群数量变动与死亡率关系中引入水域污染致种群死亡的概念,采用半定性半定量的估算方法,从鱼类种群产卵场出发,探讨水域非急性污染对渔业资源的损害估算,应该说这种探索是初步的,还有待于今后进一步的完善与改进。

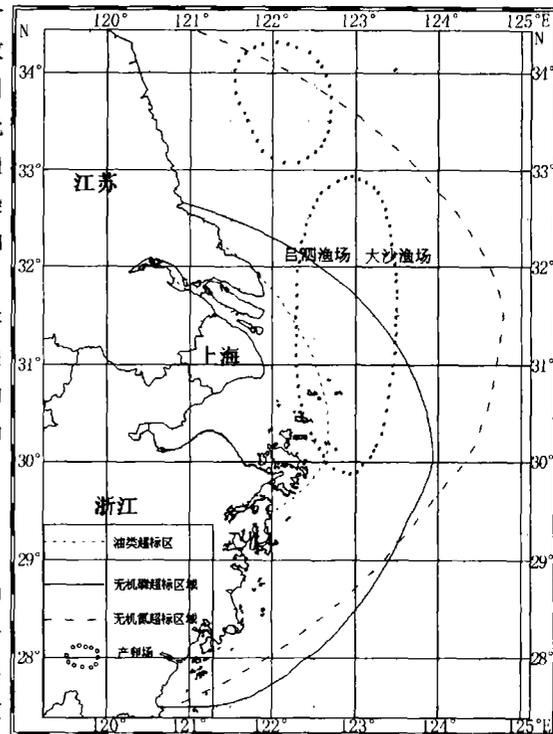


图 1 小黄鱼产卵场与无机氮、无机磷和油类超标区的分布

Fig. 1 The distribution of spawning grounds of lesser yellow croaker and the regions N, P and oil exceeding the standard

参考文献:

- [1] 葛吉琦. 水污染对淡水渔业影响的损失估算[J]. 海洋环境科学, 1991, 11(4): 34-37.
- [2] 吴伟. 应用灰色关联分析方法研究湖泊污染对渔业损失的影响[J]. 浙江水产学院学报, 1997, 16(3): 214-218.
- [3] 吴彰宽, 陈民山. 胜利原油对对虾受精卵及幼体发育的影响[J]. 海洋科学, 1985, 9(2): 35-39.
- [4] 吴彰宽, 陈国江. 二十三种有害物质对对虾的急性致毒试验[J]. 海洋科学, 1988, 12(4): 36-40.
- [5] 吴喻端. 海洋污染和海洋生物资源[M]. 北京: 海洋出版社, 1991. 87-170.
- [6] 王安利, 王维娜, 李铁水, 等. 铜、锌、锰和铬对中国对虾仔虾的急性致毒及相关关系的研究[J]. 海洋学报, 1992, 14(4): 134-139.
- [7] Patin S A. Pollution and the biological resources of the oceans[J]. Butterworth Scientific, 1982, 201-231.
- [8] 曾黄麟. 粗集理论及其应用[M]. 重庆: 重庆大学出版社, 1996. 1-80.
- [9] 叶昌臣, 黄斌. 渔业生物数学[M]. 北京: 农业出版社, 1990. 12-171.
- [10] 赵传纲. 东海区渔业资源调查和区划[R]. 东海区渔业资源调查报告[C]. 上海: 华东师范大学出版社, 1987. 339-356.