

高立方, 吴静颖, 葛小东, 等. 长江经济带淡水养殖污染负荷特征分析[J]. 华中农业大学学报, 2021, 40(3): 64-74.

DOI: 10.13300/j.cnki.hnlkxb.2021.03.008

长江经济带淡水养殖污染负荷特征分析

高立方¹, 吴静颖², 葛小东², 李文浩², 高鑫², 黄佳佳²

1. 湖北省水产科学研究所, 武汉 430077; 2. 华中农业大学资源与环境学院, 武汉 430070

摘要 采用系数法对我国长江经济带地区 11 个省(市)淡水养殖的蛋白质产量及氮磷排放总量进行核算, 由此计算单位蛋白产出污染物排放强度及单位面积污染物排放强度; 利用环境库兹涅茨曲线模型(EKC)分析淡水养殖蛋白质产出与单位蛋白产出的污染物排放强度之间的关系。结果显示: (1) 1991 年至 2019 年期间, 长江经济带淡水养殖蛋白质产出、总氮和总磷排放量均呈现快速增长的趋势; 湖北、江苏、江西和湖南 4 个省份淡水养殖总氮、总磷的排放总量较高; 浙江省单位面积污染物排放强度最高; (2) 各省(市)单位蛋白质产出的总氮、总磷排放强度均呈现缓慢增加的趋势, 显示长江经济带淡水养殖总体上趋于对环境影响更严重的水产品种; (3) 肉食性水产品的总氮、总磷排放量最高, 且持续增加; 杂食性水产品总氮、总磷排放量其次, 呈现先增长后下降的趋势; 滤食性水产品总体污染负荷呈现持续下降趋势; 植食性水产品总氮、总磷排放量最低; (4) Kuznets 回归模型结果显示, 随着淡水养殖强度增加, 单位面积蛋白质产出对单位蛋白产出的总氮排放量具有正向促进作用; 对单位蛋白产出的总磷排放量则呈现“倒 U 型”关系, 且 Moran's I 指数显示各省总磷排放强度空间自相关性更高, 呈现相互影响的趋势更明显。回归结果表明, 随着渔业经济增长, 淡水养殖结构变化等因素对氮污染的影响更大, 需要加大氮污染防治的相关研究。

关键词 长江经济带; 淡水养殖; 污染; 养殖品种; 养殖结构; 养殖密度; 污染负荷; 富营养化

中图分类号 X 508 **文献标识码** A **文章编号** 1000-2421(2021)03-0064-11

20 世纪 80 年代以来, 得益于渔业产权改革和科技进步等因素, 中国水产养殖进入了高速发展的时期^[1-2]。在较长时期内, 我国水产养殖规模相对较小、经营分散、生产方式较为粗放, 高密度的水产养殖伴随 COD、氮、磷等污染物的排放, 导致富营养化等一系列的生态环境问题, 成为制约我国社会经济持续发展的瓶颈之一^[3-6]。作为水产养殖和进出口大国, 针对水产养殖污染特征及其时空变化规律进行研究, 合理开发水域资源, 对增加食物供给、保障粮食安全、保护生态环境意义重大^[7-8], 对于新时期探索“两山”转化通路、完善生态产品供给机制具有十分重要的作用。

水产养殖污染时空特征相关研究在区域或流域尺度做了较多的探讨。比如, 彭凌云等^[9]对 2014—2015 年太湖流域池塘养殖污染物的排放进行了估算; 许明珠等^[10]研究了苕溪流域 2014 年水产养殖总氮(TN)、总磷(TP)、氨氮(NH₃-N)和化学需氧量

(COD)排放量; 郑瑞等^[11]计算了重庆市梁平区龙溪河流域的水产养殖污染物入河量; 熊昭昭等^[12]估算了江西省 2011—2015 年农业面源污染负荷。但是以上文献研究区域大都基于小面积流域或区域, 研究周期的跨度也较小, 导致污染物的时空特征分析结果不具有普适性。

长江经济带主要包括上海、江苏、浙江、安徽、江西、湖北、湖南、重庆、四川、云南、贵州等 11 个省(市), 面积约 209.39 万 km², 占全国的 21%, 人口和经济总量均超过全国的 40%。2019 年, 长江经济带渔业经济总产值为 1.15 亿元, 占全国的 43%, 淡水养殖产量为 1 869 万 t, 以全国 57% 的淡水养殖面积生产了超过 62% 的淡水水产品, 渔民人均纯收入达到 2 万元。加强长江经济带生态环境保护是我国的重大战略部署, 在推进我国“五位一体”总体布局建设中具有重要地位^[13]。近年来, 长江经济带氮磷造成的水体富营养化呈现加重趋势^[13-14]。笔者以长江

收稿日期: 2021-04-05

基金项目: 国家社会科学基金重大项目(20&ZD092)

高立方, E-mail: 272063480@qq.com

通信作者: 葛小东, E-mail: gexd@mail.hzau.edu.cn

经济带为研究区域,以1991年至2019年为研究周期,基于省域尺度,计算淡水养殖的总氮、总磷排放,在计算蛋白产出的基础上,分析淡水养殖污染强度的时空变化特征,以期为生态环境管理提供进一步决策支持。

1 数据与方法

1.1 污染物及蛋白产出核算方法

本研究根据排污系数来核算水产养殖过程中污染物排放量。排污系数指在正常养殖生产条件下,养殖单位质量水产品所产生的污染物质中,经不同排放渠道直接排放到湖泊、河流及海洋等(不包括排放到农田及水产养殖再利用部分)外部水体中的污染物质所占比例如公式(1)所示。同时,根据水产品营养结构,按不同水产品产量核算各省水产品的蛋白质产出,如公式(2)、(3)所示。

$$N = \sum_{i=1}^n \rho_{Ni} Q_i \quad (1)$$

$$P = \sum_{i=1}^n \rho_{Pi} Q_i \quad (2)$$

$$Pr = \sum_{i=1}^n r_i Q_i \quad (3)$$

式中, N 为水产养殖的总氮污染物排放量,t; P 为水产养殖的总磷污染物排放量,t; Pr 为水产养殖蛋白产出量,t; Q_i 为第*i*种水产品产量,t; ρ_{Ni} 、 ρ_{Pi} 分别为第*i*种水产品的总氮、总磷排污系数,g/kg; r_i 为第*i*种水产品的蛋白质含量系数,t/t。

1.2 污染物排放与经济增长关系分析

环境库兹涅茨曲线模型(EKC)是检验环境质量和经济增长的最经典的模型^[15],EKC假说认为经济增长与其产生的环境影响之间呈“倒U型”关系。目前一般采用线性曲线、二次曲线、三次曲线模型进行拟合^[16-17]。本研究用回归模型来研究长江经济带单位面积蛋白产出与单位蛋白产出氮污染物之间的关系,如公式(4)所示。

$$\ln E = \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln P_{ua} + \beta_2 \cdot (\ln P_{ua})^2 + \beta_3 \cdot (\ln P_{ua})^3 + \epsilon \quad (4)$$

式(4)中, E 为单位蛋白产出污染物排放量,表示长江经济带水产养殖蛋白质产出的污染强度及其环境影响,实际采用单位蛋白总氮排放量和单位蛋白总磷排放量来分析。解释变量 P_{ua} 为单位面积产出蛋白,表示淡水养殖经济增长水平。 β_0 、 β_1 、 β_2 和 β_3 是回归系数,表征长江经济带水产养殖经济增长

与其环境影响的相关性,包括以下几种情况:(1)当 $\beta_1 = \beta_2 = \beta_3 = 0$ 时,经济增长与污染物产出不存在相关关系;(2)当 $\beta_1 \neq 0, \beta_2 = \beta_3 = 0$ 时,经济增长与污染物产出呈线性相关;(3)当 $\beta_1 > 0, \beta_2 < 0, \beta_3 = 0$ 时,经济增长与污染物产出呈“倒U型”关系;(4)当 $\beta_1 < 0, \beta_2 > 0, \beta_3 = 0$ 时呈“正U型”曲线关系;(5)当 $\beta_1 > 0, \beta_2 < 0, \beta_3 > 0$ 时呈“N型”曲线关系;(6)当 $\beta_1 < 0, \beta_2 > 0, \beta_3 < 0$ 时呈“倒N型”曲线关系。

1.3 污染物排放的空间特征分析

采用Moran's I指数来分析长江经济带淡水养殖的氮、磷排放的空间结构特征,其定义如公式(5)所示。

$$I = \frac{n \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{S^2 \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij}} \quad (5)$$

式中, n 为空间单元个数; w_{ij} 为对应空间单元的权重值; x_i 和 x_j 分别为空间单元*i*和*j*的属性值; \bar{x} 为所有空间单元属性均值。

1.4 数据与参数来源

本研究计算过程中所采用的淡水养殖产量等数据来自《中国渔业统计年鉴》(1991—2019),各类水产品蛋白质含量系数来自《2019年中国食物成分表》、《2017年中国食物成分表》等文献。排污系数来自《第一次全国污染源普查 水产养殖业污染源产排污系数手册》,如表1所示。

2 结果与分析

2.1 长江经济带淡水养殖污染排放总量

1991—2019年间,长江经济带淡水养殖产量呈现快速增长,折合水产品蛋白质产出如图1所示。1991年长江经济带淡水产品总蛋白质产出为26.6万t,至2019年达到186.5万t,增长约5.6倍,平均年增长率为7.1%。其中,2016年蛋白质产出最高,为190.6万t。以上情况表明,在近30a的发展过程中,随着社会经济发展并快速转型,长江经济带水产养殖及产出规模不断扩大,对国民经济的影响日益增强,在保障我国食品安全、提供更丰富的食物选择过程中,发挥着越来越重要的作用。2016年以来,受供给

侧改革等多种因素的影响,长江经济带淡水养殖蛋白质产出略有降低,但仍然呈现出增长趋势。

表 1 淡水养殖总氮、总磷排污系数

| Table 1 Coefficients for pollutants from freshwater aquaculture | | |
|---|--|---|
| 品种 Variety | 总氮排污系数/ (g/kg) Total nitrogen emission coefficient | 总磷排污系数/ (g/kg) Total phosphorus emission coefficient |
| 青鱼 <i>Mylopharyngodon</i> | 0.987 | 0.182 |
| 草鱼 <i>Ctenopharyngodon idellus</i> | 6.830 | 1.343 |
| 鲢 <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> | 3.089 | 0.535 |
| 鳙 <i>Aristichthys nobilis</i> | 2.467 | 0.278 |
| 鲤 <i>Cyprinus carpio</i> | 1.225 | 0.225 |
| 鲫 <i>Carassius auratus</i> | 1.870 | 0.877 |
| 鳊 <i>Parabramis pekinensis</i> | 1.552 | 0.119 |
| 泥鳅 <i>Misgurnus anguillicaudatus</i> | 8.216 | 0.601 |
| 鲶 <i>Silurus asotus</i> | 7.487 | 0.574 |
| 鲴 <i>Leiocassis longirostris</i> | 4.795 | 0.351 |
| 黄颡鱼 <i>Pelteobagrus fulvidraco</i> | 6.031 | 0.441 |
| 黄鳝 <i>Monopterus albus</i> | 22.156 | 5.391 |
| 鳊 <i>Siniperca chuatsi</i> | 4.680 | 1.805 |
| 鲈 <i>Lateolabrax japonicus</i> | 3.410 | 0.582 |
| 乌鳢 <i>Channa argus</i> | 25.176 | 4.082 |
| 罗非鱼 <i>Oreochromis mossambicus</i> | 5.618 | 0.744 |
| 鲟 <i>Acipenseriformes</i> | 1.664 | 0.111 |
| 罗氏沼虾 <i>Macrobrachium rosenbergii</i> | 0.085 | 0.012 |
| 青虾 <i>Macrobrachium</i> | 2.678 | 0.570 |
| 克氏原螯虾 <i>Procambarus clarkii</i> | 2.541 | 0.541 |
| 南美白对虾 <i>Litopenaeus vannamei</i> | 1.269 | 1.103 |
| 蟹 <i>Brachyura</i> | 2.670 | 0.471 |
| 河蚌 <i>Unionidae</i> | 2.972 | 0.256 |
| 龟 <i>Chinemys reevesii</i> | 6.573 | 0.795 |
| 鳖 <i>Pelodiscus sinensis</i> | 6.152 | 0.744 |
| 蛙 <i>Ranidae</i> | 6.713 | 0.812 |

受养殖规模和强度的影响,长江经济带淡水养殖总氮和总磷排放量呈现增长的趋势,如图 2 所示。1991 年,长江经济带总氮排放量为 7 882.9 t,2016 年达到 69 809.7 t,增长约 7.9 倍。1991 年至 2000 年,总氮排放量的平均年际增长率为 14.8%;2000 年以来,总氮排放量的年际增长率有所下降,平均为 5.7%。2017 年以来,总氮排放量有所下降,但相比 2017 年仍有所增长,2019 年为 67 324.9 t。长江经济带总磷排放量变化趋势与总氮排放量一致。1991 年,总磷排放量为 1 456.3 t,2016 年达到 12 985.1 t,2019 年为 12 491.5 t。

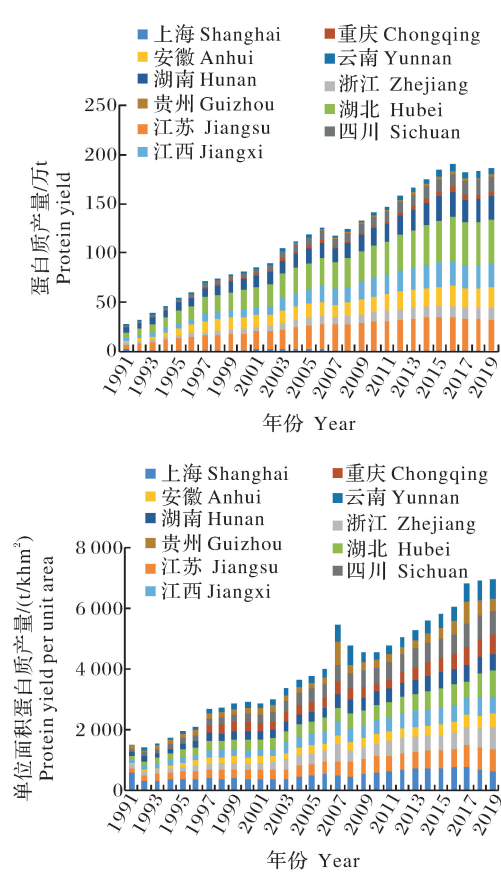


图 1 长江经济带淡水养殖蛋白质产量

Fig.1 Protein output from freshwater aquaculture in the Yangtze River Economic Belt

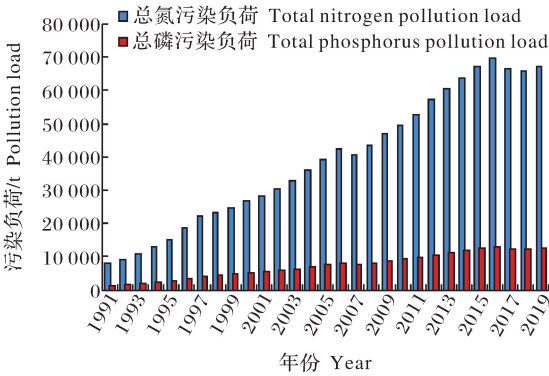


图 2 长江经济带淡水养殖污染负荷

Fig.2 Pollution load of freshwater aquaculture in the Yangtze River Economic Belt

在长江经济带各省(市)中,湖北省、江苏省、江西省、湖南省和安徽省淡水养殖所占份额较高且多年来较为稳定,其 2019 年蛋白质产出分别占 24.1%、16.6%、12.9%、12.8%和 11.2%。受水产养殖规模影响,各省(市)的水产养殖污染空间格局相对比较稳定。除上海市外,其他省(市)的污染物排

放量均呈现随时间增长而增加的趋势。总体来看,湖北省、湖南省、江西省和江苏省对污染物排放量贡献较大,历年来总氮、总磷排放量所占比例均在15%以上,且4个省份排放量之和约70%左右。其他各省(市)的污染物排放量所占比例相对较小,省际差异较大,四川省、云南省、贵州省及重庆市历年污染物排放量相对较小,4个省(市)的排放量之和约为10%。各年污染物排放量的变异系数较大,平均值为86.0%,显示长江经济带水产养殖的污染物排放具有较为明显的空间分布特征和地域性。

各省市淡水养殖污染物排放总量随时间变化不同,如图3所示。湖北省污染物排放所占比例呈现持续增加,其总氮排放量1991年为1117.8 t,占比

14.2%;2019年为14024.9 t,占比20.8%;总磷排放量1991年为188.9 t,占比13.0%;2019年为2743.3 t,占比22.0%。江苏省和湖南省污染物排放量不断增加,但所占比例呈现下降趋势。其中,江苏省总氮排放量1992年为1265.5 t,占比23.6%,2019年为10556.0 t,占比15.7%;其总磷排放量1992年为403.6 t,占比24.1%,2019年为2187.4 t,占比17.5%。湖南省污染物排放比例下降更快,其总氮排放量1991年为2292.1 t,占比29.1%,2019年为10252.9 t,占比15.2%;其总磷排放量1991年为425.7 t,占比29.2%,2019年为1948.3 t,占比15.6%。江西省污染物排放量所占比例相对比较稳定,在14%~15%。

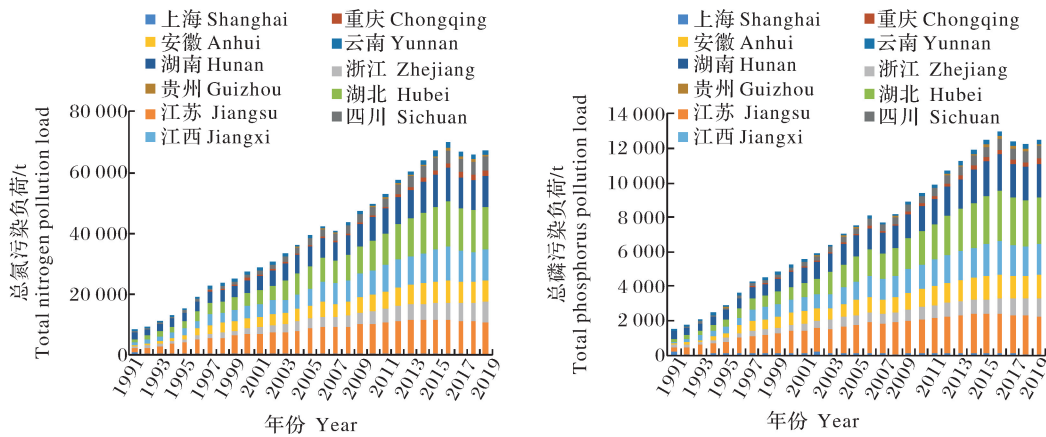


图3 长江经济带淡水养殖污染物排放空间格局特征

Fig.3 Spatial pattern of pollutants from freshwater aquaculture in the Yangtze River Economic Belt

2.2 长江经济带淡水养殖单位面积污染排放强度

单位面积的水产品蛋白质产出呈现不断上升的趋势。1991年至2019年期间,淡水养殖面积从386.6万 hm^2 增加到511.6万 hm^2 ,增长约1.3倍。

单位养殖面积的水产品蛋白质产出的增长说明平均养殖密度有所增加,长江经济带水产养殖强度和压力不断上升。长江经济带淡水养殖污染物排放强度在不断增加,如图4所示。

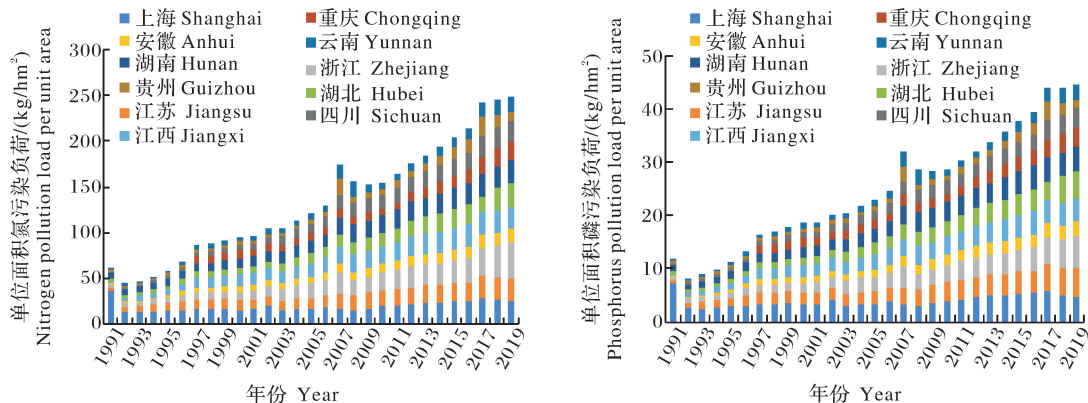


图4 长江经济带淡水养殖污染物排放强度

Fig.4 Pollutant intensity from freshwater aquaculture in the Yangtze River Economic Belt

1991 年至 2019 年期间,总氮、总磷的排放强度均呈现了快速增长。总氮排放强度从 2.0 kg/hm^2 增加至 13.2 kg/hm^2 ,平均年增长率为 7.1% ;总磷排放强度从 0.4 kg/hm^2 增加到 2.4 kg/hm^2 ,平均年增长率为 7.1% 。尤其是 2016 年以来,单位养殖面积的污染物排放量增长并没有降低,显示在水产养殖蛋白质产出增加的情况下,养殖方式也在持续地调整,水产养殖密度加大。从空间上来看,各省市的排放量均呈现增长的趋势,显示养殖密度不断加大。浙江省是排放量最高的省份,其 2019 年总氮、总磷排放强度分别为 39.1 kg/hm^2 和 6.0 kg/hm^2 ,远高于贵州省的 9.1 kg/hm^2 和 1.5 kg/hm^2 。但是,1991 年至 2019 年期间,单位养殖面积的污染物排放量的

变异系数在持续降低,由 1991 年 78.0% 降低至 2019 年的 34.0% ,显示养殖密度及其污染负荷的空间差异程度在不断降低。

2.3 长江经济带淡水养殖单位蛋白产出污染排放强度

由图 5 可见,单位蛋白质产出水平的总氮、总磷排放量均呈现缓慢增加的趋势。1991 年,每吨蛋白质产出的总氮、总磷排放量分别为 28.1 kg 和 5.2 kg ;至 2019 年分别达到 36.1 kg 和 6.7 kg 。上述变化反映了水产品养殖结构的变化,即具有较高排污系数的养殖品种所占的比例略有增加。2010 年以来,单位蛋白质产出的总氮、总磷排放量相对稳定,表明长江经济带的水产品养殖结构趋于稳定。

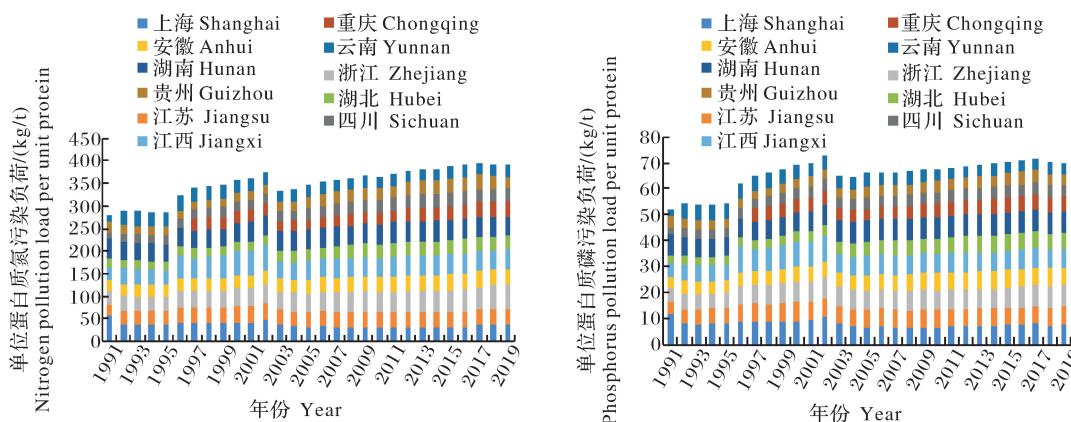


图 5 长江经济带淡水养殖单位蛋白质污染物排放特征

Fig.5 Pollutant per unit protein in the Yangtze River Economic Belt

长江经济带淡水养殖污染物排放强度在空间上呈现了较大的差异性。各省(市)历年单位蛋白质总氮和总磷排放量的变异系数平均值分别为 47.0% 和 46.1% ;其中浙江省单位蛋白质产出的总氮、总磷排放量最高,2019 年分别为 55.2 kg/t 和 8.5 kg/t ;其次为湖南省和江西省,总氮排放量分别为 43.1 kg/t 和 41.4 kg/t ,总磷排放量分别为 8.2 kg/t 和 7.3 kg/t ;位于西部地区的四川省、云南省和贵州省单位蛋白质产出的污染物排放量相对较低,总氮分别为 29.6 、 25.4 和 24.2 kg/t ;总磷分别为 4.6 、 4.2 和 4.0 kg/t 。长江经济带各省市污染物排放强度在时间上的变化规律不尽相同。除上海市和云南省外,各省市污染物排放强度呈增长的趋势,且增长速率不同。

以上结果表明,受养殖结构影响,长江经济带各省市淡水养殖对环境的影响存在明显的差异,总体上趋于对环境更严重影响的养殖品种。

2.4 长江经济带淡水养殖 Kuznets 模型回归结果

以淡水养殖单位面积蛋白产出(P_{ua})的对数形式为自变量,代表淡水养殖的经济发展和收获程度,以单位蛋白产出的污染物排放量的对数形式为应变量,代表淡水养殖的平均污染负荷,根据 Kuznets 曲线构建面板数据模型进行分析。首先针对自变量和应变量时序数据的平稳性进行检验,发现自变量和应变量均为 0 阶平稳,可以直接建模分析。淡水养殖的单位面积蛋白产出与单位蛋白产出的总氮排放量相关关系如表 2 所示。

表 2 长江经济带淡水养殖总氮排放 Kuznets 模型回归结果
Table 2 Regression results of Kuznets models of TN emission

| 模型 Model | 变量 Variable | 系数 Coefficient | <i>T</i> | <i>P</i> | <i>F</i> | AIC |
|-------------------------|-------------------------|-------------------|----------|----------|----------|--------|
| 线性模型 Linear model | <i>c</i> | 2.513 | 31.638 | 0.000 | 98.654 | -1.258 |
| | $\ln P_{\text{ua}}$ | 0.162 | 11.774 | 0.000 | | |
| 二次模型 Quadratic model | <i>c</i> | 2.805 | 4.654 | 0.000 | 90.154 | -1.248 |
| | $\ln P_{\text{ua}}$ | 0.083 | 0.366 | 0.714 | | |
| | $(\ln P_{\text{ua}})^2$ | 0.005 | 0.222 | 0.825 | | |
| 三次模型 Cubic model | <i>c</i> | 3.139 | 1.223 | 0.222 | 84.466 | -1.256 |
| | $\ln P_{\text{ua}}$ | -1.269 | 1.490 | -0.852 | | |
| | $(\ln P_{\text{ua}})^2$ | 0.302 | 0.285 | 1.062 | | |
| | $(\ln P_{\text{ua}})^3$ | -0.021 | 0.018 | -1.188 | | |

回归结果显示,二次模型各回归参数的 *T* 统计值较低,不能通过 5%显著性检验,显示自变量与应变量之间不存在“倒 U 型”关系。线性模型与三次模型回归效果更好。根据赤道信息准则取 AIC 值最小,即线性模型为本研究所接受的模型。该模型 *F* 值为 98.654,通过 5%的显著性检验,说明模型整体回归效果较好,自变量能解释应变量的变动;且各项回归参数通过 1%显著性检验。模型自变量系数(0.162)为正,显示单位面积蛋白质产出指标对单位蛋白产出的污染排放量具有正向影响,随着长江经济带淡水养殖单位面积蛋白产出的增加,单位蛋白质产出的总氮排放趋于增加。这与前述分析一致。二次模型回归效果不显著,显示“倒 U 型”污染尚未出现。在不考虑单个养殖品种的技术革新、生态环境保护技术创新等因素条件下,仅就当前养殖品种结构与养殖密度而言,长江经济带淡水养殖产出的

增加导致单位蛋白质产出的总氮排放强度持续增加。

淡水养殖的单位面积蛋白产出与单位蛋白产出的总磷排放量相关关系回归结果如表 3 所示。回归结果显示,3 种模型的 *F* 值均较高,均满足 5%的显著性,模型整体回归效果较好。各回归参数的 *T* 统计值较大,通过 5%显著性检验。根据赤道信息准则取 AIC 值最小,即二次模型为本研究所接受的模型。该模型 *F* 值为 91.799,通过 5%的显著性检验。模型二次项系数(-0.035)为负,显示单位面积蛋白质产出指标对单位蛋白产出的总磷排放量具有影响,二者关系显示为“倒 U 型”关系。模型结果显示,与总氮排放特征略有差异,在水产养殖结构、养殖密度等因素影响下,长江经济带淡水养殖的总磷排放量随着单位面积蛋白产出的增加,其增长趋势减缓,且面临增长的拐点。

表 3 长江经济带淡水养殖总磷排放 Kuznets 模型回归结果
Table 3 Regression results of Kuznets models of TP emission

| 模型 Model | 变量 Variable | 系数 Coefficient | <i>T</i> | <i>P</i> | <i>F</i> | AIC |
|-------------------------|-------------------------|-------------------|----------|----------|----------|--------|
| 线性模型 Linear model | <i>c</i> | 1.191 | 13.761 | 0.000 | 98.551 | -1.082 |
| | $\ln P_{\text{ua}}$ | 0.102 | 6.781 | 0.000 | | |
| 二次模型 Quadratic model | <i>c</i> | 0.149 | 0.302 | 0.762 | 91.799 | -1.091 |
| | $\ln P_{\text{ua}}$ | 0.487 | 2.700 | 0.007 | | |
| | $(\ln P_{\text{ua}})^2$ | -0.035 | -2.143 | 0.033 | | |
| 三次模型 Cubic model | <i>c</i> | 7.423 | 3.145 | 0.002 | 84.962 | -1.089 |
| | $\ln P_{\text{ua}}$ | -2.699 | -1.969 | 0.049 | | |
| | $(\ln P_{\text{ua}})^2$ | 0.546 | 2.084 | 0.038 | | |
| | $(\ln P_{\text{ua}})^3$ | -0.034 | -2.074 | 0.039 | | |

在单位蛋白质产出的总氮、总磷排放量与单位面积蛋白质产出的回归模型中,面板模型固定效应明确,即各省(市)具有明显的区域特点,如表 4 所示。结果显示,浙江省、江西省、湖南省明显具有较

高的效应值,即这几个省在研究初期的排放强度就偏高,影响了后续的污染负荷。湖北省、重庆市、四川省、云南省和贵州省等省(市)则从研究初期开始其污染物排放强度较低。

表 4 长江经济带各省(市)模型固定效应

Table 4 Fixed effect of the models for various provinces and cities

| 关系模型 Model | 上海 Shanghai | 江苏 Jiangsu | 浙江 Zhejiang | 安徽 Anhui | 江西 Jiangxi | 湖北 Hubei |
|--------------------------|----------------|-----------------|----------------|---------------|---------------|-------------|
| 总氮模型 Nitrogen model | 0.21 | 0.23 | 0.20 | 0.03 | 0.26 | -0.21 |
| 总磷模型 Phosphorus model | 0.07 | 0.04 | 0.27 | 0.03 | 0.30 | -0.21 |
| 关系模型 Model | 湖南 Hunan | 重庆 Chongqing | 四川 Sichuan | 贵州 Guizhou | 云南 Yunnan | |
| 总氮模型 Nitrogen model | 0.27 | -0.13 | -0.36 | -0.37 | -0.14 | |
| 总磷模型 Phosphorus model | 0.29 | -0.17 | -0.30 | -0.25 | -0.09 | |

2.5 长江经济带淡水养殖氮磷排放强度的空间格局分析

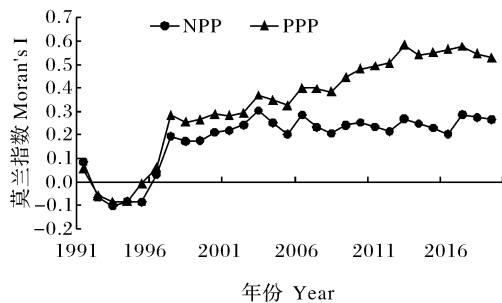
Moran's I 指数的值域为 $[-1, 1]$, 其值大于 0 表示属性 x 在空间上具有正相关性, 即具有相似的属性, 呈现一定的聚集性; Moran's I 指数值小于 0, 表示空间负相关性, 其值越小, 空间差异越大, 即随着空间分布位置的离散, 相关性变得显著。Moran's I 指数为 0 时, 表示属性值在空间上呈现出随机性。本文结果显示, 从 1991 年到 2019 年研究期间的大多数年份, 长江经济带淡水养殖氮磷污染物排放强度的 Moran's I 指数为正, 且都通过 10% 的显著性检验, 表明 1991—2019 年间淡水养殖氮、磷排放强度均呈现了一定的空间集聚性和关联性, 如图 6 所示。不同省份的氮、磷排放强度存在相互影响的作用。并且 1991—2019 年间, 长江经济带淡水养殖氮、磷排放强度的 Moran's I 指数均呈现出

了上升的趋势, 表明该时期淡水养殖氮排放总量的空间聚集性加强。

从时间上来看, 1991 年至 1998 年期间, 氮、磷污染负荷强度的 Moran's I 指数上升速度很快, 表明在此阶段, 由于渔业养殖技术的广泛应用, 淡水养殖产量快速增长, 加之在养殖品种结构等因素的作用下, 长江经济带各省的污染物排放强度呈现协同增长的趋势。在 1998 年以后, 氮、磷污染负荷强度在空间上的关联性呈现不同的变化趋势。磷污染负荷强度的 Moran's I 指数在时序上保持了不断提高的趋势, 而氮污染负荷强度的 Moran's I 指数则维持相对的稳定。这个现象表明, 长江经济带各省的磷污染负荷强度更趋于协同变化, 而氮污染负荷强度则更趋向于维持固有的空间差异格局。

2.6 长江经济带不同食性水产品污染物排放特征

除单一品种的氮、磷排污系数差异外, 不同养殖品种结构变化, 也对长江经济带氮、磷排放总量及强度产生了重要的影响。按不同食性的养殖品种造成的污染进行分类, 如图 7 所示。受年鉴数据的统计口径等因素影响, 2006 年前后的数据差别较大, 但总体上仍然能够看出不同食性水产品污染负荷的时序变化规律。1991 年至 2019 年期间, 肉食性水产品的总氮、总磷排放量呈现增长的趋势, 并且在 2006 年至 2019 年期间较为稳定, 占比约 50%。2019 年肉食性水产品养殖总氮、总磷排放量占当年排放总量分别为 51.7% 和 48.4%。以草鱼等为代表的植食性的水产品养殖的污染负荷呈现明显的下降趋势, 并且在 2006 年至 2019 年期间所占比例最低, 总氮、总磷排放量占当年排放总量分别为 9.4% 和 5.4%。杂食性水产品污染贡献呈现出先上升后降低的趋势, 在 2006 年以后, 其总氮、总磷排放量占比均为 23%~25%。滤食性水产品总体污染负荷呈现

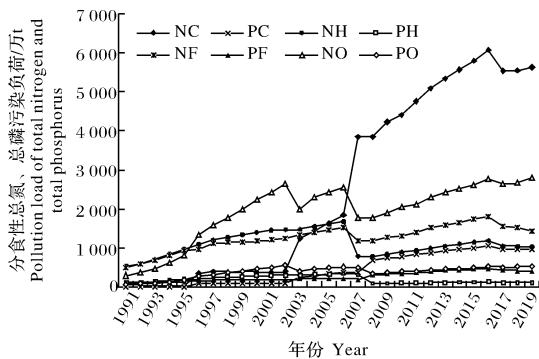


NPP: 单位蛋白产出的氮污染负荷强度; PPP: 单位蛋白产出的磷污染负荷强度。NPP: Nitrogen pollution load intensity per unit protein output; PPP: Phosphorus pollution load intensity per unit protein output.

图 6 长江经济带氮、磷污染负荷强度的 Moran's I 指数变化

Fig.6 Moran's I pollution load of aquatic products with various feeding habits

持续下降趋势,2006年至2016年期间较为稳定,总氮排放量约为15%以上,总磷排放量在21%以上;2016年以来,滤食性水产品的污染负荷进一步明显降低,2019年总氮、总磷排放量占比分别为13.2%和19.5%。不同食性水产品的污染负荷变化显示了在渔业政策、养殖方式、市场条件、技术更新等多种因素影响下的水产养殖结构变化对污染带来的影响。



NC:肉食性水产品氮污染负荷;PC:肉食性水产品磷污染负荷;NH:植食性水产品氮污染负荷;PH:植食性水产品磷污染负荷;NF:滤食性水产品氮污染负荷;PF:滤食性水产品磷污染负荷;NO:杂食性水产品氮污染负荷;PO:杂食性水产品磷污染负荷。NC:Nitrogen pollution load of carnivorous aquatic products; PC:Phosphorus pollution load of carnivorous aquatic products; NH:Nitrogen pollution load of herbivorous aquatic products; PH:Phosphorus pollution load of herbivorous aquatic products; NF:Nitrogen pollution load of filter-feeding aquatic products; PF:Phosphorus pollution load of filter-feeding aquatic products; NO:Nitrogen pollution load of omnivorous aquatic products; PO:Phosphorus pollution load of omnivorous aquatic products.

图7 长江经济带不同食性水产品污染物排放特征

Fig.7 Pollutants from aquatic products with various feeding habits

3 讨论

3.1 长江经济带淡水养殖品种结构对氮磷排放强度的影响

在水产养殖过程中,污染废物主要来自被摄食的饲料、渔肥、养殖生物的粪便以及一些用来治疗水生物的渔药和改善水环境的水体改良剂等^[7]。这些污染废物会产生各种富营养化因子共存于养殖水体中,会引发各种不正常反应进而产生有害污染物^[18]。比如,残饵和排泄物等有机质开始分解会造成水体中溶解氧含量下降,硝化细菌不能及时将 NO_2^- 转化为 NO_3^- ,会有大量的氮以 NO_2^- 的形式

存在,而养殖水体中的 NO_2^- 能够氧化水产品体内的亚铁血红蛋白,使其丧失运输氧气的能力,导致水产养殖品大批患病甚至死亡^[19]。这些污染物逐渐增多后就会产生很多的严重污染问题,会给水产养殖持续健康发展带来不利影响。

在淡水养殖过程中,各类养殖品种对氮、磷养分的需求及排放本身是有差异的。有关研究表明,鱼类饲料中氮元素含量6%、磷元素含量1%,虾类饲料中氮元素含量5.76%、磷元素含量1%^[20-21]。摄入量的差异及利用过程不同,水产品总氮排污系数都远大于总磷排污系数,比如黄鳝的总氮排污系数为22.153 g/kg,而总磷排污系数只有5.319 g/kg。钟宇等^[22]研究湖南省水产养殖总氮、总磷年排放量分别约为11 334.9 t和2 126.7 t,李丽芬等^[23]用不同方法估算池塘养殖污染负荷,结果均显示总氮排放量要比总磷排放量大。

有关不同食性的水产品污染负荷研究较多。一般认为滤食性水产品氮磷排放强度较小,李晓洁等^[24]测定了长寿湖鲢、鳙的排泄率,通过测定发现单位质量鲢、鳙的年平均氮排泄强度分别为0.973 1 $\mu\text{g}/(\text{L} \cdot \text{d})$ 和0.242 2 $\mu\text{g}/(\text{L} \cdot \text{d})$,要远低于其他食性的鱼类。白小丽^[25]比较了草鱼和鳊的氮排泄强度,结果在相同的养殖环境中,鳊的氮排泄率与摄入氮的比值要小于草鱼,认为草食性鱼类自身代谢对环境的胁迫要高于肉食性鱼类。也有研究者针对不同食性的鱼类混养系统进行了比较研究,孙云飞^[26]采用陆基围隔实验法比较了不同草鱼混养系统的氮磷收支,得到的结果表明草鲢鲤混养模式的磷输出要比肉食性单独养殖系统低20%~30%,不仅可以显著减少对池塘底泥和水体的污染,而且提高了草鱼的养殖产量,是较为合理的混养模式。养殖规模和密度的增加以及养殖结构的变化影响了氮磷排放强度,使得长江经济带水产养殖业面临着巨大的考验,不同种类水产品混养系统的污染负荷问题将成为未来长江经济带淡水养殖研究的重点。

3.2 长江经济带淡水养殖品种结构对氮磷排放强度变化趋势差异的影响

长江经济带淡水养殖氮、磷负荷排放强度与经济增长(单位面积蛋白产出)的关系呈现一定的差异。单位蛋白产出氮排放量与经济增长呈线性关系,单位蛋白产出磷排放量与经济增长呈“倒U型”关系。分析其原因,主要与前述分析的各水产养殖品种氮磷排放差异及养殖品种结构变化有关。

受养殖品种结构变化等因素的影响,长江经济带的总氮污染负荷呈现迅速增加的趋势,单位蛋白产出的氮排放强度也呈现增长的趋势,至2016年以后,增长趋缓。但是,相较于1991年至2019年整个时间序列的趋势来说,2016年以后单位蛋白氮排放强度仍处于较高水平,并未实现较明显的回落。因此回归模型显示,单位蛋白产出氮排放量与单位面积蛋白产出总体呈线性关系。该结果表明,随着淡水养殖密度的提高,单位面积蛋白产出不断增加,对氮污染负荷贡献更大的养殖品种占更大的比例,后续应当针对淡水养殖品种结构调整、特定品种养殖尾水氮污染治理、生态养殖技术的推广等展开深入的研究。

与氮排放强度变化类似,受养殖密度和养殖品种结构等因素的影响,对总磷排放贡献更小的滤食性等水产品所占比例不断降低,单位蛋白产出的磷排放强度也呈现增长的趋势。但与氮排放强度变化规律不同,各养殖品种的磷排放系数均远低于氮排放系数,且各品种间的磷排放系数差别小于氮排放系数的差别,导致磷排放强度的增长速度低于氮排放强度的增长速度。随着蛋白产出的不断增加,因养殖品种结构等因素变化对磷排放强度影响减弱。因此,单位蛋白产出磷排放量与单位面积蛋白产出存在“倒U型”关系。通过库兹涅茨曲线回归结果计算,长江经济带单位蛋白产出总磷排放量尚未到达库兹涅茨曲线顶点,处于“倒U型”曲线的左侧,整体呈现上升趋势减缓。

针对水产养殖尾水中氮污染负荷更为突出的问题,不同的研究者进行了相关的研究和报道。钟宇等^[22]对湖南省典型水产养殖企业的调查研究表明,78%的企业养殖尾水中总磷可以达到《淡水池塘养殖水排放要求》(SC/T 9107—2007)一级排放标准,92%的企业可以达到二级以上排放标准;而仅有53%企业养殖尾水中总氮可以达到一级排放标准,61%的企业可以达到二级以上排放标准。刘国锋等^[7]的研究从污染物来源对此现象进行了分析,认为养殖系统氮输出以养殖生物为主,约占62%~77%,而磷的输出以底泥为主,约占76%~80%。赵艳飞等^[27]比较了拟穴青蟹、斑节对虾、缢蛏的混养模式,对各混养模式氮磷收支比较研究后发现,养殖饲料投入中的氮、磷本身存在差异,氮主要是由饲料输入,饲料输入氮占总氮输入的84%~86%,其他为氮沉降等过程输入;在氮、磷的输出中,底泥输

出则各占其总输出的44%~56%与50%~61%。陈东兴等^[20]发现虾养殖池塘的总氮排放强度明显要高于总磷的排放强度。李廷友等^[21]定点监测了虾-鱼混合养殖池的总氮、总磷,发现总氮的观测平均值为0.52 mg/L,总磷观测值在混养池中平均为0.035 6 mg/L。上述研究证实,随着养殖密度增加,以及养殖品种更倾向于排污系数更高的品种,氮污染排放负荷受到的影响更大。

参考文献 References

- [1] WANG P, JI J, ZHANG Y. Aquaculture extension system in China: development, challenges, and prospects [J/OL]. *Aquaculture reports*, 2020, 17: 100339 [2021-04-05]. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2020.100339>.
- [2] 张文博, 马旭洲. 2000年来中国水产养殖发展趋势和方向[J]. *上海海洋大学学报*, 2020, 29(5): 661-674. ZHANG W B, MA X Z. China's aquaculture development trends since 2000 and future directions [J]. *Journal of Shanghai Ocean University*, 2020, 29(5): 661-674 (in Chinese with English abstract).
- [3] CRAB R, DEFOIRDT T, BOSSIER P, et al. Biofloc technology in aquaculture: beneficial effects and future challenges [J]. *Aquaculture*, 2012, 356/357: 351-356.
- [4] YANG P, LAI D Y F, JIN B, et al. Dynamics of dissolved nutrients in the aquaculture shrimp ponds of the Min River estuary, China: concentrations, fluxes and environmental loads [J]. *Science of the total environment*, 2017, 603/604: 256-267.
- [5] ZHANG K, XIE J, YU D G, et al. A comparative study on the budget of nitrogen and phosphorus in polyculture systems of snakehead with bighead carp [J]. *Aquaculture*, 2018, 483: 69-75.
- [6] 欧阳佚亭. 中国淡水养殖鱼类水足迹及空间养殖政策优化[D]. 大连: 大连理工大学, 2018. OUYANG Y T. Study on water footprint of freshwater culture fish and spatial optimization of cultured policy in China [D]. Dalian: Dalian University of Technology, 2018 (in Chinese with English abstract).
- [7] 刘国锋, 徐跑, 吴霆, 等. 中国水产养殖环境氮磷污染现状及未来发展思路[J]. *江苏农业学报*, 2018, 34(1): 225-233. LIU G F, XU P, WU T, et al. Present condition of aquaculture nitrogen and phosphorus environmental pollution and future development strategy [J]. *Journal of Jiangsu agricultural sciences*, 2018, 34(1): 225-233 (in Chinese with English abstract).
- [8] 罗亚娟. “高产”水产养殖模式及其社会生态后果[J]. *南京工业大学学报(社会科学版)*, 2018, 17(6): 19-27. LUO Y J. “High-yield” aquaculture mode and its social ecological influence [J]. *Journal of Nanjing University of Technology (social science edition)*, 2018, 17(6): 19-27 (in Chinese with English abstract).
- [9] 彭凌云, 遑超普, 李恒鹏, 等. 太湖流域池塘养殖污染排放估算

- 及其空间分布特征[J]. 湖泊科学, 2020, 32(1): 70-78. PENG L Y, TI C P, LI H P, et al. Estimates and characteristics of pollutant discharge from pond cultures in the Taihu Basin [J]. Journal of lake sciences, 2020, 32(1): 70-78 (in Chinese with English abstract).
- [10] 许明珠, 王浙明, 张华岳, 等. 水产养殖业污染现状及防治对策——以苕溪流域为例[J]. 安徽农业科学, 2017, 45(23): 42-45. XU M Z, WANG Z M, ZHANG H Y, et al. Study on pollution present situation and control policies of aquaculture industry: taking Tiaoxi River Basin as an example [J]. Journal of Anhui agricultural sciences, 2017, 45(23): 42-45 (in Chinese with English abstract).
- [11] 郑瑞, 刘敏, 夏伟. 水产养殖污染现状及防治对策——以重庆市梁平区龙溪河流域为例[J]. 山东化工, 2020, 49(16): 237-240. ZHENG R, LIU M, XIA W. Current situation of aquaculture pollution and countermeasures: a case study of Longxi River Basin in Liangping district, Chongqing [J]. Shandong chemical industry, 2020, 49(16): 237-240 (in Chinese).
- [12] 熊昭昭, 王书月, 童雨, 等. 江西省农业面源污染时空特征及污染风险分析[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(12): 2821-2828. XIONG Z Z, WANG S Y, TONG Y, et al. Analysis on spatio-temporal characteristics of agricultural non-point sources pollution and pollution risk in Jiangxi Province, China [J]. Journal of agro-environment science, 2018, 37(12): 2821-2828 (in Chinese with English abstract).
- [13] 续衍雪, 吴熙, 路瑞, 等. 长江经济带总磷污染状况与对策建议[J]. 中国环境管理, 2018, 10(1): 70-74. XU Y X, WU X, LU R, et al. Total phosphorus pollution, countermeasures and suggestions of the Yangtze River Economic Belt [J]. Environmental management in China, 2018, 10(1): 70-74 (in Chinese with English abstract).
- [14] 杨卫, 李瑞清. 长江和汉江总磷污染特征及成因分析[J]. 中国农村水利水电, 2021(1): 42-47. YANG W, LI R Q. Characteristics and causes of the total phosphorus pollution in the Yangtze River and Han River [J]. China rural water and hydropower, 2021(1): 42-47 (in Chinese with English abstract).
- [15] GROSSMAN G, KRUEGER A, w3914 [R]. Cambridge, MA: National Bureau of Economic Research, 1991.
- [16] 陈子韬, 孟凡蓉. 环境库兹涅茨曲线的模型构建[J]. 统计与决策, 2020, 36(14): 40-43. CHEN Z T, MENG F R. Modeling of environmental Kuznets curve [J]. Statistics and decision making, 2020, 36(14): 40-43 (in Chinese with English abstract).
- [17] 张欣, 廖岚琪, 唐赛. 我国环境库兹涅茨曲线检验与影响因素分析[J]. 统计与决策, 2020, 36(13): 72-76. ZHANG X, LIAO L Q, TANG S. Environmental Kuznets curve test and analysis of influencing factors in China [J]. Statistics and decision making, 2020, 36(13): 72-76 (in Chinese).
- [18] 李卫阳. 我国水产养殖环境氮磷污染现状及应对策略[J]. 南方农业, 2018, 12(11): 170-171. LI W Y. Status and countermeasures of nitrogen and phosphorus pollution in aquaculture environment in China [J]. South China agriculture, 2018, 12(11): 170-171 (in Chinese).
- [19] 杨旭. 克氏原螯虾不同养殖模式的环境效率比较研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2020. YAGN X. A comparative research on the environment efficiencies of crawfish production systems [D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2020 (in Chinese with English abstract).
- [20] 陈东兴, 杨超, 华雪铭, 等. 3种虾类养殖池塘污染强度及氮磷营养物质收支研究[J]. 河南农业科学, 2013, 42(8): 132-136. CHEN D X, YANG C, HUA X M, et al. Pollution fluxes and budgets of nitrogen and phosphorus nutrients in three types of shrimp culture ponds [J]. Journal of Henan agricultural sciences, 2013, 42(8): 132-136 (in Chinese with English abstract).
- [21] 李廷友, 陆波, 何清明, 等. 有机海水围塘养殖生态系统氮磷的变化规律及相关性研究[J]. 井冈山大学学报(自然科学版), 2019, 40(6): 23-27. LI T Y, LU B, HE Q M, et al. Variation and correlation of N and P of organic aquaculture ecosystem in seawater enclosure pond [J]. Journal of Jinggangshan University (natural science edition), 2019, 40(6): 23-27 (in Chinese with English abstract).
- [22] 钟宇, 许友泽, 谢丽霞, 等. 湖南省水产养殖尾水污染物分析及氮磷排放量估算研究[J]. 湘潭大学学报(自然科学版), 2020, 42(1): 59-68. ZHONG Y, XU Y Z, XIE L X, et al. Analysis and estimation of nitrogen and phosphorus discharge amount in aquaculture tail water in Hunan Province [J]. Journal of Xiangtan University (natural science edition), 2020, 42(1): 59-68 (in Chinese with English abstract).
- [23] 李丽芬, 徐云强, 苏保林, 等. 池塘养殖污染负荷核算方法研究及比较分析[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(9): 2174-2183. LI L F, XU Y Q, SU B L, et al. Accounting methods and comparative analysis of pollution load from an aquaculture pond [J]. Journal of agro-environment science, 2019, 38(9): 2174-2183 (in Chinese with English abstract).
- [24] 李晓洁, 唐敏, 李云, 等. 鲢鳙在长寿湖水生态系统氮磷循环中的作用[J]. 淡水渔业, 2018, 48(3): 40-46. LI X J, TANG M, LI Y, et al. Role of silver carp and bighead on nitrogen and phosphorus cycle of aquatic ecosystem in Changshou Lake [J]. Freshwater fisheries, 2018, 48(3): 40-46 (in Chinese with English abstract).
- [25] 白小丽. 草鱼、鳊鱼氨氮排泄研究及微生态制剂对鳊鱼养殖池塘的影响[D]. 武汉: 华中农业大学, 2013. BAI X L. Study on ammonia nitrogen excretion of grass carp and mandarin fish and effect of microprobiotics on mandarin fish culture pond [D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2013 (in Chinese with English abstract).
- [26] 孙云飞. 草鱼(*Ctenopharyngodon idellus*)混养系统氮磷收支和池塘水质与底质的比较研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2013. SUN Y F. A study of nitrogen and phosphorus budgets, and the comparison of water and sediment quality variation in grass carp polyculture ponds [D]. Qingdao: Ocean University of China, 2013 (in Chinese with English abstract).
- [27] 赵艳飞, 钟声平, 王贤丰, 等. 拟穴青蟹、斑节对虾和缢蛏不同混

养系统氮、磷收支的研究[J/OL]. 水产科学, 2021: 20076 (2021-03-05) [2021-04-05]. <https://doi.org/10.16378/j.cnki.1003-1111.20076>. ZHAO Y F, ZHONG S P, WANG X F, et al. Nitrogen and phosphorus budgets of polyculture system of

scylla paramamosain, penaeus monodon and sinonovacula constricta [J/OL]. Fisheries science, 2021: 20076 (2021-03-05) [2021-04-05]. <https://doi.org/10.16378/j.cnki.1003-1111.20076> (in Chinese with English abstract).

Pollution load characteristics of freshwater aquaculture in the Yangtze River Economic Belt

GAO Lifang¹, WU Jingying², GE Xiaodong², LI Wenhao², GAO Xin², HUANG Jiajia²

1. Hubei Fisheries Science Research Institute, Wuhan 430077, China;

2. College of Resources and Environment, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China

Abstract Quantity and intensity of the nitrogen and phosphorus pollutants from freshwater aquaculture in the Yangtze River Economic Belt from 1991 to 2019 were calculated in this paper. The correlation between the pollutants and the economic growth was also analyzed with Kuznets models. The results showed that: (1) The protein output, total nitrogen (TN), and total phosphorus (TP) from freshwater aquaculture increased steadily, especially in Hubei, Jiangsu, Jiangxi, and Hunan Province. The pollutant output per unit area was the highest in Zhejiang Province. (2) The emission intensity of TN and TP per unit protein output showed a slow increasing trend, which indicated that the freshwater aquaculture in the Yangtze River Economic Zone tended to the aquatic products with more serious environmental impact. (3) The TN and TP emissions of carnivorous aquatic products were the highest and increased continuously, the TN and TP emissions of omnivorous aquatic products were the second, increasing first and then decreasing, the total pollution load of filter-feeding aquatic products showed a decreasing trend, and the TN and TP emission of herbivore aquatic products was the lowest. (4) The results of Kuznets model showed that the protein output had a positive effect on the TN emission per unit area with the increase of freshwater aquaculture intensity, on the other hand, the TP emission per unit protein was inversely u-shaped, and Moran's I index indicated that the spatial autocorrelation of TP emission intensity was higher and the mutual influence was more obvious. The regression results show that with the increase of fishery economy, the change of freshwater aquaculture structure and other factors have a greater impact on nitrogen pollution. More studies should be considered in nitrogen pollution abatement in aquaculture in the Yangtze River Economic Belt.

Keywords the Yangtze River Economic Belt; freshwater aquaculture; pollution; aquaculture breed; aquaculture structure; breeding density; pollutant load; eutrophication

(责任编辑: 边书京)