论文

厦门海域放流中华鲟的迁移和分布

王成友^{①†}, 杜浩^{①†}, 刘猛^③, 危起伟^{①②*}, 张辉^①, 吴金明^①, 刘志刚^①, 沈丽^①^① 中国水产科学研究院长江水产研究所, 农业部淡水生物多样性保护与利用重点开放实验室, 武汉 430223;^② 中国科学院水生生物研究所, 武汉 430070;^③ 中国水利水电科学研究院水环境研究所, 北京 100038

† 同等贡献

* 联系人, E-mail: weiqw@yfi.ac.cn

收稿日期: 2015-11-17; 接受日期: 2016-01-06; 网络版发表日期: 2016-03-04

水利部公益性行业科研专项经费项目(批准号: 201501001)、香港海洋公园保育基金(批准号: FH02_1213)、公益性行业(农业)科研专项(批准号: 201203086)和国家自然科学基金(批准号: 51379218, 31202003)资助

摘要 2010~2013 年, 在厦门九龙江口共标志放流了 258 尾 4~12 龄中华鲟(全长 142~210 cm), 其中 13 尾个体使用了弹出式卫星档案标志(MK 10-PAT). 放流后共收集到 21 尾个体误捕信息以及 10 尾卫星标志个体的迁移和分布位点信息, 结果显示, 中华鲟分布位点主要位于中国沿海大陆架水域, 集中分布位点为厦门至舟山群岛之间的近海区. 除 3 尾个体离岸距离为 350, 41 和 29 km 外, 其余个体与海岸线距离均在 15 km 范围内; 从分布纬度来看, 向南迁移的纬度范围为 1.366°, 到达南海海域, 向北最远迁移的纬度范围为 14.539°, 到达朝鲜东部海域, 纬度跨度为 15.905°. 沿大陆架的直线迁移距离和速度分别为 449/378 km(卫星标志/回捕个体, 范围=11~2205/3~1488 km)和 0.18/0.18 km/h(卫星标志/回捕个体, 范围=0.03~0.73/0.02~1.07 km/h), 卫星遥测中华鲟与回捕中华鲟的迁移速度和迁移距离均没有显著性差异. 1 尾卫星标志中华鲟的详细迁移监测结果表明, 该尾鱼放流后 134 d 共完成了 2205 km 距离的迁移, 平均迁移速度为 0.52 km/h(范围=0.23~7.53 km/h). 中华鲟的栖息水温和栖息水深分别为 22.8°C(范围=17.2°C~29.5°C)和 22.19 m(范围=11.25~32.25 m). 中华鲟的海区迁移和分布与水温、盐度、水深和饵料等环境因素有关. 研究结果有助于弄清中华鲟在海区的空间分布特征和迁移速度, 为后期深入研究中华鲟在海区的生境选择特征提供有价值的信息, 也为该物种的海洋保护和管理提供理论依据.

关键词 卫星遥测, 标志回捕, 迁移, 分布, 海区, 中华鲟

掌握鱼类的迁移和分布是了解鱼类种群动态、进行种群管理和保护的基础. 获得鱼类迁移和分布的方法很多, 包括两大类, 一类是不依赖捕捞的方法(capture-independent methods), 如潜水观察(visual

observation)和水声学探测(hydroacoustics)等; 另一类是依赖捕捞的方法(capture-dependent methods), 如单位努力捕捞量渔获量(catch per unit effort, CPUE)、标志/标记回捕(tag/mark-recapture)、标志遥测(electronic

引用格式: 王成友, 杜浩, 刘猛, 等. 厦门海域放流中华鲟的迁移和分布. 中国科学: 生命科学, 2016, 46: 294–303

Wang C Y, Du H, Liu M, et al. Migrations and distributions of Chinese sturgeon released in the sea of Xiamen. Sci Sin Vitae, 2016, 46: 294–303, doi: 10.1360/N052015-00211

tag telemetry)等. 凭借低成本、高标志效率和大范围的误捕监测, 标志(记)回捕成为目前最广泛使用的手段. 但是标志(记)回捕受到捕捞位点的限制, 可能会低估鱼类的迁移距离和空间分布, 数据的空间分辨率也较低^[1].

卫星标志跟踪凭借不需要布设大量区域监测站的优势, 成为研究海洋水生动物大跨度迁移行为和空间分布的最有效手段. 理想状态下, 卫星标志可以记录光照强度、温度和水深, 待标志到达设定弹出时间, 标志则从鱼体脱离并浮出水面, 浮体开始发射数据至 ARGOS 卫星, 卫星公司再对数据解译后传给用户. 目前, 卫星标志跟踪技术已经成功运用于鲸鲨(*Rhincodon typus*)、鳐(*Pristis pectinata*)、金枪鱼(*Thunnus obesus*)、海龟(*Dermochelys coriacea*)以及大西洋鲔(*Acipenser oxyrinchus*)等水生动物的迁移和分布研究^[2-9].

中华鲟(*Acipenser sinensis* Gray, 1835)是我国国家一级重点保护水生动物, 2010年被国际自然保护联盟(International Union for Conservation of Nature, IUCN)红色目录列为极危级(critically endangered, CR)物种, 国际濒危动植物种贸易公约(Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, CITES)附录 II 保护物种. 目前每年到达葛洲坝产卵场的繁殖群体数量已不足 100 尾(危起伟等, 未发表数据). 中华鲟具有典型的江海洄游习性, 在海中(黄海、东海等海域)长大, 即将成熟的中华鲟(首次性成熟时间: 雌性为 14~26 年; 雄性为 8~18 年)每年 6~8 月进入长江口, 溯江而上到达产卵场, 于次年 10~11 月份进行自然繁殖, 繁殖后的成鱼和幼鱼再次进入海洋生活, 周而复始^[10,11].

中华鲟分布和迁移行为的研究主要集中在淡水生境中, 最早可追溯到 20 世纪 70 年代, 中国水产科学研究院长江水产研究所和四川省水产学校等研究机构在 1973~1975 年采用挂牌标志和回捕的方法对 337 尾中华鲟在长江的降河迁移行为进行了研究. 此后, Kynard 等人^[12]在 20 世纪 90 年代初首次尝试使用超声波遥测手段成功定位了 2 尾中华鲟雄鱼在繁殖期的迁移路线, 危起伟等人^[13,14]1995 年以来持续开展了中华鲟繁殖群体在葛洲坝产卵场附近江段的分布和迁移研究. 作者近期采用超声波标志跟踪技术分别研究了中华鲟繁殖群体在产卵场的迁移和分布、在整个长江的生殖洄游特征, 人工放流群体在葛洲

坝下游江段的降河洄游以及在三峡库区的迁移行为^[11,15-17]. 但是, 受技术手段和研究区域的限制, 中华鲟在海区迁移和分布的研究起步较晚, 仅陈锦辉等人^[18]采用卫星遥测方法获得了 9 尾中华鲟的卫星标志弹出位点地理坐标信息, 这是首次尝试研究中华鲟在海区的迁移和分布, 具有重要意义, 但获得的中华鲟迁移和分布数据相对有限.

在长江沿岸人类活动强度日益加大的背景下, 海洋作为中华鲟重要的自然资源存储库, 是防止中华鲟自然种群灭绝的重要屏障. 本研究通过使用常规标志回捕监测结合卫星遥测手段, 试图获得中华鲟在海区的分布和迁移特征, 包括分布的地理范围、栖息水域特征、迁移路线和速度等, 研究结果有助于掌握中华鲟在海洋的分布边界和重要分布区, 了解中华鲟长江群体对海洋环境(如盐度、温度和水深等)的适应能力, 评估不同的增殖放流策略, 为海区中华鲟保护提供理论依据, 对于中华鲟物种保护具有重要意义.

1 材料方法

1.1 实验鱼来源

实验鱼系长江水产研究所人工繁殖中华鲟子一代(F_1), 其亲本来自葛洲坝下(即为中华鲟长江种群), 不足 1 龄的 F_1 运输到厦门中华鲟繁育基地人工淡水环境饲养. 用于标志放流的实验鱼共 258 尾, 其中 2010 年放流 104 尾 5 龄中华鲟和 4 尾 12 龄中华鲟, 全长范围分别为 105~168 cm ($\bar{x}=146$ cm)和 205~210 cm ($\bar{x}=208$ cm), 体质量范围分别为 19.0~27.0 kg ($\bar{x}=24.5$ kg)和 52.5~62.0 kg ($\bar{x}=58.5$ kg); 2012 年放流 150 尾 4 龄中华鲟, 全长范围为 100~160 cm ($\bar{x}=135$ cm), 体质量范围为 15.0~25.0 kg ($\bar{x}=20.2$ kg).

1.2 中华鲟盐度驯化

放流前 30 天开始对中华鲟实施盐度驯化, 每天增加 1‰, 并观察实验鱼的行为和摄食情况. 盐度达到 20‰后, 每两天增加 1‰, 在放流前增加至 25‰(近海水域盐度值)并保持盐度稳定. 实验鱼放流前 1 周停止投喂.

1.3 中华鲟 DCWT, PIT 和锚标标志

为便于误捕后进行个体识别, 对 258 尾中华鲟采

用微型线码标志(decimal code wire tag, DCWT)、被动射频雷达标志(passive integrated transponder tag, PIT)和锚标志。其中, DCWT 标志是直径 0.25 mm, 长 1 mm 的不锈钢线, 上刻唯一数字编码, 注射至鱼体背鳍基部, 属内置型标志, 需使用专门的仪器读取。PIT 标志为微型电子芯片标志, 每个标志牌具唯一数字编码, 长 2 cm, 注射于鱼体内, 通过 PIT 读取仪在鱼体外读取数字编码。锚标由一种塑料制成线型标记, 长度 10 cm, 线体一端制作成“锚”型倒钩, 用锚标注射器将该端置入中华鲟背部第六块骨板侧的肌肉中, 由于尾部的倒钩作用将标志固定于体内。每个锚标对应唯一的编号以识别标志的鱼。锚标线体上印制电话号码和单位名称, 有利于标志鱼的回收。

1.4 中华鲟卫星信标标志

除了对所有中华鲟进行上述 3 种常规标志以外, 还对 13 尾中华鲟个体采用了弹出式卫星档案标志(pop-up satellite archival tag, PSAT 或 PAT, Wildlife Computers, 美国)。标志牌长度×直径为 175 mm×21 mm, 重 75 g, 探测深度 0~1000 m(分辨率 0.5 m), 工作温度-40~60℃(分辨率 0.05℃)。标志前, 使用 MK 10 Host 软件(Wildlife Computers)设置工作参数: 发射间隔时间均为 10 s, 弹射时间分别设置为 90 天($n=1$), 100 天($n=3$), 180 天($n=4$), 365 天($n=5$) (表 1)。

根据中华鲟身体具有骨板的特点, 选择背骨板作为卫星信标固定点。2010 年 2 月, 使用 1 个模拟标(Wildlife Computers, 质量、材料和外部构造与卫星信

标相同)对 4 龄中华鲟进行了预标志, 结果显示, 选择第 5~6 块背骨板标志效果良好, 既不会影响尾部摆动, 也不易脱落。具体标志方法: 使用手持式高速微型电钻在中华鲟第六块背骨板处钻孔(孔径为 4 mm), 将标志牌尾部连接的尼龙单丝穿入孔后, 再将尼龙单丝折回对接并使用 2 cm 长的不锈钢套管将其压紧后形成一个封闭线圈(图 1)。标志完成后, 将标志个体放回养殖池暂养, 确定每尾鱼的活动情况正常才可作为放流对象。

1.5 放流时间和放流地点

放流时间分别为 2010 年 4 月 22 日和 2012 年 11 月 6 日, 放流地点为厦门九龙江口海域(表 2, 图 2)。

1.6 数据收集和处理

放流中华鲟的信息收集主要来自两种途径。(i) 带有普通标志的放流个体, 其信息回收主要依靠沿海渔民误捕反馈; (ii) 13 尾卫星标志个体, 卫星标志在预设弹出时间脱离鱼体上浮到水面, 通过卫星遥测获取数据, 主要包括时间、地理坐标、水深和水温等重要信息。迁移速度的处理分为 2 种: 卫星标志个体编号(identity, ID)=32823 的迁移速度根据获取的多个不同时间段的定位数据进行分段计算; 其他卫星标志个体以及回捕个体则根据最后定位点同时结合黄海高程 0 m 水位线计算最短直线迁移速度。使用非参数检验比较不同年份放流个体以及回捕个体与卫星遥测个体之间的迁移速度差异性, 分析软件为 SPSS 18.0。

表 1 卫星标志中华鲟生物学特征以及放流监测基本情况^{a)}

放流时间	ID(PAT)	年龄	全长(cm)	体重(kg)	预设/实际 弹出时间(d)	沿大陆架直线迁移 距离(km)	标志牌弹出位点	
							纬度(°)	经度(°)
2010/4/22	32821	12	205	52.5	90/-	-	-	-
2010/4/22	32822	12	206	61.0	180/188	2205	38.959	128.430
2010/4/22	32823	12	210	62.0	365/134	1167	31.546	125.744
2010/4/22	32845	12	201	58.5	365/13	11	24.418	117.939
2012/11/6	100152	4	146	17.7	180/36	116	24.888	118.895
2012/11/6	100157	4	150	19.0	100/-	-	-	-
2012/11/6	100158	4	149	20.0	100/99	201	25.148	119.013
2012/11/6	100159	4	152	17.7	100/25	23	24.465	117.798
2012/11/6	100160	4	150	21.6	365/55	70	24.323	118.720
2012/11/6	100161	4	143	17.0	180/9	22	23.845	114.974
2012/11/6	100162	4	151	21.0	365/68	232	29.954	144.669
2012/11/6	100163	4	155	22.0	180/27	16	24.410	117.878
2012/11/6	32844	4	142	18.5	365/-	-	-	-

a) “-”: 未获得弹出数据

图 1 卫星信标及标志部位

2 结果

2.1 放流中华鲟基本监测概况

共收集到 21 尾常规标志中华鲟回捕信息以及 10 尾卫星标志中华鲟的迁移和分布位点信息(常规标志回捕中华鲟中未发现卫星标志个体). 其中, 2010 年分别获取了 14 尾中华鲟误捕信息和 3 尾中华鲟卫星遥测信息, 数据获取时间为 2~382 天($\bar{x}$ =202 天); 2012 年分别获取 7 尾中华鲟误捕信息和 7 尾中华鲟卫星遥测信息, 数据获取时间为 10~128 天($\bar{x}$ =56 天).

2.2 卫星标志中华鲟的分布

共获得 3 尾 2010 年卫星标志中华鲟的迁移信息: 1 尾(ID=32845)位于放流点附近; 1 尾(ID=32823)向北迁移至东海海域, 距放流点和长江口的直线距离分别为 1167 和 350 km; 1 尾(ID=32822)向北迁移至朝鲜东部海域, 距放流点直线距离为 2205 km.

共获得 7 尾 2012 年卫星标志中华鲟的迁移信息: 3 尾个体(ID=100159, 100161 和 100163)位于放流点附近; 1 尾个体(ID=100162)跨过台湾海峡进入南海海

表 2 放流中华鲟的回捕信息

编号	放流时间	地理信息			鱼体信息			
		地点	纬度(°)	经度(°)	全长(cm)	体重(kg)	距放流时间(d)	迁移距离(km)
1	2010/4/22	福建漳州市九龙江口	24.425	117.919	170	33.5	2	3
2	2010/4/22	厦门市鼓浪屿附近海域	24.423	118.087	165	28.0	6	4
3	2010/4/22	台湾金门县海域	24.375	118.260	170	22.0	6	23
4	2010/4/22	浙江舟山群岛	30.147	122.302	125	15.5	33	849
5	2010/4/22	浙江温州市七都镇	27.926	120.976	160	27.5	86	534
6	2010/4/22	台湾海峡	24.431	119.029	155	19.0	220	105
7	2010/4/22	福建福清市海坛海峡	25.321	119.651	174	36.0	219	212
8	2010/4/22	福建平潭芬尾海域	25.397	119.807	179	29.5	223	227
9	2010/4/22	福建惠安县东部海域	24.919	119.030	126	17.0	255	129
10	2010/4/22	福建平潭海域	25.508	119.879	145	22.5	293	241
11	2010/4/22	山东日照市岚山区海域	35.148	119.501	158	29.5	362	1488
12	2010/4/22	浙江象山市贺浦海域	29.103	122.024	158	22.5	369	715
13	2010/4/22	浙江舟山群岛	30.079	122.385	120	15.0	376	838
14	2010/4/22	浙江温州市七都镇	27.924	120.909	142	22.5	382	532
15	2012/11/6	福建晋江金井镇南江村	24.521	118.673	125	11.0	10	70
16	2012/11/6	福建泉州张坂镇浮山村	24.856	118.873	120	9.0	11	120
17	2012/11/6	福建泉州海域	24.831	118.758	153	21.5	42	100
18	2012/11/6	福建泉州海域	24.817	118.790	177	43.0	43	110
19	2012/11/6	福建漳浦县佛坛镇	24.185	117.945	176	27.5	47	50
20	2012/11/6	浙江象山县鹤浦镇	29.085	121.994	133	20.0	114	710
21	2012/11/6	长江口东部海域	31.221	121.913	176	55.0	134	870

图2 放流中华鲟在海区的空间分布

域, 直线迁移距离为 232 km; 1 尾个体(ID=100160)向东迁移了 70 km; 剩余 2 尾个体分别向北迁移了 116 和 201 km(表 1)。

从分布纬度来看, 分布最北中华鲟(ID=32823)的纬度为 38.959° , 分布最南中华鲟(ID=100162)的纬度为 23.054° , 纬度范围达到了 15.905° 。

2.3 回捕中华鲟的分布

2010 年和 2012 年放流的个体中, 共有 21 尾个体被回捕, 平均回捕时间为 154 天(范围=2~382 天), 沿大陆架直线迁移距离平均值为 378 km(范围=3~1488 km)。其中, 1 尾个体往南迁移至福建漳浦县佛坛镇, 迁移距离为 50 km; 6 尾在放流点附近被误捕; 剩余 14 尾均向北迁移, 最远到达山东日照岚山区海域, 迁移距离为 1488 km(表 2)。

从经度上来看, 所有获得位置信息的 31 尾中华鲟(包括卫星标志中华鲟和回捕中华鲟)均位于大陆架内, 其中 3 尾个体距离海岸线距离分别为 350(ID=32823)、41(ID=6)和 29 km(ID=100160), 其他 28 尾个

体离海岸线距离均在 15 km 以内。此外, 中华鲟集中分布的位点主要位于舟山群岛、泉州和温州附近海域。

2.4 卫星标志中华鲟的迁移速度

卫星标志中华鲟的平均迁移速度为 3.19 km/天, 其中, 1 尾位于放流点附近 15.9 km 的中华鲟迁移速度最小, 仅为 0.68 km/天; 而 1 尾到达朝鲜东部海域的中华鲟迁移速度最快, 达到 11.73 km/天。此外, 2010 年放流的 2 尾中华鲟的迁移速度远大于其他个体, 分别达到了 11.73 和 8.57 km/天(图 3A)。通过 Pearson 相关性分析发现, 卫星标志中华鲟的迁移速度与迁移距离之间没有显著相关性($P>0.05$)。

2.5 回捕中华鲟的迁移速度

回捕中华鲟的迁移速度为 4.19 km/天, 其中, 台湾海峡误捕的 1 尾中华鲟的迁移速度最小, 为 0.48 km/天; 1 尾迁移至浙江舟山群岛的中华鲟迁移速度最快, 为 25.73 km/天(图 3B)。Pearson 相关性分析结果同样显示了误捕中华鲟的迁移速度与迁移距离之

间没有显著相关性($P>0.05$).

对卫星标志个体和误捕个体进行总体分析来看, 2 尾向南迁移个体的迁移速度分别为 1.87 和 1.06 km/天, 其他 29 尾个体的迁移速度为 4.03 km/天(范围=0.48~25.73 km/天). 非参数检验结果显示, 不同放流年份之间以及卫星标志中华鲟与误捕中华鲟之间均没有显著性差异.

此外, 获得了 1 尾卫星标志个体(ID=32823)的详细迁移路线, 该尾中华鲟在海区呈向北迂回式迁移状态, 放流初期(R1~R3)向南迁移 185 km, 迁移速度由 5.51 增至 180.69 km/天; 后折回向北迁移, 迁移速度降低至 10.64 km/天(R4), 并在之后的 1115 km 范围(R4~R7)保持相似的迁移速度, 最后区段的迁移速度再次增加至 65.76 km/天(R8) (图 3C, 图 4).

图 3 卫星标志(A)、标志回捕(B)和 ID=32823(C)中华鲟在海区的迁移速度

图4 ID=32823 中华鲟的迁移路线

2.6 中华鲟的栖息水深(ID=100160)和水温(ID=32823 和 ID=100160)

获得了 1 尾卫星标记中华鲟(ID=100160)较为详细的水深数据(图 4). 结果显示, 该尾中华鲟在 2012 年 11 月 7 日至 12 月 26 日共 50 天内的日平均栖息水深为 22.19 m(范围=11.25~32.25 m). 从图 5 可看出, 中华鲟逐日栖息水深呈现出一定的波动趋势.

监测到 2 尾卫星标志中华鲟的水温数据. 其中, ID=32823 放流后 126 天的水温结果显示, 该尾鱼平均栖息水温为 22.8℃(范围=17.2℃~29.5℃), 随着时间由春季至夏季, 中华鲟栖息水温显示逐渐上升的趋势. 相反, ID=100160 放流后, 栖息水温从 22.11℃ 逐渐降低至 16.17℃, 平均栖息水温为 19.58℃. 从图 5 可以看出, 栖息水温受栖息水深的影响较小.

图5 卫星标志中华鲟(ID=100160)在海洋中的日均栖息水深和栖息水温

3 讨论

卫星标志已经成功应用于很多远洋、浅水层生活以及经常浮出水面的海洋水生动物迁移和分布研究. 鲟鱼的卫星遥测开始于 21 世纪初, 目前国外主要开展了中吻鲟(*A. medirostris*)、大西洋鲟(*A. oxyrinchus*)、欧洲鳇(*Huso huso*)和裸腹鲟(*A. nudiventris*)的水平运动遥测^[5,19-22]. 从卫星遥测效果看, 尽管获得了超过 8 个月的中吻鲟跟踪数据, 但是受低光照水平和太平洋东岸水体低透明度的影响, 定位精度较差^[19]; 大西洋鲟的遥测则因卫星标志牌在鱼体放流后不久就脱落而没有获得有价值的数据^[21]; 陈锦辉等人^[18]对中华鲟的卫星遥测效果同样存在数据回收率较低(64.28%)和数据量小(仅获得 9 尾个体的标志弹出后的坐标数据)的问题; 仅 Erickson 等人^[5]对大西洋鲟的卫星遥测效果较好. 本实验中, 部分卫星标志的遥测效果也不理想, 3 尾(23%)卫星标志中华鲟未获得定位数据, 标志信息回收率与大眼长尾鲨(*Alopias superciliosus*, 62%)^[23]、太平洋睡鲨(*Somniosus pacificus*, 67%)^[24]和大西洋鲟(65.2%)^[5]接近; 此外, 多数卫星标志提前释放出水面, 并且已获得卫星遥测信号标志牌的数据获取量偏小. 总之, 该方法应用于鲟鱼类的遥测还存在一定的问题, 但相对于其他研究方法, 卫星遥测仍然是获得鲟鱼趋于真实海洋大范围分布的有效手段^[5]. 此外, 为了获得更多的分布和迁移数据, 捕捞监测作为本实验的一个重要补充, 其监测结果与卫星遥测数据基本吻合.

造成遥测效果不理想的因素较多. 其中, 未获取部分标志信号的原因主要包括: (i) 卫星遥测自身存在的缺陷, 即 Argos 卫星扫描具有一定的范围, 只有当卫星标志浮出水面的时间和位置与卫星扫描范围一致时才会被记录到^[25]; (ii) 鲟鱼主要生活在近海, 近岸带的无线电等通信网络会对卫星遥测产生较大的干扰^[5]; (iii) 其他一些因素如标志天线损坏^[26]、鱼体死亡或被捕获^[18]以及标志释放后未处于开阔水域^[8]等; (iv) 卫星标志定位精度也因定位方式的不同而有差异, 当卫星标志牌从鱼体脱离并浮出水面后, Argos 卫星通过多普勒位移的无线传输原理 (Doppler shift of the radio transmissions) 使定位精度达到 ± 150 m 误差. 然而, 在标志脱离鱼体之前的位置信息主要依靠光基定位 (light-based relocation), 其中, 纬度定位依靠日长 (day length), 经度定位依靠当地正午时间 (time of local noon), 这种定位方法受光衰减、水体浑浊度和水生动物垂直游泳行为的影响, 误差变化较大, 并且纬度的误差大于经度, 信号质量分别为 G, 3, 2, 1, 0, (a, b, z) 对应的误差范围为 100, 250, 250~500, 500~1500, >1500 m, 非精确性估算 (no accuracy estimation), 基于此, 本实验所用数据的信号质量为 G, 3, 2, 1, 则最终的误差为 <1500 m.

从整体的迁移和分布来看, 放流后, 中华鲟幼鱼和亚成体均没有进入淡水, 这与中华鲟在性成熟之前的海洋生活史是一致的^[9]. 中华鲟分布纬度范围达到了 15.905° , 超过了陈锦辉等人^[18]的研究结果 (13°), 分布最北的位置位于朝鲜的东部海域, 说明中华鲟的海洋分布范围大, 这是中华鲟物种生存和保护的优势. 但是, 该尾中华鲟是如何越过中日韩海域深水区抵达朝鲜东部海域的, 值得研究. 此外, 中华鲟作为分布最南端的鲟形目鱼类, 1996 年以前在珠江也有分布, 本实验放流点选择在长江种群和珠江种群的海区分布交界位置, 但结果发现, 仅有 2 尾中华鲟放流后向南迁移, 并且最远距离也仅位于汕头海域, 远未达到与珠江口同纬度的海域, 这说明中华鲟长江种群与珠江种群可能对盐度和温度的偏好可能存在较大差异. 从经度分布来看, 绝大多数中华鲟分布于沿岸带 15 km 以内, 这可能与大陆架浅海区 (尤其是水深 50 m 内) 的底栖动物较丰富有关^[27].

影响鲟鱼海洋分布的环境因素很多, 如水温、光

照、食物、水深、盐度、水体透明度等^[5,28,29]. 对于中华鲟来说, 温度是中华鲟纬度迁移和分布的限制因子. 本实验的两次放流中, 春季 (2010 年 4 月 22 日) 放流中华鲟的向北 (冷水温区域) 迁移距离明显大于冬季 (2012 年 11 月 6 日) 放流个体, 而且唯一两尾中华鲟向南迁移均发生在冬季, 因此, 作者认为水温可能是中华鲟的海区迁移和分布的最主要驱动因子和限制因子. 此外, 盐度和水深是中华鲟距离海岸线分布的限制因子, 通过分析发现, 中华鲟分布位置的盐度均小于 31‰ ^[30,31], 绝大部分分布位置的水深也在大陆架 50 m 以内. 饵料丰度则影响了中华鲟具体的迁移和分布位点, 中华鲟集中分布的 3 个区域的饵料资源相对较为丰富^[32]. 这些都与俄罗斯鲟、闪光鲟、欧洲鳇和大西洋鲟^[5,28,29]的研究结果十分相似, Khodorevskaya 和 Krasikov^[28]认为春季水温上升促使俄罗斯鲟向里海的北部迁移, 而夏季会迁移到底栖饵料生物丰富的水域; Erickson 等人^[5]通过对卫星遥测发现, 在 Hudson 河口卫星标志放流的大西洋鲟主要分布范围在纽约长岛 (Long Island) 至切萨皮克湾 (Chesapeake Bay) 之间, 水深分布范围在 5~40 m. 除了以上环境影响因素, McLean 等人^[33]通过对大西洋鲟的小范围定位发现, 鲟鱼的分布还可能与潮汐和月夜有关.

海洋作为中华鲟物种保存极为重要的种质资源库, 开展海洋重要水域中华鲟的保护具有重要意义, 从监测结果来看, 舟山群岛、泉州和温州附近海域是中华鲟的聚集分布区, 这与杨德国等人^[34]对长江标志放流中华鲟幼鱼到达海区位置基本一致 (浙江温岭和嵊泗海区各 1 尾). 因此, 建议重点加强这些区域的渔民宣传和监管, 减少中华鲟的误捕率, 并且确保在误捕发生时能够使个体得到快速有效的救治. 甚至在条件成熟时, 将这些海域作为中华鲟海洋自然保护区.

对浙江象山捕获致死的一尾中华鲟 (编号为 20#, 监测时长 114 天) 的胃肠内含物解剖观察结果发现, 食物组成主要包括黄鲫 (10 尾)、乌贼 (1 尾)、磷虾 (1 尾)、蟹类残体 (3 尾) 等, 腐殖质含量近 50%, 其体重亦增加了 1.2 kg. 该尾解剖个体直接证明了中华鲟在海区放流后可以正常摄食和生长, 并且摄食效果优于淡水放流个体, 表明人工增殖放流中华鲟能够适应海洋环境并在海洋中生存和生长.

参考文献

- 1 Lucas M C, Baras E. Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment. *Fish Fish*, 2000, 1: 283–316
- 2 Eckert S. High-use oceanic areas for Atlantic leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) as identified using satellite telemetered location and dive information. *Mar Biol*, 2006, 149: 1257–1267
- 3 Arrizabalaga H, Pereira J G, Royer F, et al. Bigeye tuna (*Thunnus obesus*) vertical movements in the Azores Islands determined with pop-up satellite archival tags. *Fish Oceano*, 2008, 17: 74–83
- 4 Brunnenschweiler J M, Baensch H, Pierce S J, et al. Deep-diving behaviour of a whale shark *Rhincodon typus* during long-distance movement in the western Indian Ocean. *J Fish Biol*, 2009, 74: 706–714
- 5 Erickson D L, Kahnle A, Millard M J, et al. Use of pop-up satellite archival tags to identify oceanic-migratory patterns for adult Atlantic Sturgeon, *Acipenser oxyrinchus oxyrinchus* Mitchell, 1815. *J Appl Ichthyol*, 2011, 27: 356–365
- 6 Chittenden C M, ÅDlandsvik B, Pedersen O P, et al. Testing a model to track fish migrations in polar regions using pop-up satellite archival tags. *Fish Oceano*, 2013, 22: 1–13
- 7 Rogers P J, Huveneers C, Goldsworthy S D, et al. Broad-scale movements and pelagic habitat of the dusky shark *Carcharhinus obscurus* off Southern Australia determined using pop-up satellite archival tags. *Fish Oceano*, 2013, 22: 102–112
- 8 Carlson J K, Gulak S J B, Simpfendorfer C A, et al. Movement patterns and habitat use of smalltooth sawfish, *Pristis pectinata*, determined using pop-up satellite archival tags. *Aquatic Conservation: Mar Freshw Eco*, 2014, 24: 104–117
- 9 郑仰桥, 靳少非, 伍玉梅, 等. 分离式卫星标志放流技术及其在金枪鱼渔业中的应用. *渔业信息与战略*, 2012, 27: 295–302
- 10 四川省长江水产资源调查组. 长江鲟鱼类生物学及人工繁殖研究. 成都: 四川科学技术出版社, 1988
- 11 Wang C Y, Wei Q W, Kynard B, et al. Migrations and movements of adult Chinese sturgeon *Acipenser sinensis* in the Yangtze River, China. *J Fish Biol*, 2012, 81: 696–713
- 12 Kynard B, Wei Q W, Ke F E. Use of ultrasonic telemetry to locate the spawning area of Chinese sturgeon. *Chin Sci Bull*, 1995, 40: 668–671
- 13 危起伟, 杨德国, 柯福恩, 等. 长江中华鲟超声波遥测技术. *水产学报*, 1998, 22: 211–217
- 14 Yang D, Kynard B, Wei Q, et al. Distribution and movement of Chinese sturgeon, *Acipenser sinensis*, on the spawning ground located below the Gezhouba Dam during spawning seasons. *J Appl Ichthyol*, 2006, 22: 145–151
- 15 Wang C Y, Kynard B, Wei Q W, et al. Spatial distribution and habitat suitability indices for non-spawning and spawning adult Chinese sturgeons below Gezhouba Dam, Yangtze River: effects of river alterations. *J Appl Ichthyol*, 2013, 29: 31–40
- 16 Wang C Y, Du H, Zhang H, et al. Migration of juvenile and sub-adult Chinese sturgeon *Acipenser sinensis* Gray, 1835 in the Yangtze River, China below the Gezhouba Dam. *J Appl Ichthyol*, 2014, 30: 1109–1114
- 17 Du H, Wang C Y, Wei Q W, et al. Distribution and movement of juvenile and sub-adult Chinese sturgeon (*Acipenser sinensis* Gray, 1835) in the Three Gorges Reservoir and the adjacent upstream free-flowing Yangtze River section: a re-introduction trial. *J Appl Ichthyol*, 2013, 29: 1383–1388
- 18 陈锦辉, 庄平, 吴建辉, 等. 应用弹式卫星数据回收标志技术研究放流中华鲟幼鱼在海洋中的迁移与分布. *中国水产科学*, 2011, 18: 437–442
- 19 Erickson D L, Hightower J E. Oceanic distribution and behavior of green sturgeon. *Am Fish Soc Symp*, 2007, 56: 197–201
- 20 Sulak K J, Edwards R E, Hill G W, et al. Why do sturgeons jump? Insights from acoustic investigations of the Gulf sturgeon in the Suwanee River, Florida, USA. *J Appl Ichthyol*, 2007, 18: 617–620
- 21 Edwards R E, Parauka F M, Sulak K J. New insights into marine migration and winter habitat of Gulf sturgeon. *Am Fish Soc Symp*, 2007, 56: 183–196
- 22 Doukakis P, Erickson D, Baimukhanov M, et al. Field and genetic approaches to enhance knowledge of Ural River sturgeon biology. In: Lagutov V, ed. *Rescue of Sturgeon Species in the Ural River Basin*. Netherlands: Springer, 2008. 277–292
- 23 Musyl M, Brill R, Curran D, et al. Ability of archival tags to provide estimates of geographical position based on light intensity. In: Sibert J R, Nielsen J L, eds. *Electronic Tagging and Tracking in Marine Fisheries*. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 2001. 343–350
- 24 Hulbert L, Sigler M, Lunsford C R. Depth and movement behaviour of the Pacific sleeper shark in the northeast Pacific Ocean. *J Fish Biol*, 2006, 69: 406–425
- 25 Collecte localisation satellites (CLS). Argos User's Manual. 2008
- 26 Hays G C, Bradshaw C J A, James M C, et al. Why do Argos satellite tags deployed on marine animals stop transmitting? *J Exp Mar Biol Ecol*, 2007, 349: 52–60

- 27 张均龙. 黄海大型底栖生物多样性与群落结构的研究. 博士学位论文. 北京: 中国科学院研究生院, 2012
- 28 Khodorevskaya R P, Krasikov Y V. Sturgeon abundance and distribution in the Caspian Sea. *J Appl Ichthyol*, 1999, 15: 106–113
- 29 Ruban G I, Khodorevskaya R P. Caspian Sea sturgeon fishery: a historic overview. *J Appl Ichthyol*, 2011, 27: 199–208
- 30 郑琰明, 康建成, 钟巍, 等. 2004 年夏初、秋末长江口外海区冲淡水及羽状锋的盐度特征. *海洋与湖沼*, 2009, 40: 275–282
- 31 刘兴泉, 侯一筠, 尹宝树, 等. 长江口及其邻近海区环流和温、盐结构动力学研究 IV 盐度结构. *海洋与湖沼*, 2015, 46: 526–533
- 32 黄海萍, 陈彬, 陈光程, 等. 中国海岛潮下带大型底栖动物时空分布特征. *中国环境科学*, 2012, 32: 1888–1894
- 33 McLean M F, Simpfendorfer C A, Heupel M R, et al. Diversity of behavioural patterns displayed by a summer feeding aggregation of Atlantic sturgeon in the intertidal region of Minas Basin, Bay of Fundy, Canada. *Mar Ecol-PR*, 2014, 496: 59–69
- 34 杨德国, 危起伟, 王凯, 等. 人工标志放流中华鲟幼鱼的降河洄游. *水生生物学报*, 2005, 29: 26–30

Migrations and Distributions of Chinese Sturgeon Released in the Sea of Xiamen

WANG ChengYou¹, DU Hao¹, LIU Meng³, WEI QiWei^{1,2}, ZHANG Hui¹, WU JinMing¹, LIU ZhiGang¹ & SHEN Li¹

¹ Key Laboratory of Freshwater Biodiversity Conservation, Ministry of Agriculture of China, Yangtze River Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Wuhan 430223, China;

² Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430070, China;

³ The Department of Water Environment, China Institute of Water Resources and Hydropower Research, Beijing 100038, China

In order to know the migrations and distributions of released Chinese sturgeon (*Acipenser sinensis* Gray, 1835) in the sea, a total of 258 fish (Age=4–12 years and TL=142–210 cm) were tagged and released in the Jiulongjiang estuary of Xiamen City during 2010–2012. Among these tagged fish, 13 individuals were implanted with the pop-up satellite archives tags (PAT) and the remaining were tagged using the decimal code wire tag (DCWT), passive integrated transponder tag (PIT) and Anchor tags. According to the data from a total of 21 recaptured fish and 10 satellite-tagged fish, we found that Chinese sturgeon mostly distributed in the shelf with the offshore range <15 km. Additionally we found that three fish were respectively at 350, 41 and 29 km. From the distributions of latitude, the sturgeon migrated southward as far as 1.366° to reach the South China Sea, while others migrated northward by 14.539° to reach the eastern sea of North Korea, with the total latitude range of 15.905°. Mean linear migration distance and speed along the continental shelf were 449/378 km (satellite-tagged/recaptured fish; range=11–2205/3–1488 km) and 0.18/0.18 km/h (satellite-tagged/recaptured fish; range=0.03–0.73/0.02–1.07 km/h). Additionally, the recaptured and satellite-tagged fish were mostly located in a cluster in the sea of Fujian and Zhejiang Province including Quanzhou, Fuzhou and Zhoushan Islands. The detailed monitoring data from one satellite-tagged fish showed that it migrated 2205 km during 134 days with the mean speed of 0.52 km/h (range=0.23–7.53 km/h). The mean temperature of fish inhabiting was 22.8°C (range=17.2°C–29.5°C) as well as the fish depth of 22.19 m (range=11.25–32.25 m). These results would not only help understand the migration traits and spatial distribution of Chinese sturgeon in the sea, but also provide reference data for a deep study of habitat choice and protection management within the sea.

satellite telemetry, tag-recapture, migrations, distributions, in the sea, Chinese sturgeon

doi: 10.1360/N052015-00211