

ФЕДЕРАЛЬНОЕ АГЕНТСТВО ПО РЫБОЛОВСТВУ

ВОПРОСЫ РЫБОЛОВСТВА

Том 21 №1 2020

Январь — март

Основан в 2000 г.
Выходит 4 раза в год
ISSN 0234-2774

Главный редактор:
О.А. Булатов

Редакционный совет:
К. В. Колончин (председатель),
А. А. Байталюк, В. А. Беляев, Э. В. Бубунец
А. В. Долгов, А. В. Жигин, А. М. Каев,
А. Н. Котляр (научный редактор),
А. А. Лукин, Д. С. Павлов, Г. И. Рубан, Г. Е. Серветник,
А. А. Смирнов, Е. Н. Шадрин, В. П. Шунтов

Заведующая редакцией Е. В. Трезубова
Адрес редакции: 107140, Москва,
ул. Верхняя Красносельская, д. 17,
тел.: 8 (499) 264-65-33, e-mail: vr@vniro.ru



FEDERAL AGENCY FOR FISHERIES

PROBLEMS OF FISHERIES

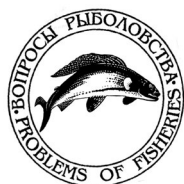
Vol. 21 issue 1 2020

January – march

Founded in 2000
Four issues every year
ISSN 0234-2774

Editor-in-chief:
O.A. Bulatov

Editorial Board:
K.V. Kolonchin (Chairman),
A.A. Baitalyuk, V.A. Belyaev, E.V. Bubunets,
A.V. Dolgov, A.M. Kaev,
A.N. Kotlyar (Scientific Editor), A.A. Lukin,
D.S. Pavlov, G.I. Ruban, G.E. Servetnik, E.N. Shadrin,
V.P. Shuntov, A.A. Smirnov, A.V. Zhigin



Staff Editor *E.V. Tregubova*
Address of the Editorial Office: Nr. 17,
Verkhnaya Krasnosel'skaya, 107140, Moscow
Phone: 8 (499) 264-65-33, e-mail: vr@vniro.ru

СОДЕРЖАНИЕ

ОБЗОР

- Прошлое и настоящее видов рода *Carassius* Средневолжского региона
С.П. Монахов, А.О. Аськеев, И.В. Аськеев, Д.Н. Шаймуратова,
О.В. Аськеев, А.А. Смирнов 5

ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ

- Рыбохозяйственное значение малой реки Труев Приволжья после расчистки русла
А.Ю. Асанов 20

ДИНАМИКА ЧИСЛЕННОСТИ

- Оценка максимального устойчивого улова морских окуней рода *Sebastes* с использованием функции улова на рекрута
М.В. Почтарь 31

ПРОМЫСЕЛ ГИДРОБИОНТОВ

- Интенсивность рыболовства в российской части Вислинского залива
С.В. Шибаев 41
- Прилов и выбросы водных биоресурсов при тралово-снюрреводном промысле в Дальневосточном рыбохозяйственном бассейне
О.Э. Бадаев 53

АКВАКУЛЬТУРА И ИСКУССТВЕННОЕ ВОСПРОИЗВОДСТВО

- Многолетняя изменчивость начала нереста и оседания Приморского гребешка (*Mizuhopecten yessoensis*) в бухте Миносок (залив Посьета, Японское море)
Н.И. Григорьева 67
- Роль полихет в сообществе обрастания на мидийно-устричных фермах (Крым, Черное море)
Е.В. Лисицкая, С.В. Щуров 74
- Некоторые технологические особенности производства двустворчатых моллюсков в Черном море
О.Ю. Вялова 84

РЫБОХОЗЯЙСТВЕННАЯ ТОКСИКОЛОГИЯ

- Оценка токсического воздействия фунгицидов класса карбоксамидов на пресноводного рачка *Daphnia magna straus*
Е.А. Федорова, О.А. Зинчук 90

МЕТОДИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

- Уточнение когортной модели для оценки состояния запаса трески Баренцева моря
Д.А. Васильев, Ю.А. Ковалев, А.А. Четыркин 98
- Использование промысловой статистики для корректировки оценок запасов краба-стригуна опилио в морях России
А.И. Буяновский 106

CONTENTS

REVIEWS

- Past and present species of genus *Carassius* of the middle Volga region
S.P. Monakhov, A.O. Askeyev, I.V. Askeyev, D.N. Shaymuratova,
O.V. Askeyev, A.A. Smirnov 5

AQUATIC ECOSYSTEMS

- Fishing value of the small Truev river Volga region after cleaning the channel
A.U. Asanov 20

DYNAMICS OF ABUNDANCE

- Assessment of the maximum sustainable yield of *Sebastes* redfish using the catch per recruit function
M.V. Pochtar 31

FISHERY OF HYDROBIONTS

- Fishing intensity in the Russian part of Vistula lagoon
S.V. Shibaev 41
By-catch and discard in the trawl and snurrevod fishery in the Far East fishery basin
O.Z. Badaev 53

AQUACULTURE AND ARTIFICIAL REPRODUCTION

- The long-term variability of the beginning of the yesso scallop (*Mizuhopecten yessoensis*) spawning and larvae settlement in Minonosk Bay (Posyet bay, Peter the great bay, Sea of Japan)
N.I. Grigoryeva 67
The polychaetes role in fouling community on the mussel-oysters farms (Crimea, the Black Sea)
E.V. Lisitskaya, S.V. Shchurov 74
Some technological features of the production of bivalves in the Black Sea
O. Yu. Vyalova 84

FISHERY TOXICOLOGY

- Assessment of carboxamide fungicides toxicity on the freshwater crustacean *Daphnia magna* *straus*
E.A. Fedorova, O.A. Zinchuk 90

METHODOLOGICAL ASPECTS OF FISHERY INVESTIGATIONS

- The clarified cohort model for the Barents Sea cod stock assessment
D.A. Vasilyev, Yu.A. Kovalev, A.A. Chetyrkin 98
The Snow crab stocks dynamics in the Russian seas: attempt of the corrected assessment application
A.I. Buyanovsky 106

УДК 597.554.3

ПРОШЛОЕ И НАСТОЯЩЕЕ ВИДОВ РОДА *CARASSIUS* СРЕДНЕВОЛЖСКОГО РЕГИОНА

© 2020 С. П. Монахов¹, А. О. Аськеев¹, И. В. Аськеев¹, Д. Н. Шаймуратова¹,
О. В. Аськеев¹, А. А. Смирнов^{2, 3}

¹ Институт проблем экологии и недропользования Академии наук Республики Татарстан
(ИПЭН АН РТ), г. Казань, 420087

² Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии
(ВНИРО), г. Москва, 107140

³ Северо-Восточный государственный университет (СВГУ), г. Магадан, 685000
e-mail: serega-28@inbox.ru

Поступила в редакцию: 30.12.2019 г.

Представлены результаты исследования исторического и современного распространения двух видов рода *Carassius* на территории Республики Татарстан и Среднего Поволжья. Приводятся материалы по остеологической дифференцировке трех видов рода *Carassius*.

Ключевые слова: обыкновенный карась, серебряный карась, Республика Татарстан, Среднее Поволжье, палеонтологические и археологические памятники, костные остатки, распространение, остеологический материал.

ВВЕДЕНИЕ

Виды рыб из рода *Carassius* являются широко распространенными на территории Среднего Поволжья. В недалеком прошлом, обыкновенный (золотой) карась (*Carassius carassius* (Linnaeus, 1758)) обитал в поймах рек, озерах и прудах повсеместно, напротив, серебряный карась (*Carassius gibelio* (Bloch, 1782)) имел мозаичное распространение и низкую численность. В дальнейшем ряд факторов, наложившихся друг на друга, таких как, зарегулирование стока р. Волги, приведшее к дестабилизации ихтиофауны Волжского бассейна, а так же развитие рыборазводных и акклиматизационных работ с завозом амурской двуполой формы серебряного карася, дали резкую вспышку численности и широкое распространение данного вида, как в системах рек, так и озерно-прудовом комплексе. В это же время произошло сокращение численности и ареала обыкновенного (золотого) карася.

Отечественные ихтиологи, как правило, используют научное название серебряно-

го карася как — *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758), либо — *Carassius auratus gibelio* (Bloch, 1782) (Богущая, Насека, 2004). Однако, с таксономической точки зрения имя «*gibelio*», предложенное Блохом (1782), следует использовать вместо «*auratus*» для названия серебряного карася, а название вида «*auratus*», используемое Линнеем (1758) использовать для названия китайского карася (золотой рыбки) (Sakai et al., 2009). В современной ихтиофауне мира насчитывается 6 видов рода *Carassius* и один неописанный вид (Kalous et al., 2012; Rylkova, Kalous, 2013; Rylkova et al., 2013). Три вида обитают в естественных водоемах России, два вида в Республике Татарстан (РТ): обыкновенный (золотой) карась — *Carassius carassius* и серебряный карась — *Carassius gibelio*.

В настоящей работе представлены описания исторического распространения двух видов рода *Carassius*, на территории РТ и Средней Волге с использованием палеоихтиологических и археоихтиологических дан-

ных, а также сведений из научной ихтиологической литературы XVIII—XX вв. В статье так же рассматриваются вопросы современного распространения карасей на территории РТ. Приводятся данные по остеологической дифференцировке современных представителей трех видов рода *Carassius*.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Для изучения древнего распространения и значения карасей в уловах древних жителей нами использовались палеоихтиологические и археоихтиологические данные с территории РТ и Средней Волги (Аськеев И. и др., 2011 а, б, 2013; Галимова и др., 2013). Субфосильные остатки рода *Carassius* были диагностированы в коллекциях костей и чешуи рыб, в 12-ти из 25-ти изученных археологических памятников (временного отрезка с III по первую четверть XIX в.н.э.) на пространстве вдоль Средней и Нижней Волги (от Нижнего Новгорода до Саратова) и нижнего течения р. Камы (рис. 1). Всего определено 180 экз. костных остатков и 215 экз. чешуи. Идентификация элементов скелета, видовой принадлежности и реконструкция размеров (стандартная длина тела — *SL*) фосильных и субфосильных карасей проводились на основе эталонной остеологической коллекции костей и чешуи рыб, и базы данных размерно-возрастных характеристик современных рыб, лаборатории биомониторинга ИПЭН АН РТ. Определение возраста проводили с использованием стандартных методов (Чугунова, 1959). Латинские и русские названия элементов скелета рыб приводятся по Н. Н. Гуртовому и др. (1976), J. Lepiksaar (1994) и V. Radu (2005). Статистическая обработка материала произведена в пакете прикладных программ PAST version 3.20 (Hammer et al., 2001).

Показанный в работе остеологический материал современных видов рода *Carassius* представлен: *C. carassius* (*SL* 171 мм), оз. Грязнуха, национальный парк «Нижняя Кама»; *C. gibelio* (*SL* 185 мм) Камский отрог,

Куйбышевского водохранилища; *C. auratus* (*SL* 84 мм) р. Янцзы, КНР (рис. 8 г). В сравнительной остеологической коллекции лаборатории биомониторинга ИПЭН имеются полные скелеты 9 экз. *C. carassius* и 11 экз. *C. gibelio* с Европейской части России, и 7 экз. *C. auratus* из бассейна р. Янцзы, КНР. На базе имеющегося материала был проведен анализ методом главных компонент (РСА) последних неветвистых лучей спинного плавника вышеуказанных представителей рода *Carassius*. Были проанализированы три признака: количество зубцов их размер и «плотность» (расстояние между зубцами). Признаки оценивались в баллах следующим образом: для количества зубцов — от 1 до 10—1 балл, от 11 до 20—2 балла, от 21 до 30—3 балла и от 31 и выше — 4 балла; размер зубцов — мелкие — 1 балл и крупные — 2 балла; расстояние между зубцами — малое — 1 балл, среднее — 2 балла и большое — 3 балла. Расчет и визуализация выполнена с использованием пакета программ PAST version 3.20.

Данные по распространению, частоте встречаемости, плотности (особей на 1 гектар — ос/га или особей на 1000м² — ос/1000м²) и доли в населении рыб получены в результате ихтиологических исследований малых и средних (до 500 км) рек, озер и прудов Республики Татарстан. Материал собирался в течение вегетационного периода (с мая по октябрь), с 2005 г. на малых и средних реках и с 2012 г. — прудах и озерах. К настоящему времени, обследования проведены на 511 участках малых и средних рек, и 102 озерах и прудах. Методы отлова рыб были описаны нами ранее в следующих работах (Askeyev A. et al., 2017; Монахов и др., 2019).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Наиболее древние костные остатки представителей рода *Carassius* без видовой принадлежности (*Carassius* sp.) (определение костей рыб выполнено Е. К. Сычевской) на территории Средней Волги обнаружены в 4-ом слое кумурлинского горизонта,

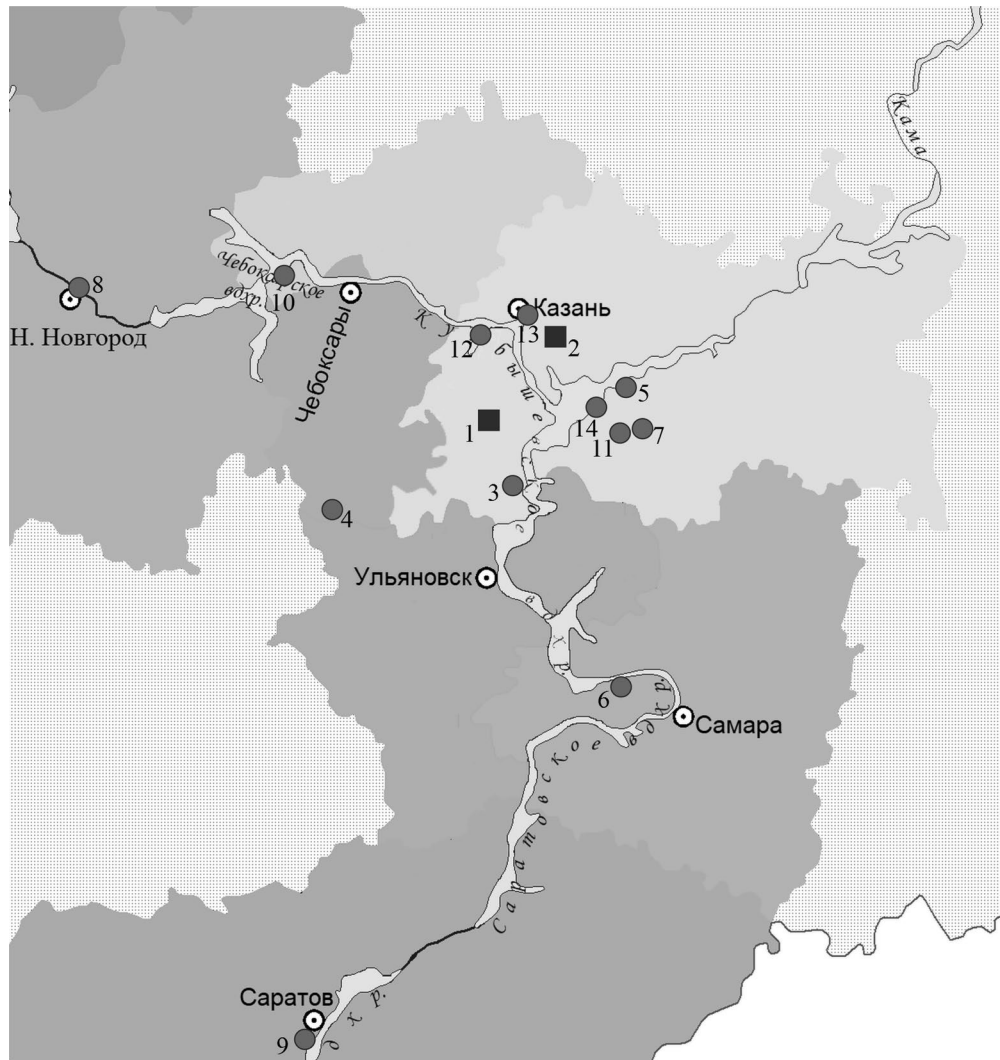


Рис. 1. Карта-схема Средне- и Нижневолжского регионов с обозначением палеонтологических и археологических памятников, где обнаружены костные остатки *C. carassius*: 1 — местонахождение Апастово (Верхний Плиоцен, с. Апастово, Республика Татарстан (РТ)); 2 — местонахождение «Бима» (Средний неоплейстоцен, РТ); 3 — Тетюшское II городище (V–VII вв. н.э., г. Тетюши, РТ); 4 — Ивановско-Ленинское II городище «Шолм» (вторая половина VII в.н.э., Чувашская Республика); 5 — Остолоповское селище (X–XII вв. н.э., РТ); 6 — Муромский городок (X–XII вв. н.э., Самарская область); 7 — Биляр (XI–XIII вв. н.э., с. Билярск, РТ); 8 — Нижегородский кремль (конец XIII–XIV вв. н.э., г. Нижний Новгород, Нижегородская область); 9 — Увекское городище (XIV в.н.э., Саратовская область); 10 — Юнга-Пернянгашский жертвенник (XIII–XV вв. н.э., Республика Марий-Эл); 11 — Торевское поселение (XV в.н.э., РТ); 12 — Свияжск (XVII в.н.э., г. Свияжск, РТ); 13 — Казань (территория КГУ), (вторая половина XVI–XVII вв. н.э., г. Казань, РТ); 14 — с. Мурзиха (первая четверть XIX в.н.э., РТ).

местонахождения Апастово (РТ) (рис. 1), датируемый периодом нижнего Акчагыла Верхнего Плиоцена (2,8–2,9 млн.л.н.) (Яхимович и др., 1997; Агаджанян, 2009). Костные остатки (рис. 2 а) и чешуя обычно-

венного карася обнаружены в «лихвинских» (кривичская свита) озерных отложениях местонахождения «Бима» на р. Меша (РТ) (рис. 1), датируемых серединой среднего неоплейстоцена (330–340 тыс.л.н.) (Ась-

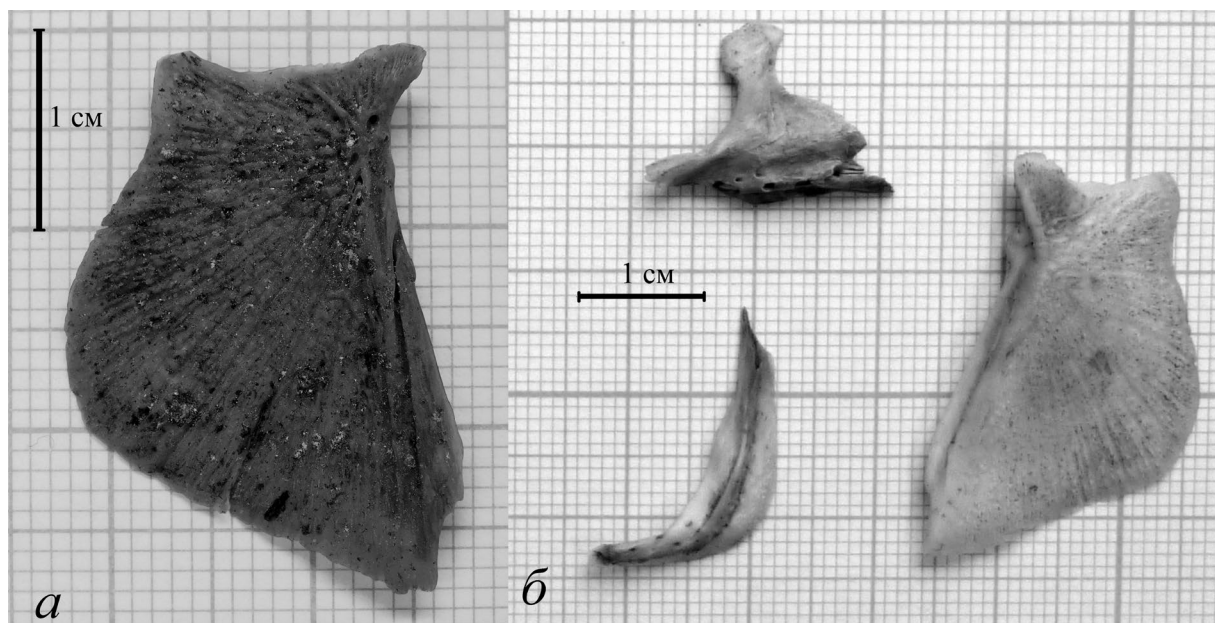


Рис. 2. Фоссильные костные остатки *C. carassius*: а) из местонахождения «Бима» р. Мёша, Республика Татарстан; б) из археологического памятника Торевское поселение, XV в.н.э., Республика Татарстан.

кеев И. и др., 2011 а; Галимова и др., 2013). Суммарно в слоях данного местонахождения диагностировано 5 экз. костей и 9 экз. чешуй. Определены возраст и размер *C. carassius* из местонахождения «Бима» — длина *SL* (в см) ($n=4$): 4,5; 16,9; 18,7; 19,6; возраст ($n=2$) — 3+; 4. Нами, при проведении археоихтиологических исследований на территории Средней Волги и Севера Нижнего Поволжья (Аськеев И. и др., 2011 б, 2013 и наши неопубликованные данные), были диагностированы субфоссильные остатки (180 костных и 215 чешуй), которые принадлежали — *Carassius carassius* (рис. 2 б).

Что касается количества костей обыкновенного карася, в общем числе костей всех видов рыб, можно сказать, что в различные временные периоды эти показатели варьировали: в III—VIII вв. н.э. — 0,1%; в X — первой половине XIII в.н.э. — 2,8%; второй половине XIII—XV вв. н.э. — 0,8% и в XVI—XVIII вв. н.э. — 1% и первая четверть XIX в. — 1,6% соответственно. В тоже время на отдельных археологических памятниках остатки обыкновенного (золотого) карася в археоихтиологических коллекциях имели более высокие процентные доли. Например, на Остолопов-

ском селище (X — первая половина XIII вв. н.э.) его доля в коллекциях: по костям составляла 5,6%, по чешуе — 3,3%. Определены возраст и размер *C. carassius* из различных археологических памятников — длина *SL* ($n=47$): 9,9—43,5 см, в среднем ($\text{mean} \pm \text{sd}$) $22,01 \pm 7,58$ и возраст ($n=22$): 3+ — 12, в среднем ($\text{mean} \pm \text{sd}$) $6,1 \pm 2,2$. Анализируя количественные и качественные данные по субфоссильным остаткам *C. carassius* в позднем голоцене можно сделать ряд выводов: 1. Данный вид встречался на всем пространстве Средней Волги, севера Нижней Волги и нижней Камы; 2. В уловах рыбы древних жителей региона карась занимал очень небольшую долю. В тоже время на отдельных поселениях и соответственно на некоторых участках водоемов данного региона, значение карася было достаточно большим; 3. В уловах карася по количеству костных остатков встречались как крупноразмерные, так и мелкоразмерные особи, но с преобладанием среднеразмерных экземпляров (Median: 20,5 см). В то же время, соотношения остатков крупноразмерных и средне-мелкоразмерных особей между собой и возрастного состава данного вида, как правило, указывают на характер географиче-

ского расположения и экологического окружения древнего поселения. Все диагностируемые как фоссильные, так и субфоссильные костные остатки и чешуя по своей морфологии полностью идентичны с костями и чешуей современных представителей обыкновенного (золотого) карася (*C. carassius*) из бассейна р. Волги.

В последние десятилетия ихтиологами, при диагностировании и описании видов рыб, необоснованно отодвигаются на второй план структурные особенности скелета, в первую очередь, полагаясь на внешнюю морфологию и исследования генетики. Несмотря на устоявшееся мнение об отсутствии четких уникальных морфологических признаков, которые можно использовать для идентификации видов рыб рода *Carassius*, за исключением *C. carassius* (Kottelat, Freyhof, 2007; Rylkova, Kalous, 2013; Rylkova et al., 2013), представители этого рода хорошо определяются между собой по остеологическим при-

знакам. В связи с этим необходимо остановиться на вопросе о диагностике видов по остеологическим материалам. Исследования остеологии представителей рода *Carassius* показали, что имеются значительные отличия для большинства костей между различными видами карасей особенно во внешних и внутренних структурах костей, как черепа, так и осевого скелета и чешуи, а также по абсолютным и относительным размерам (Berinkey, 1960; Куровский, 1968; Masson et al., 2011). Что касается видовой диагностики карасей по таким костям как позвонки и ребра, здесь могут возникать ошибки в определении, однако при хорошем опыте диагноста определение видов из рода *Carassius* возможно с высокой точностью (при 100 итераций, 90 случаев положительного диагноза вида) (наши неопубликованные данные). Нами (рис. 3, 4, 5, 6) для визуального сравнения представлены структурные элементы ряда костей черепа и последнего, не ветви-

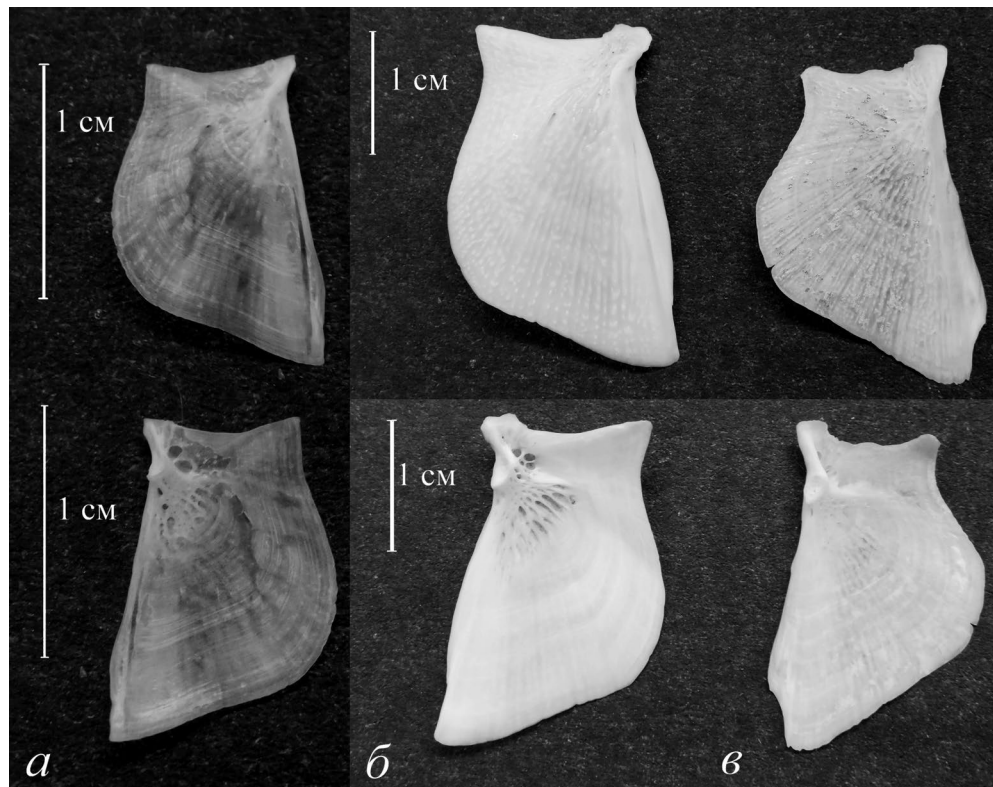


Рис. 3. Крышечная кость (Opérculaire), с латеральной (верхний ряд) и медиальной (нижний ряд) сторон современных видов карасей: а) *C. auratus*; б) *C. gibelio*; в) *C. carassius*.

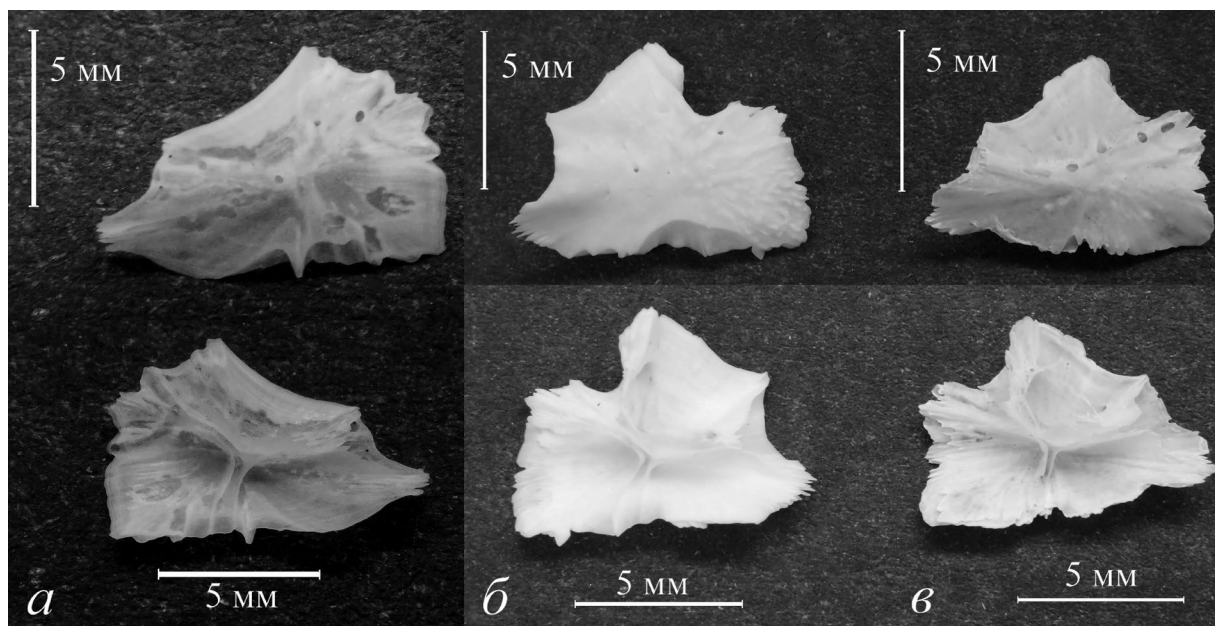


Рис. 4. Лобная кость (Frontale), с дорзальной (верхний ряд) и вентральной (нижний ряд) сторон современных видов карасей: а) *C. auratus*; б) *C. gibelio*; в) *C. carassius*.

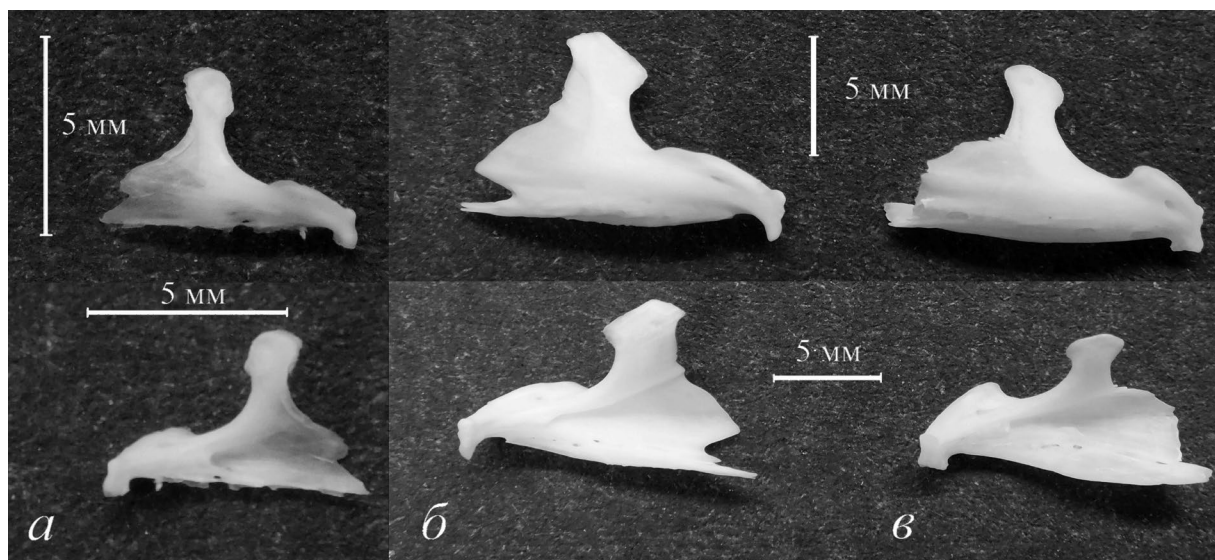


Рис. 5. Зубная кость (Dentale), с латеральной (верхний ряд) и медиальной (нижний ряд) сторон современных видов карасей: а) *C. auratus*; б) *C. gibelio*; в) *C. carassius*.

стого луча спинного плавника, современных представителей трех видов рода *Carassius*: *C. carassius*, *C. gibelio* и *C. auratus*.

Различия в костях являются очевидными между тремя видами *Carassius*, обусловленные, прежде всего генетическими и экологическими особенностями данных видов. Все

эти данные показывают на наличие объемных и четких признаков у костей различных видов карасей, и в значительной степени облегчают диагностику между собой, в том числе и по отдельным фрагментам костей.

В качестве примера рассмотрим рисунок 6. Последний неветвистый луч спин-

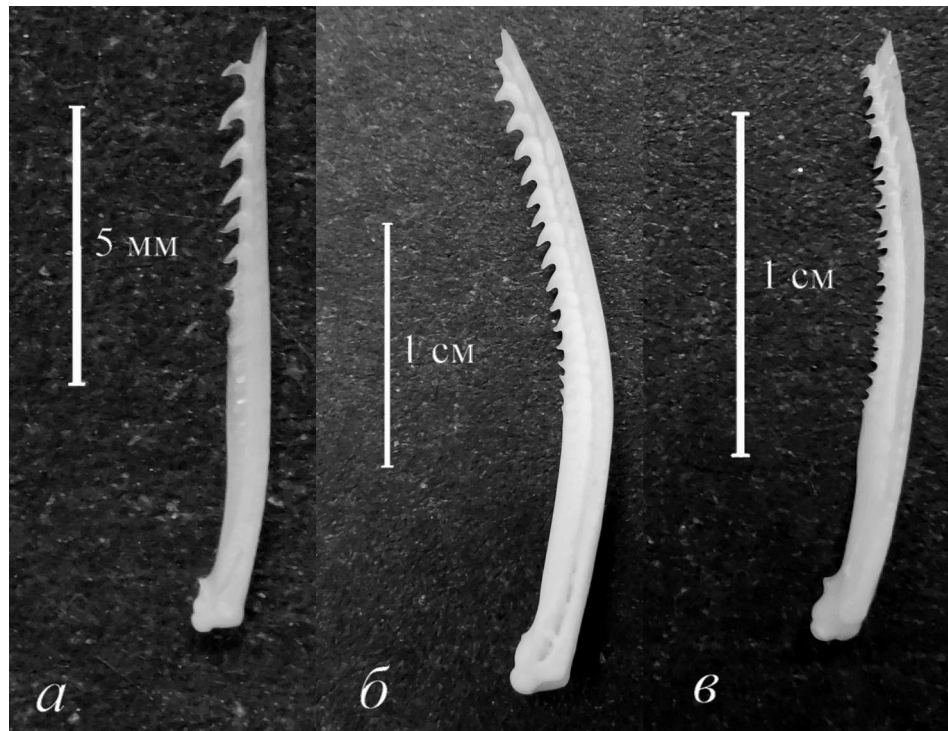


Рис. 6. Последний неветвистый луч спинного плавника (*Ctenotrichium*, *Pinna dorsalis* III) современных видов карасей: а) *C. auratus*; б) *C. gibelio*; в) *C. carassius*.

ного плавника, как впрочем, и анального, у *C. gibelio* сильнее, чем у *C. carassius*, зазубрены мощнее (грубее) и начинаются выше от основания луча, чем у *C. carassius* (рис. 6 б). У *C. carassius* зазубрены мелкие и многочисленные, имеют неправильную форму (рис. 6 в), у *C. gibelio* правильной (пропорциональной), формы, выражены более четко, вершины зубьев, в своем большинстве, загнуты к основанию луча, их количество значительно меньше, чем у *C. carassius*. Количество зубьев, аналогичного луча, у *C. auratus* наименьшее из представленных трех видов рода, зазубрены, тянутся до середины луча, тогда как у других (*C. gibelio* и *C. carassius*) уходят ниже, сами зубья выражены четко, располагаются обособленно друг относительно друга, как и у *C. gibelio* вершинами загнуты к основанию луча (рис. 6 а).

Анализ последнего неветвистого луча, спинного плавника, трех видов рода *Carassius* с помощью метода главных компонент (РСА) показал следующее (рис. 7). Первые две компоненты анализа РСА объяснили 97% от общей дисперсии выбранных

нами признаков. Признаки всех трех видов были значительно скоррелированы с первой осью, которая объясняет 95% вариации. Важность второй главной компоненты, т.е. процент дисперсии, вносимой ей в исходные данные, составил 2%. Все три вида карасей отличаются выбранными нами признаками достаточно хорошо. *C. carassius* отличается по всем трем признакам от остальных видов, *C. gibelio* и *C. auratus* между собой по двум. Поскольку морфологические различия между костями черепа карасей описаны в ряде публикаций (Koh, 1931; Berinkey, 1960; Куровский, 1968; Masson et al., 2011 и др.) и основной целью нашей работы не является описание их остеологических особенностей, далее мы не будем заостряться на этой теме.

***Carassius carassius* (Linnaeus, 1758) — обыкновенный или золотой карась**

В конце XIX в., в Казанской губернии обыкновенный (золотой) карась был свойственен всем бассейнам и распространен повсеместно, он встречался исключительно

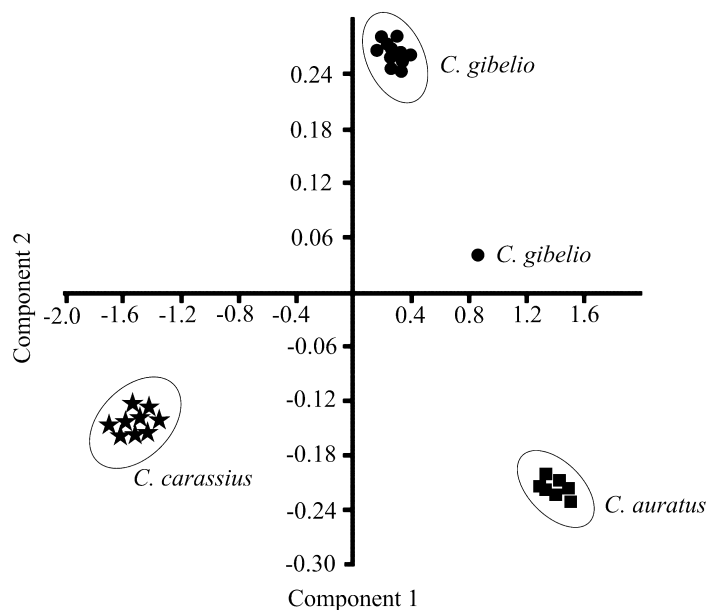


Рис. 7. Анализ PCA последнего неветвистого луча спинного плавника трех видов рода *Carassius* по трем признакам.

в озерах и прудах, в речных заводях и заливах, в самих же реках встречался только случайно (Кесслер, 1870; Варпаховский, 1886; Рузский, 1887). В первой половине XX в. обыкновенный карась в Казанской губернии, впоследствии ТАССР, также многочислен и повсеместно распространен в озерах и прудах (Берг, 1906; Рузский, 1916; Попов, Лукин, 1949), широко распространен в бассейнах рек Кама и Вятка и очень редко в самих реках (Лукаш, 1929, 1933). Большинство обследованных колхозных водоемов ТАССР было заселено золотым карасем (Аристовская и др., 1951). Его биология, как основного и массового вида поемных водоемов Среднего Поволжья, достаточно подробно изучалась (Розанова, 1927; Аристовская, Лукин, 1948; Аристовская и др., 1951; Варфоломеев, 1952). В начале и середине второй половины XX в. обыкновенный карась «весьма распространенная в пределах ТАССР рыба, имеющая промысловое значение» (Попов, Лукин, 1971; Лукин и др.,

1981). В конце XX столетия, в незначительных количествах, обитал в Куйбышевском водохранилище и в устьевых участках наиболее крупных притоков рек Свияга, Казанка, Мёша (Экологические проблемы..., 2003; Кузнецов, 2005), обычен для озер (Валеев и др., 1991; Бортяков, 1997; Кузнецов, Бортяков, 2002). Ихтиологическими исследованиями, проведенными в XXI в., установлено значительное снижение численности обыкновенного (золотого) карася (Аськеев О. и др., 2012; Askeyev O. et al., 2015; Аськеев А. и др., 2015), в ряде крупных озер исчез полностью и был замещен серебряным карасем (Монахов, 2014; Монахов и др., 2016). Обыкновенный (золотой) карась, «классической» формы (рис. 8 а), практически исчез из типичных для него мест обитания, и представлен в основной массе тугорослой, низкотелой морфой (*C. carassius* morfa *humilis* Heckel, 1840, рис. 8 б), обитающей в не крупных и не глубоких водоемах закрытого типа, где другим видам сложно суще-

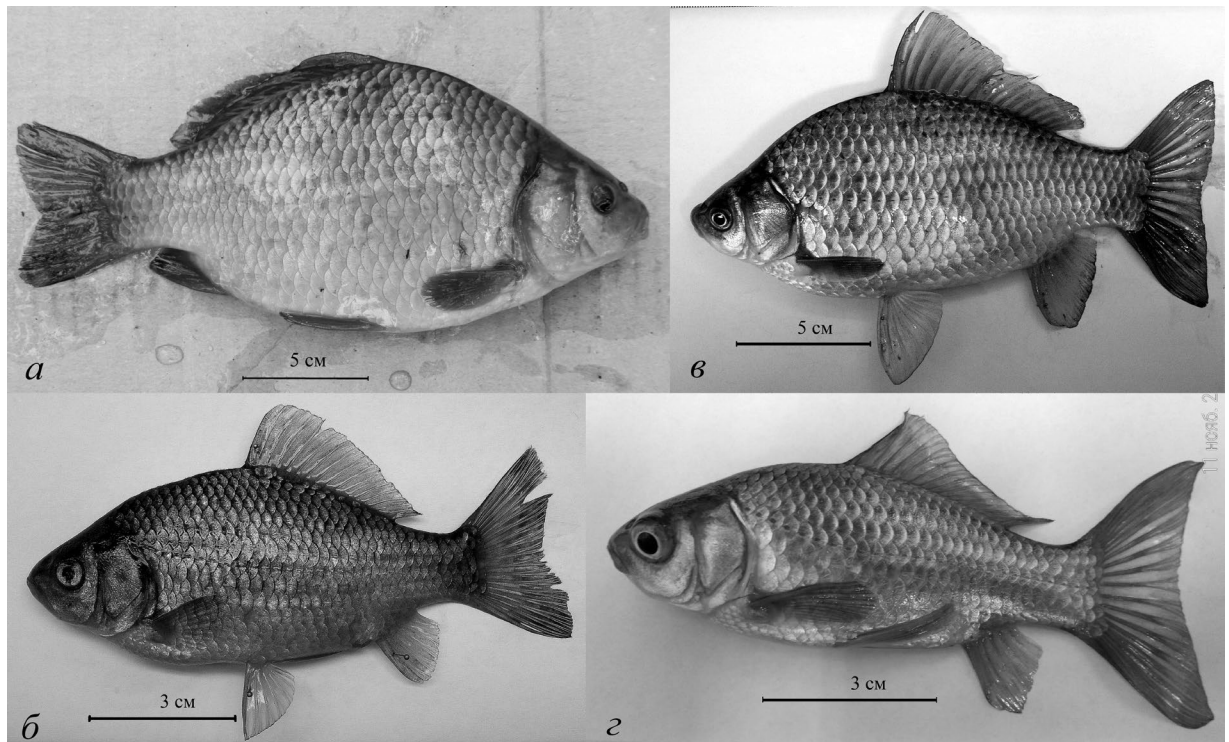


Рис. 8. Виды рыб рода *Carassius*: а) *C. carassius* (Linnaeus, 1758), SL 218 мм, оз. Бока, национальный парк «Нижняя Кама», Республика Татарстан; б) *C. carassius morfa humilis* Heckel, 1840, SL 93 мм, оз. Белое, Зеленодольский р-н, РТ; в) *C. gibelio* (Bloch, 1782), SL 172 мм, р. Мёша, РТ; г) *C. auratus* (Linnaeus, 1758), SL 84 мм, р. Янцзы, КНР.

ствовать (Монахов и др., 2016, 2017, 2019). Например, в 35-ти озерах и прудах, где был встречен обыкновенный карась, лишь в 5-ти озерах он был представлен «классической» формой. Несмотря на широкое распространение, проблемы сокращения численности и ареала *C. carassius* обозначаются не только в нашем регионе, но и в ряде других регионов России (Artaev, Ruchin, 2016) и стран Европы (Jeffries et al., 2016, 2017), где он включается в списки редких и уязвимых видов.

По материалам исследования средних и малых рек обыкновенный (золотой) карась отмечен в 9-ти локалитетах из 511. Показатели плотности составляли 0,1–23,3 экз/1000 м², доля в населении рыб варьировала от 0,2 до 8,0%. Отмечен в водотоках бассейнов рек Свияга, Вятка, Мёша, Большой и Малый Черемшан и Ик. В озерах и прудах республики, обыкновенный (золотой) карась, является второй, по частоте встречаемости, рыбой, из 102 исследованных

водоемов карась отмечен в 35. Стоит отметить тот факт, что если рассматривать встречаемость вида по отдельности в озерах и прудах, то выйдет следующая картина: третье место в озерах, после серебряного карася (*C. gibelio*) и ротана (*Percottus glenii*), и третье место в прудах, после серебряного карася и верховки (*Leucaspis delineatus*). Показатели плотности обыкновенного (золотого) карася, по местам обитания, варьируют от 1,0 до 11900 ос/га для озер и от 50 до 2100 ос/га для прудов, доля в населении рыб варьирует от 0,1 до 100% для озер и от 3,7 до 100% для прудов. Обитает в условиях повышенной антропогенной нагрузки в неглубоких водоемах закрытого типа с доминированием илистых грунтов с минимальным покрытием береговой линии древесно-кустарниковой растительности, в озерах, расположенных на средних высотах над уровнем моря (Монахов и др., 2017). Таким образом, в настоящее время золотой карась

распространен по всей территории республики (рис. 9), но встречается гораздо реже, чем в XIX–XX вв., обитает в озерах и прудах, редко встречается в реках. В подавляющем большинстве не крупных озер и прудов обитают представители тугорослой, низкотелой экологической формы — *C. carassius morfa humilis* (рис. 8 б).

***Carassius gibelio* (Bloch, 1782) — серебряный карась**

Археоихтиологические данные (Аськеев И. и др., 2011а, б, 2013; наши неопубликованные материалы, приведенные в данной статье) и материалы ихтиологических исследований в XVIII в. (Паллас, 1773), показали полное отсутствие до начала XIX в. н.э. на территории Среднего Поволжья серебряного карася. Первые упоминания о серебряном карасе в р. Волга встречаются в работе К. О. Кесслера (1870), без конкретных указаний на места его обитания. Появление этого вида на территории Среднего Поволжья во второй половине XIX в. также подтверждается исследованиями Д. А. Вехова (2007). В Казанской губернии вид впервые отмечен М. Д. Рузским (1887) в бассейне р. Свияга, хотя в озерах отсутствовал (Рузский, 1916). В работе Н. А. Варпаховского (1886) упоминается особая форма (*Carassius vulgaris* Nilss. var. *oblongus*), которая вероятно является морфой обыкновенного карася (*Carassius carassius morfa humilis*), а не является серебряным, поскольку повторные исследования тех же озер М. Д. Рузским (1916) выявили обитание только обыкновенного карася. В верховьях р. Камы серебряный карась не отмечался (Лукаш, 1929), но А. М. Хлебников (1893) отмечал этот вид как обитающий в Пермской губернии. В первой половине XX в. в бассейне р. Вятки *C. gibelio* отмечался как для верхнего, так и для нижнего течения (Лукаш, 1933; Дрягин, 1930, 1933). Серебряный карась приводится в списках рыб обитающих в бассейне р. Ик (Жданов, Муратова, 1935). М. Д. Бильи (1947) отмечал серебряных карасей в пой-

менных озерах р. Белой в районе Стерлитамака, Дюртюлей и Уфы в небольшом количестве. В бассейне р. Суры этот карась отмечен единично лишь в 40-х г. XX в. (Аристовская, Лукин, 1948). В 1949 г. при обследовании 122 водоемов Татарской республики (Аристовская и др., 1951), этот вид карася был найден только в 2-х озерах: Чистое и Грязное, с. Три Озера, Куйбышевского района ТАССР. Где было соответственно отловлено 19 и 17 экз. серебряного карася. В период с 60-х до 70-х гг., серебряный карась по территории Среднего Поволжья «распространён менее широко, чем золотой» (Попов, Лукин, 1971; Лукин и др., 1981). В середине 70-х г., серебряный карась встречался отдельными микрогруппировками, состоящими из одних самок, в пойменных озерах р. Кама, на территории будущего ложа Нижнекамского водохранилища (база данных лаборатории биомониторинга ИПЭН АН РТ). Далее, до резкого роста численности серебряного карася, специализированных работ не проводилось, поскольку он встречался мозаично и повсеместно был редкой рыбой. С середины 80-х гг. XX столетия отмечено увеличение вылова серебряного карася в Куйбышевском водохранилище, кроме того, произошли изменения половой структуры, помимо однополый гиногенетической формы, появилась и бисексуальная (Кузнецов, 2004). Наибольшие уловы серебряного карася в Нижнекамском водохранилище зарегистрированы в 1988 и 1991 гг. достигавшие 5,4 и 10,7 т, к 2000 г. официальные уловы упали до 0,2 т (Бартош, 2006). В Куйбышевском водохранилище за последние 20 лет произошло увеличение добычи серебряного карася в 10 раз, и его доля в уловах возросла до 1,0–3,5% (Михеев, 2006). Динамика промыслового вылова карася Куйбышевского водохранилища, в пределах РТ, с 2008 по 2017 г., колеблется в пределах 1,5–3,9% от общего вылова в водохранилище, в целом по РТ, за последние 5 лет (2014–2017), 3,0–3,5% (Государственный доклад..., 2009,

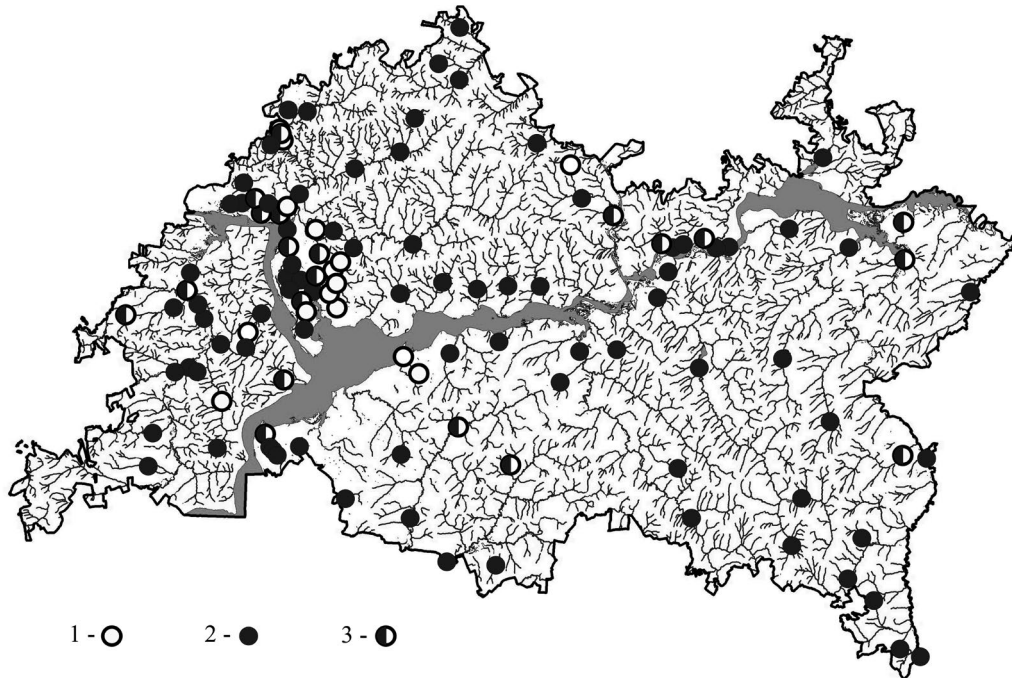


Рис. 9. Распространение видов рода *Carassius* в Республике Татарстан: 1 — *C. carassius*, 2 — *C. gibelio*; 3 — *C. carassius* и *C. gibelio* совместно.

2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018).

Нами, в процессе исследования малых и средних рек (Askeyev O. et al., 2015; Askeyev A. et al., 2017), *C. gibelio* (рис. 8 в) отмечался в 38 локалитетах из 511 обследованных. Наименьшие показатели плотности составили 0,1 экз/1000 м², а максимальные доходили до 256,7 экз/1000 м², доля в населении рыб варьировала от 0,3 до 90,5%. В озерах и прудах республики, серебряный карась является наиболее часто встречаемой рыбой, из 102 исследованных водоемов карась отмечен в 61. Показатели плотности серебряного карася, по местам обитания, варьируют от 17 до 7550 особей на гектар (ос/га) для озер и от 30 до 24850 ос/га для прудов, доля в населении рыб варьирует от 0,5 до 100% для озер и от 9,5 до 100% для прудов. В настоящее время *C. gibelio* широко распространен по территории РТ (рис. 9), обитает как в озерных, так и в речных экосистемах. В средних и наиболее крупных озерах заместил аборигенного, *C. carassius*, вытеснив

его в мелкие, не пригодные, для обитания других видов рыб озера.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ.

Представители рода *Carassius* на территории Среднего Поволжья достоверно известны с середины позднего плейстоцена. Костные остатки обыкновенного (золотого) карася встречаются в слоях датированных серединой среднего неоплейстоцена. Согласно археологическим данным обыкновенный карась встречался на всем пространстве Средней Волги, севера Нижней Волги и Нижней Камы. В настоящее время обыкновенный карась так же широко распространен, но имеет тенденцию к сокращению ареала и численности. Наши исследования показывают, что серебряный карась для территории Среднего Поволжья не является аборигенным видом, и впервые стал отмечаться в середине — конце XIX в., до середины восьмидесятых годов XX в. имел мозаичное распространение и низкую численность.

На сегодняшний день является наиболее часто встречаемым видом в водоемах озерного типа и имеет значительную долю в населении рыб речных экосистем, распространен повсеместно.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Агаджанян А.К. Мелкие млекопитающие плиоцен-плейстоцена Русской равнины // Тр. палеонтологического института. 2009. Т. 289. 676 с.

Аристовская Г.В., Лукин А.В. Рыбное хозяйство реки Суры в пределах Чувашской АССР // Тр. Татарского отделения ВНИОРХ. 1948. Вып. 4. С. 31–97.

Аристовская Г.В., Лукин А.В., Штейнфельд А.Л. Колхозные водоемы Татарской республики и пути их рыбохозяйственного освоения // Тр. Татарского отделения ВНИОРХ. 1951. Вып. 6. С. 3–177.

Аськеев А.О., Аськеев О.В., Аськеев И.В. Многолетняя динамика численности рыб в среднем течении реки Мёши // Российский журнал прикладной экологии. 2015. № 1. С. 15–20.

Аськеев И.В., Аськеев О.В., Монахов С.П., Галимова Д.Н. Палеоихтиологические и палеомалакологические исследования местонахождения «Бима» (Республика Татарстан) // Георесурсы. 2011 а. № 2. С. 2–9.

Аськеев И.В., Аськеев О.В., Галимова Д.Н. Археоихтиологические исследования на территории Волжско-Камского края // Археология и естественные науки Татарстана. Книга 4. Посвящается памяти доктора биологических наук Аиды Григорьевны Петренко. Казань: ООО «Фолиант»; институт истории им. Ш. Марджани АН РТ. 2011 б. С. 44–156.

Аськеев И.В., Галимова Д.Н., Аськеев О.В. Ихтиофауна позднего голоцена Средневожского бассейна (по материалам археологических раскопок) // Зоологический журнал. 2013. Т. 92. № 9. С. 1014–1030.

Аськеев О.В., Аськеев И.В., Аськеев А.О., Монахов С.П., Галимова Д.Н.

Ихтиофауна озерной системы Кабан города Казани // Георесурсы. 2012. № 7 (49). С. 42–47.

Бартош Н.А. Состояние рыбных ресурсов в Нижнекамском и Куйбышевском водохранилищах в начале XXI столетия. Казань. Отечество, 2006. 182 с.

Берг Л.С. Рыболовство в VII смотрительском районе бассейна р. Волги. СПб, 1906. Вып. 4. С. 5–34.

Билый М.Д. К систематике и росту Башкирских карасей // Тр. института гидробиологии АН УССР. 1947. № 21. С. 77–84.

Богуцкая Н.Г., Насека А.М. Каталог бесчелюстных и рыб пресных и солоноватых вод России с номенклатурными и таксономическими комментариями. М: Товарищество науч. изд. КМК, 2004. 389 с.

Бортяков А.В. Современное состояние ихтиофауны Волжско-Камского заповедника и меры по ее охране // Первый конгресс ихтиологов России: Тез. докл. М.: Изд-во ВНИРО, 1997. С. 141–142.

Валеев В.С., Сайфуллин Р.Р., Шарифуллин Ф.М. Состояние ихтиофауны водоемов Волжско-Камского государственного заповедника // Тр. IV Поволж. конф. «Проблема охраны вод и рыбных ресурсов» (9–15 апр. 1990 г.). Т. 2. Секц. 2, 3. Казань: Изд-во Казан. ун-та, 1991. С. 3–7.

Варпаховский Н.А. Очерк ихтиологической фауны Казанской губернии // Приложение к 52 тому Записок Импер. Акад. наук, 1886. № 3. 70 с.

Варфоломеев В.В. Материалы к биологии карася пойменных водоемов ТАССР // Ученые записки Казанского ун-та. Казань. 1952. Т. 112. Кн. 7. С. 57–86.

Вехов Д.А. Вероятные пути появления первых популяций серебряного карася в бассейнах Волги и Дона // Биология внутренних вод: Материалы докладов XIII Международной молодежной школы-конференции (Борок, 23–26 октября 2007 г.). Рыбинск: ОАО «Рыбинский Дом печати», 2007. С. 40–50.

- Галимова Д. Н., Аськеев И. В., Монахов С. П., Аськеев О. В., Аськеев А. О. Ихтиофауна и малакофауна неоплейстоценового местонахождения «Бима» (Республика Татарстан) // VIII Всероссийское совещание по изучению четвертичного периода «Фундаментальные проблемы квартера, итоги изучения и основные направления дальнейших исследований». Ростов н/Д: Издательство ЮНЦ РАН, 2013. С. 122–124.
- Государственный доклад о состоянии природных ресурсов и об охране окружающей среды Республики Татарстан в 2008–2017 году. Татарстан Р. 2009–2018.
- Гуртовой Н. Н., Матвеев Б. С., Дзержинский Ф. Я. Практическая зоотомия позвоночных. Низшие хордовые, Бесчелюстные, Рыбы. М., «Высшая школа», 1976. 352 с.
- Дрягин П. А. Ихтиофауна бассейна реки Вятки от г. Вятки до р. Летки // Вятское хозяйство. 1930. № 3. С. 103–106.
- Дрягин П. А. Рыбы бассейна реки Вятки от города Вятки до реки Летки // Тр. Вятского научно-исследовательского института краеведения, 1933. Т. VI. С. 111–144.
- Жданов С. В., Муратова Р. Х. Река Ик в рыбохозяйственном отношении // Тр. Тат. отд. ВНИОРХ. 1935. Вып. 2. С. 27–43.
- Кесслер К. Ф. Об ихтиологической фауне реки Волги // Тр. СПб. общества естествоиспытателей, 1870. Т. 1. вып. II. С. 236–310.
- Кузнецов В. А., Бортяков А. В. Видовое разнообразие и изменение состава ихтиофауны Волжско-Камского заповедника и его охранной зоны // Тр. Волжско-Камского государственного природного заповедника. Казань. 2002. Вып. 5. С. 81–90.
- Кузнецов В. А. Рыбы Волжско-Камского края. Казань: «Kazan-Kazan», 2005. 208 с., ил.
- Кузнецов В. А. Изменение структуры популяции и биологических показателей серебряного карася *Carassius auratus gibelio* в Волжском плесе Куйбышевского водохранилища в условиях усиления антропогенной нагрузки на экосистему // Вопр. ихтиологии. 2004. Т. 14. № 2. С. 257–264.
- Куровский Е. А. Морфологические различия между костями черепа карасей — круглого (золотого) и серебряного // Вестник зоологии. 1968. № 2. С. 76–79.
- Лукаш Б. С. Рыбы верховьев реки Камы. // Тр. Вятского научно-исследовательского института краеведения. 1929. Т. V. С. 6–39.
- Лукаш Б. С. Рыбы нижнего течения реки Вятка. // Тр. Вятского научно-исследовательского института краеведения. 1933. Т. VI. С. 5–110.
- Лукин А. В., Кузнецов В. А., Смирнов Г. М. Рыбы Среднего Поволжья и методы их изучения. Казань: Из-во Казан. ун-та., 1981. 102 с.
- Михеев В. А. Экология серебряного карася *Carassius auratus gibelio* Bloch центральной части Куйбышевского водохранилища. Дисс. канд. биол. наук. Ульяновск, 2006. 157 с.
- Монахов С. П. Ихтиофауна озера Раифское Волжско-Камского государственного природного биосферного заповедника // Сб. науч. тр. молодых ученых (по материалам I Республиканской молодежной экологической конференции, г. Казань, 10–11 апреля 2014 г.). Казань: Отечество, 2014. С. 135–145.
- Монахов С. П., Аськеев И. В., Аськеев А. О., Аськеев О. В. Ихтиофауна Раифского участка Волжско-Камского заповедника и его охранной зоны // Тр. Волжско-Камского государственного природного биосферного заповедника. Выпуск 6 / Под общ. ред. О. В. Бакина и Ю. А. Горшкова. Казань, 2016. С. 138–156.
- Монахов С. П., Аськеев О. В., Аськеев И. В., Аськеев А. О. Население рыб водоемов озерного типа по отношению к факторам окружающей среды в Республике Татарстан // Российский журнал прикладной экологии. 2017. № 1. С. 22–31.
- Монахов С. П., Аськеев О. В., Аськеев И. В., Аськеев А. О. Население рыб озер Республики Татарстан // Озера Евразии: проблемы и пути их решения. Ма-

териалы II Международной конференции (19–24 мая 2019 г.). Казань: Издательство Академии наук РТ. 2019. Ч. 2. С. 301–306.

Паллас П.С. Путешествие по разным провинциям Российского государства. Часть первая. СПб., 1773. X + 658+117 с.

Попов В.А., Лукин А.В. Животный мир Татарии. Казань: Татгосиздат, 1949. 217 с., 1 л. прил.: ил.

Попов В.А., Лукин А.В. Животный мир Татарии. Позвоночные. Казань: Таткнигоиздат, 1971. 263 с.

Розанова М.И. К познанию изменчивости и темпа роста карася некоторых водоемов Средней России // Тр. Косинской биологической станции Московского общества испытателей природы. 1927. С. 27–42.

Рузский М.Д. Бассейн реки Свияги и его рыбы // Тр. Общества естествоиспытателей при Императорском Казанском ун-те. Т. XVII. Вып. 4. Казань: Тип. Импер. ун-та, 1887. 67 с.

Рузский М.Д. Лимнологические исследования в Среднем Поволжье (озера северо-западной части Казанской губернии), с 5-ю фигурами в тексте, 6-ю таблицами и 1-й картой // Известия императорского Томского университета. Т. LXV. Томск: Тип. Сибирского т-ва печатного дела, 1916. С. 1–88.

Хлебников А.М. О некоторых видах рыб, водящихся в Пермской губернии // Пермский край, II. Пермь, 1893. С. 159–193.

Чугунова Н.И. Руководство по изучению возраста и роста рыб. М.: Изд-во АН СССР, 1959. 165 с.

Экологические проблемы малых рек Республики Татарстан (на примере Меши, Казанки и Свияги). Казань: Издательство «Фэн», 2003. 289 с.

Яхимович В.Л., Данукалова Г.А., Алимбекова Л.И. и др. Опорный магнитостратиграфический разрез плиоцена Апастово в Татарстане. Уфа: БНЦ УрО РАН, 1997. 41 с.

Artaev O. N., Ruchin A. B. Prussian and Crucian carp: confindness to various types

of waters and co-inhabiting species in water bodies within the Mid-volga region // Ecology, Environment and Conservation. 2016. V. 22. № 3. P. 505–510.

Askeyev A., Askeyev O., Yanybaev N., Askeyev I., Monakhov S., Marić S. and Hulsman K. River fish assemblages along an elevation gradient in the eastern extremity of Europe. Environmental Biology of Fishes. 2017. V.100. P. 585–596.

Askeyev O., Askeyev I., Askeyev A., Monakhov S., Yanybaev N. River fish assemblages in relation to environmental factors in the eastern extremity of Europe (Tatarstan Republic, Russia) // Environmental Biology of Fishes, 2015. V. 98. Suppl. 5. P. 1277–1293.

Berinke L. Further Morphological and Osteological Investigations on the Hybrids of Hungarian Cyprinids // Annales Historico-Naturales Musei Nationalis Hungarici. Tomus 52. Pars Zoologica. 1960. P. 447–464.

Hammer O., Harper D. A. T., Ryan P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis // Palaeontologia Electronica. 2001. V. 4. № 1. 9 p.

Jeffries D. L., Copp G. H., Lawson Handley L., Olsén K. H., Sayer C. D., Hänfling B. Comparing RAD seq and microsatellites to infer complex phylogeographic patterns, an empirical perspective in the Crucian carp, *Carassius carassius*, L // Molecular ecology. 2016. V. 25. № . 13. P. 2997–3018.

Jeffries D. L., Copp G. H., Maes G. E., Lawson Handley L., Sayer C. D., Hänfling B. Genetic evidence challenges the native status of a threatened freshwater fish (*Carassius carassius*) in England // Ecology and evolution. 2017. V. 7. № . 9. P. 2871–2882.

Kalous L., Bohlen J., Rylková K., Petrtyl M. Hidden diversity within the Prussian carp and designation of a neotype for *Carassius gibelio* (Teleostei: Cyprinidae) // Ichthyological Exploration of Freshwaters. 2012. V. 23. № 1. P. 11–18.

Koh T. P. Osteology of *Carassius auratus* // The Science Reports of National Tsing Hua University, Peiping, China. 1931. T. 1. C. 61–81.

- Kottelat M., Freyhof J. Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat, Berlin, Germany, 2007. 646 p.
- Lepiksaar J. Introduction to osteology of fishes for paleozoologists. (Fishbone Manual 3rd Ed. 1994). Göteborg, 1994. 95 p.
- Masson L., Almeida D., Tarkan A.S., Önsöy B., Miranda R., Godard M.J., Copp G.H. Diagnostic features and biometry of head bones for identifying *Carassius* species in faecal and archaeological remains // J. of Applied Ichthyology. 2011. V. 27. № 5. P. 1286–1290.
- Radu V. Atlas for the identification of bony fish bones from archaeological sites. Bucuresti: Editura Contrast, 2005. 81 p.
- Rylková K., Kalous L., Bohlen J., Lamatsch D.K., Petrýl M. Phylogeny and biogeographic history of the cyprinid fish genus *Carassius* (Teleostei: Cyprinidae) with focus on natural and anthropogenic arrivals in Europe // Aquaculture. 2013. V. 380. P. 13–20.
- Rylková K., Kalous L. Genetic diversity in the genus *Carassius* (Teleostei: Cyprinidae) in the Czech Republic. Acta Societatis Zoologicae Bohemicae. 2013. V. 77. P. 73–79.
- Sakai H., Iguchi K., Yamazaki Y., Sideleva V.G., Goto A. Morphological and mtDNA sequence studies on three crucian carps (*Carassius*: Cyprinidae) including a new stock from the Ob River system, Kazakhstan // J. of Fish Biology, 2009. V. 74. № 8. P. 1756–1773.

PAST AND PRESENT SPECIES OF GENUS CARASSIUS OF THE MIDDLE VOLGA REGION

© 2020 S.P. Monakhov¹, A.O. Askeyev¹, I.V. Askeyev¹, D.N. Shaymuratova¹,
O.V. Askeyev¹, A.A. Smirnov^{2,3}

¹ The Institute of Problems in Ecology and Mineral Wealth, Tatarstan Academy of Sciences, Kazan, 420087

² Russian federal research institute of fisheries and oceanography (VNIRO), Moscow

³ Northeastern state University, Magadan, 685000

The results of the study of the historical and modern distribution of two species of the genus *Carassius* on the territory of the Tatarstan Republic and the Middle Volga region as a whole are presented. Materials on the osteological differentiation of three species of the genus *Carassius* are provided.

Keywords: Crucian carp, Prussian carp, Tatarstan Republic, the Middle Volga region, paleontological and archaeological sites, bone remains, distribution, osteological material.

ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ

УДК 639.21.597.55.592

**РЫБОХОЗЯЙСТВЕННОЕ ЗНАЧЕНИЕ МАЛОЙ РЕКИ ТРУЕВ ПРИВОЛЖЬЯ
ПОСЛЕ РАСЧИСТКИ РУСЛА**

© 2020 г. А. Ю. Асанов

*Приволжский научный центр аквакультуры и водных биоресурсов
ФГБОУ ВО «Пензенского Государственного Аграрного Университета», Пенза, 440023
e-mail: kfuniro-as @ list.ru*

Поступила в редакцию 22.07.2019 г.

На типичной малой р. Труев в Пензенской области проведен сравнительный анализ состояния водных биологических ресурсов до расчистки русла и через пять лет после его расчистки. Спустя пять лет после расчистки, биомасса зоопланктона на естественных участках реки составила 5—19% от первичной, биомасса зообентоса — 3—29%, общая рыбопродуктивность на всем участке расчистки — 49%. При этом за прошедшие пять лет преимущественно за счет рыб-реофилов в пять раз увеличилась численность ихтиофауны и в два раза ее биомасса. Рыбохозяйственное значение реки из условного, возможности вести лов рыболовами — любителями, перешло в разряд реального использования ихтиофауны в том числе и в качестве объектов питания людей и животных. Поэтому, принимаемый коэффициент восстановления ихтиомассы в Приволжье, равный срокам созревания рыб, очевидно, стоит считать оптимальным. Существующая практика направлять все компенсационные средства на зарыбление крупных волжских водохранилищ не дает практических результатов. Реабилитация должна проводиться на тех водоемах и водотоках, которым нанесен ущерб. Поэтому водные объекты не отнесенные к заповедным территориям, к каковым относится и р. Труев, с целью облагораживания ихтиофауны и для повышения рыбохозяйственного значения должна зарыбляться ценными видами рыб.

Ключевые слова: р. Труев, расчистка русла, зоопланктон, зообентос, ихтиофауна, рыбопродуктивность, рыбохозяйственное значение.

ВВЕДЕНИЕ

Работы по оценке ущерба (вреда) водным биологическим ресурсам малых рек в связи с активной хозяйственной деятельностью фактически носят массовый характер, в том числе и в Приволжском регионе. Благодаря чему производится зарыбление важных рыбохозяйственных водоемов ценными видами рыб и поддерживается деятельность рыбопитомников. Общее число малых рек и ручьев (водотоков рыбохозяйственного значения второй категории) в Пензенской области насчитывается около 2750, общей протяженностью — 7,2 тыс. км (Ивушкин и др., 1993; Асанов, 2016). Все это делает тему малых водотоков второй категории

весьма значимой в развитии современного рыбного хозяйства страны.

Данных по рыбопродуктивности после негативного воздействия в результате механических работ на малых водотоках Приволжья в литературе не приводится (Зинченко, Розенберг, 2012; Зиновьев, Китаев, 2015). Особо интересно, на наш взгляд является влияние расчистки русла малых рек, которое можно квалифицировать как рыбохозяйственную мелиорацию, на сроки восстановления их водных биоресурсов (Федеральный закон ..., 2013; Ермолин и др., 2013). За период 2011—2017 гг., нами проведены рыбохозяйственные исследования, преимущественно в научных целях, в рамках предпроектных изысканий по оценке ущербов от различных работ на более

90 малых рек и ручьев Пензенской области и Республики Мордовия (Асанов, 2017). Но оценить рыбопродуктивность малой реки после проведения русловых работ до сих пор не удавалось.

Возможность вторичного проведения работ по оценке рыбопродуктивности малой реки, уже после негативного воздействия, мы искали несколько лет и смогли реализовать на р. Труев Пензенской области в 2017 г., т.е. через 5 лет после расчистки русла. Река Труев — левый приток р. Сура является типичной малой рекой Приволжья, с характерным гидрологическим режимом для вершины Волжско-Донского водосбора, относится к водным объектам рыбохозяйственного значения второй категории (Ивушкин и др., 1993).

Цель данной работы — оценить рыбохозяйственное значение р. Труев до расчистки и через 5 лет после расчистки русла.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Река Труев, главный водный объект второго по численности г. Кузнецка в Пензенской области, с населением более 90 тыс. человек. Полная длина реки 63 км, по территории г. Кузнецка она протекает в среднем течении. Во второй половине XX в.р. Труев на территории города из-за сбросов промышленных и бытовых вод представляла собой сточную канаву без признаков жизни. Лишь на участке реки выше города в районе дачного комплекса было развито любительское рыболовство. К 2000 г., в связи с прекращением деятельности промышленных предприятий и самоочищением водотока, рыболовы-любители стали появляться на реке и в черте города (Асанов, Осипов, 2016).

Рыбохозяйственные исследования на р. Труев, впервые в ее истории, проводились нами в 2011 г. с целью определения ее рыбопродуктивности при выполнении работ по договору с ООО «Поволжпроект» по оценке ущерба наносимого водным биоресурсам при расчистке русла реки. В 2012 г. на территории г. Кузнецка была произведена расчистка русла р. Труев длиной 10,5 км.

Исследования в 2017 г. на участке расчистки реки проводились при выполнении работ по договору с ООО «Поволжпроект» по другому водному объекту, расположенному в верховьях Труева.

Для достоверности сравниваемого материала отбор проб производился на тех же трех станциях, теми же исследователями и орудиями лова. Расстояние между ст. 1 и ст. 2 составляет 2,6 км, между ст. 2 и ст. 3—6,2 км (рис. 1).

Для изучения зоопланктона использовали планктонную сеть Апштейна (ячея сита № 64) через которую фильтровали 25 л воды и фиксировали формалином. Пробы макрозообентоса отбирали гидробиологическим скребком с длиной режущей кромки 16 см и фиксировали формалином. В связи со значительной гетерогенностью субстрата общая длина взятия пробы составляла 3 м (по 1 м на 3-х разнородных участках биотопа).

Камеральная обработка проб проводилась в лабораторных условиях по общепринятым методикам с использованием бинокля МБС-9 и микроскопа «Микромед-Р-1». Идентификацию организмов проводили до возможного уровня по специализированным определителям. Биомассу представителей зоопланктона рассчитывали по уравнению степенной зависимости массы организма от длины тела. Индивидуальную биомассу представителей макрозообентоса определяли путем прямого взвешивания, после удаления излишков жидкости с поверхности тела на лабораторных весах ВК-300 (Стойко, Мазей, 2006; Бурдова и др., 2014; Сенкевич и др., 2016; Асанов, 2016).

Из-за сложности облова русла другими активными орудиями лова, численность рыб определялась с помощью лова мальковым подъемником размером 1×1 м, с ячейей 3 мм. Общий состав ихтиофауны реки изучался также с помощью любительских орудий лова и анализа любительских уловов. Всего на контрольных станциях мальковым подъемником отловлено и исследовано на полный биологический анализ 178 экз. рыб (Правдин, 1966).



Рис. 1. Схема станций отбора проб на р. Труев.

В основу определения рыбопродуктивности заложена Методика исчисления размера вреда... (2011) с коэффициентами адаптированными к Пензенской области (Асанов, Складов, 2015; Асанов, 2016).

В отношении вопроса по срокам отбора проб в 2011 г. — октябрь, в 2017 г. — август можно отметить следующее. В последнее десятилетие глобальное потепление затронуло и водные объекты Пензенской области. Произошло смещение рыболовных зон, увеличился темп роста прудовых и в первую очередь растительноядных рыб. По результатам мониторинга водных объектов в регионе в последнее десятилетие наибольшая продуктивность по биомассе зоопланктона может наблюдаться в мае — июле. Зоопланктонные сообщества водоемов в осенний период представлены не только осенними, но и эврибионтными видами. Биомасса зоопланктона в августе и октябре может быть на уровне средне-сезонной. Еще более сглажена сезонная биомасса по зообентосу (Шаляпин, 2009; Яныгина и др., 2012; Засыпкина, Самохвалов, 2013; Лабай, Симановский, 2017;

Асанов, 2019а). И полученные результаты вполне приемлемы для экспертной оценки рыбохозяйственного значения водотока до и после расчистки русла реки.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Характеристика биотопов. Все станции располагались на территории г. Кузнецк (рис. 1). Станция № 1 на нижнем участке р. Труев, станция № 2 на среднем, станция № 3 на верхнем участке не подвергавшемся загрязнению городских сточных вод. Характеристика биотопов по станциям отбора проб до расчистки русла р. Труев и после нее представлены в таблице 1.

Сравнивая состояние реки до и после расчистки можно отметить следующее. Ширина водотока осталась прежней. Глубина реки несколько уменьшилась за счет ликвидации заторов из коряг, упавших деревьев, строительного и бытового мусора, зарослей отмершей водной растительности. По той же причине значительно возросли скорости течения, а также прозрачность. Дно стало

Таблица 1. Характеристика биотопов на станциях отбора проб в р. Труев в 2011, 2017 гг.

Таксоны	Ст. 1		Ст. 2		Ст. 3	
	2011	2017	2011	2017	2011	2017
Ширина, м	6–7	6–7	3–7	3–6	6–7	5–6
Глубина, м	0,2–0,3	0,1–0,3	0,3–0,4	0,3–0,4	0,2–0,4	0,2–0,3
Скорость течения, м/с	0,5–0,7	0,8–1,0	0,2–0,3	0,9–1,1	0,2–0,3	0,9–1,0
Прозрачность, см	0,2	>1,0	0,2	>1,0	0,2	>1,0
Заторы	частичные	нет	по всему створу	частичные	по всему створу	нет
Грунты	галечный, заиленный	песчано-галечный	галечный, ил с древесным и бытовым мусором	галечное-песчаное	песчано-илистое	песчаное
Водная растительность	погруженная в затишных зонах	островки погруженной	ряска в затишных зонах	островки погруженной	Погруженная в затишных зонах	островки погруженной

чистым, практически лишенным ила, с островками зеленой погруженной водной растительности. Река из замусоренного водотока с мутной водой приобрела живой, свежий, «товарный» вид.

Кормовая база. Зоопланктон. В 2011 г. в р. Труев было зафиксировано 9 видов и форм зоопланктонных организмов (Rotifera — 5, Cladocera — 2, Copepoda — 2). В 2017 г. в р. Труев обнаружено 33 вида зоопланктонных организмов, большинство из которых принадлежит группе коловраток (Rotifera — 28, Cladocera — 4, Copepoda — 1). На показатели ст. 3 влияет вынос организмов из расположенного выше пруда, который в 2017 г., в отличие от 2011 г., был полностью заполнен водой.

Биомасса зоопланктона на ст. 1 после расчистки снизилась в 5,3 раза (с 46 до 8 мг/м³), биомасса зоопланктона на ст. 2 снизилась в 19,9 раз (с 64 до 3 мг/м³). Биомасса зоопланктона на ст. 3 за счет влияния пруда возросла в 2017 г. в 2,2 раза (со 144 до

310 мг/м³). Условная (используемая для расчетов) средняя по участку в 2011 г. составила 85 ± 39 мг/м³, в 2017 г. — 107 ± 135 мг/м³ (рис. 2).

В составе зоопланктона по биомассе в 2011 г. на всех станциях преобладали веслоногие, вторыми соответственно были представлены коловратки. В составе зоопланктона по биомассе в 2017 г. на всех станциях преобладали коловратки, вторыми соответственно на ст. 1 были представлены веслоногие, на ст. 2 и ст. 3 ветвистоусые. Подобное соотношение наблюдалось и в среднем по годам (рис. 3).

Зообентос. В 2011 г. в донной фауне р. Труев отмечено 11 видов беспозвоночных, относящихся к таксономическим группам — Coelenterata, Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera, Mollusca и Chironomidae. Из которых: олигохеты — 2 вида, двустворчатые моллюски — 1 вид, брюхоногие моллюски — 2 вида, хирономиды — 2 вида, поденки — 1 вид, пиявки — 1 вид, веснянки — 1 вид, личинки стрекозы — 1 вид.

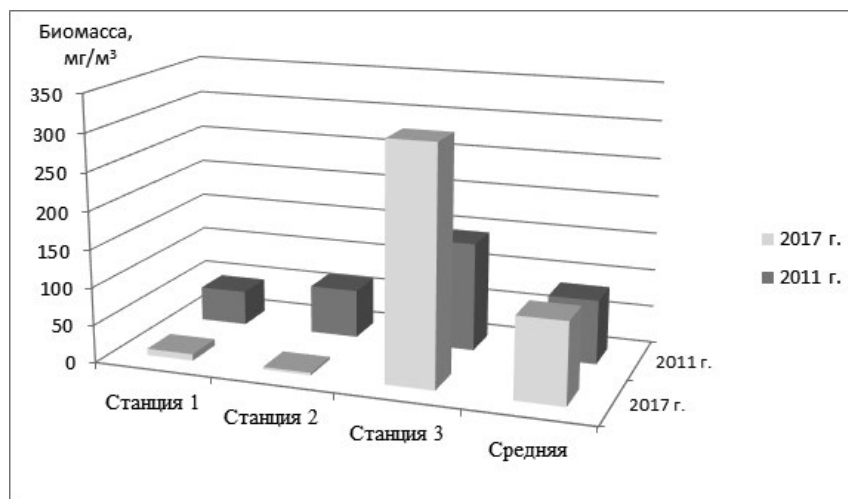


Рис. 2. Биомасса зоопланктона, мг/м³.

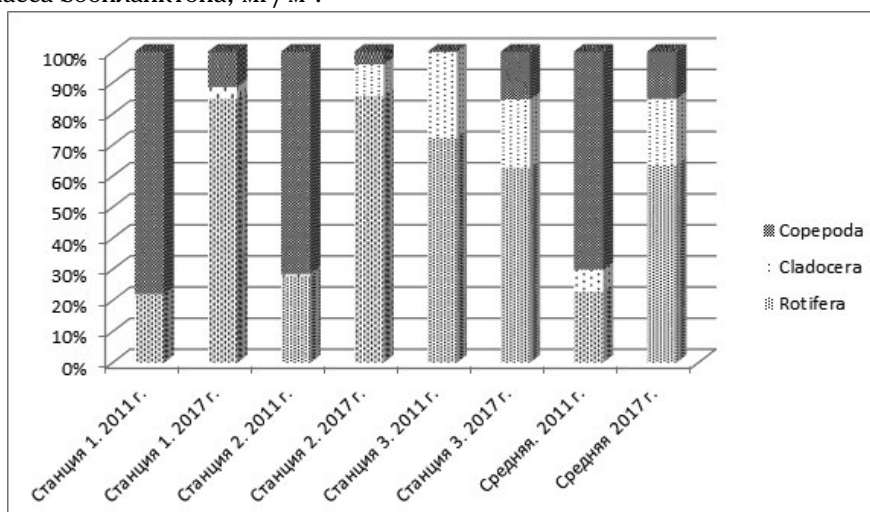


Рис. 3. Состав зоопланктона по биомассе, в %.

В 2017 г. в р. Труев обнаружено 25 видов организмов макрозообентоса, относящихся к таксономическим группам — Oligochaeta, Hirudinea, Mollusca, Odonata, Ephemeroptera, Hemiptera, Trichoptera, Chironomidae. Из которых олигохеты — 1 вид, двустворчатые моллюски — 3 вида, брюхоногие моллюски — 3 вида, ручейники — 2 вида, хирономиды — 10 видов, поденки — 3 вида, пиявки — 1 вид, личинки стрекозы — 1 вид, водяные клопы — 1 вид.

Биомасса зообентоса на ст. 1 после расчистки снизилась в 4,2 раза (с 9,720 до 2,304 г/м²), биомасса зообентоса на ст. 2 снизилась в 32,6 раза (с 54,490 до 1,670 г/м²). Биомасса зоопланктона на ст. 3 — в 1,8 раз (с 33,330 до 18,164 г/м²). Условная (ис-

пользуемая для расчетов) средняя по участку в 2011 г. составила: $32,513 \pm 15,195$ г/м²; в 2017 г.: $7,379 \pm 7,179$ г/м² (рис. 4).

В составе зообентоса по биомассе в 2011 г. преобладали: ст. 1 — личинки стрекоз, ст. 2 — брюхоногие моллюски, ст. 3 — хирономиды. В составе зообентоса по биомассе в 2017 г. преобладали: ст. 1 — хирономиды, ст. 2 и ст. 3 — брюхоногие моллюски. В среднем по годам преобладали брюхоногие моллюски, двустворчатые моллюски, личинки стрекоз, хирономиды (рис. 5).

Ихтиофауна. В 2011 г. в р. Труев по результатам контрольного лова на станциях было зафиксировано 6 видов рыб — гольян *Phoxinus phoxinus*, верховка *Leucaspis delineates*, голец усатый *Nemachilus*

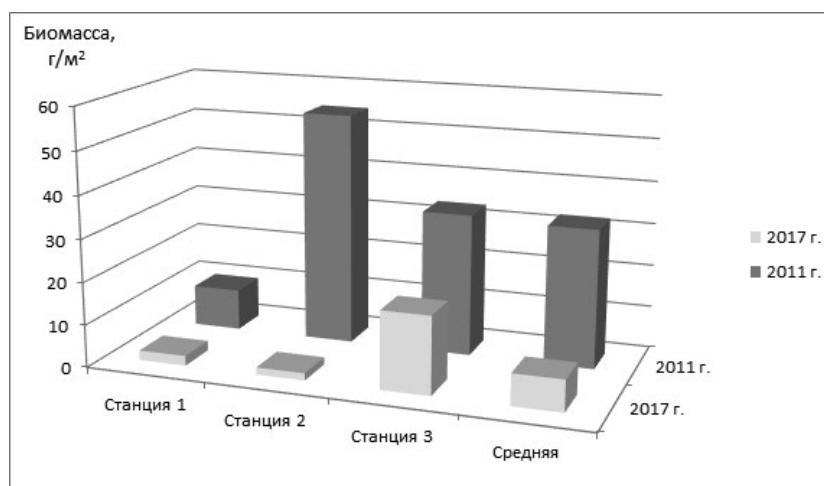


Рис. 4. Биомасса зообентоса, г/м².

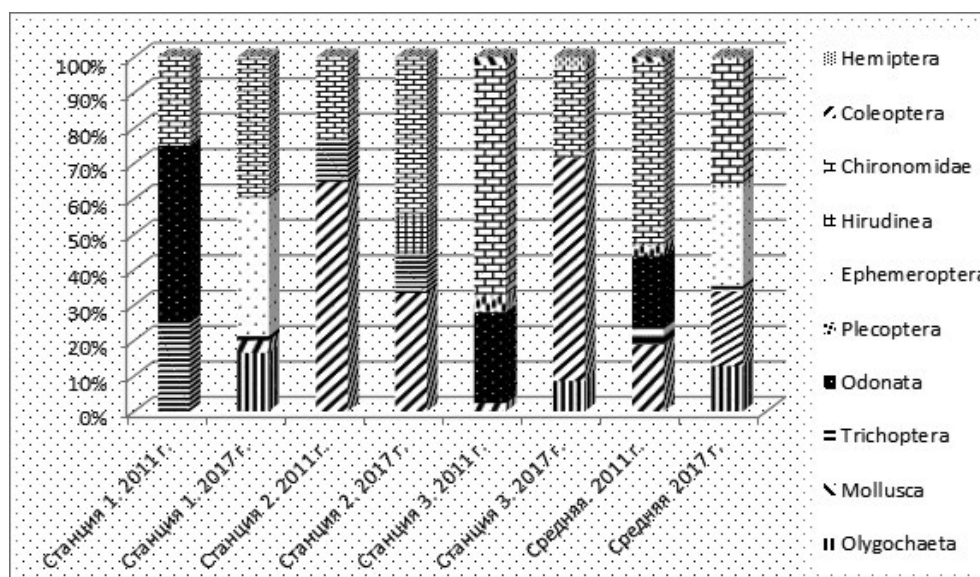


Рис. 5. Состав зообентоса по биомассе, в %.

barbatulus, пескарь *Gobio gobio*, окунь *Perca fluviatilis*, карась серебряный *Carassius auratus gibelio*. В уловах рыболовов-любителей также встречались — голавль *Leuciscus cephalus*, щука *Esox lucius*, и единично — линь *Tinca tinca*, язь *Leuciscus idus*.

В период с 2013 по 2016 гг. исследователями на данном участке р. Труев отмечалось 17 видов рыб. Кроме вышеперечисленных — плотва *Rutilus rutilus*, сазан *Cyprinus carpio*, быстрянка обыкновенная *Alburnoides bipunctatus*, елец *Leuciscus leuciscus*, щиповка обыкновенная *Cobitis taenia*, щиповка сибирская *Cobitis*

melanoleuca, вьюн *Misgurnus fossilis* (Чернышев, Иванов, 2016).

В контрольных уловах 2017 г. отмечалось 6 видов рыб — голянь, верховка, голец усатый, пескарь, плотва, щиповка обыкновенная. Из рыб в контрольных уловах к не промысловым рыбам можно отнести голяня и щиповку. Остальные рыбы используются местным населением для питания и корма животным.

Наиболее многочисленными видами рыб в уловах в 2017 г., как и в 2011 г. остались верховка и голянь. Много стало гольца и щиповки, в XX в. основных обитателей малых чи-

Таблица 2. Численность рыб, экз./м² на станциях отбора проб в р. Труев в 2011, 2017 гг.

Таксоны	Ст. 1		Ст. 2		Ст. 3		Средняя	
	2011	2017	2011	2017	2011	2017	2011	2017
Плотва	—	0,08	—	0,08	—	—	—	0,03
Окунь	—	—	0,08	—	—	—	0,03	—
Карась серебр.	—	—	—	—	0,08	—	0,03	—
Пескарь	0,16	0,08	—	0,16	0,08	—	0,08	0,08
Голец усатый	—	0,59	0,09	0,69	—	0,25	0,09	0,51
Щиповка	—	—	—	0,08	—	0,25	—	0,11
Верховка	—	0,08	—	0,08	0,92	8,42	0,31	3,14
Гольян	0,50	0,16	—	0,32	0,50	0,99	0,33	0,49
Сумма, экз./м ²	0,66	0,99	0,17	1,41	1,58	9,91	0,87	4,36

стых рек и ручьев Кузнецкого района. Стайки плотвы, представленные в уловах единичными экземплярами, на самом деле в 2017 г. хорошо просматривались в чистой струящейся воде реки. В целом, численность рыб после расчистки возросла на всех станциях за счет рыб реофильного комплекса (табл. 2).

Биомасса рыб по станциям и в целом по реке в 2017 г. оказалась также выше, чем в 2011 г. (рис. 6).

Биомасса ихтиофауны на ст. 1 после расчистки возросла в 2,9 раз (с 1,27

до 3,62 г/м³), на ст. 2 возросла в 2,0 раза (с 2,94 до 5,82 г/м³), на ст. 3 возросла в 2,1 раза (с 6,8 до 14,1 г/м³). Условная (используемая для расчетов) средняя по участку в 2011 г. составила $3,67 \pm 2,086$ г/м³; в 2017 г. — $7,83 \pm 4,151$ г/м³ (рис. 6).

Средние размерно-весовые характеристики наиболее многочисленных видов рыб в 2011 г. из контрольных ловов следующие: верховка — 3,7 см и 1,0 г; гольян — 4,5 см и 1,5 г; голец — 4,9 см и 1,5 г; пескарь — 4,0 см и 2,8 г. В 2017 г. соответственно:

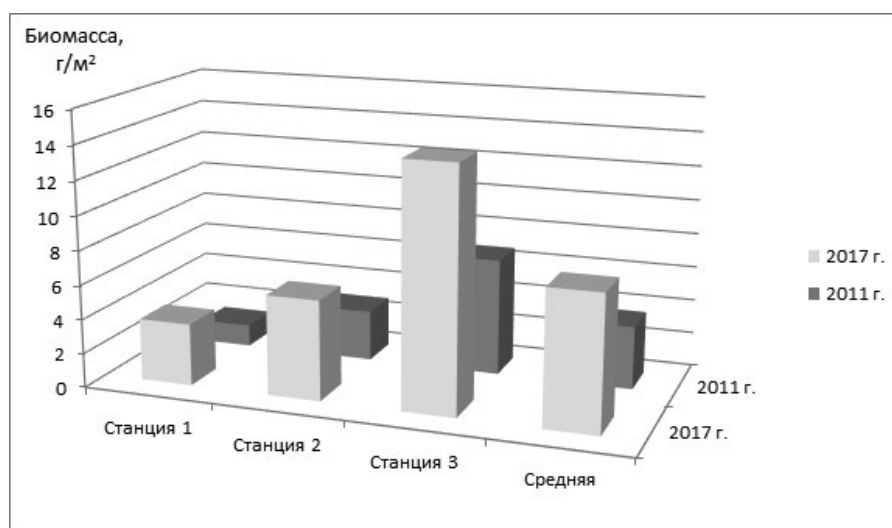
**Рис. 6.** Биомасса ихтиофауны, г/м².

Таблица 3. Сводная таблица показателей, коэффициентов и результаты расчета рыбопродукции р. Труев

Коэффициенты. показатели	Компоненты кормовой базы				Промысло- вые рыбы
	зоопланк- тон	бентос, «мягкий»	бентос, мол- люски	непромысло- вые рыбы	
2011 г. В, г/м ³ / г/м ²	0,085	12,843	19,67	0,33	3,34
2017 г. В, г/м ³ / г/м ²	0,107	1,156	6,223	1,70	6,13
P/B	20,0	6,0	3,0	1,5	—
2011 г. S, м ³ /м ²	6993	63000	63000	63000	63000
2017 г. S, м ³ /м ²	16160	63000	63000	63000	63000
K _E	7	6	30	4	—
K ₃	70	80	40	40	—
2011 г. N, кг	1,26	755,25	66,40	5,23	210,420
2017 г. N, кг	3,64	68,04	20,92	26,78	386,190

верховка — 3,9 см и 1,2 г.; гольян — 5,1 см и 2,2 г.; голец — 5,1 см и 2,6 г.; пескарь — 6,0 см и 3,3 г. То есть, после проведенной расчистки размерно-весовые характеристики рыб оказались чуть выше.

Рыбопродуктивность. Непосредственно для участка расчистки р. Труев, где на продуктивность более протяженного промежутка между ст. 2 и ст. 3 оказывает влияние пруд и два небольших русловых водоподъёмных водохранилища (образованных искусственными земляными перемычками, с пропуском воды через трубы) общую рыбопродуктивность можно оценить по средним показателям станций (Асанов, 2019 б). Общая рыбопродуктивность по кормовой базе в 2011 г. составляла — 828,1 кг; в 2017 г. — 119,4 (табл. 3). По ихтиофауне в 2011 г. — 231,2 кг; в 2017 г. — 493,3 кг. Рыбопродуктивность по промысловой ихтиофауне в 2011 г. составляла — 210,4 кг; в 2017 г. — 386,2 кг. В целом общая рыбопродуктивность в 2011 г. составляла — 1038,6 кг; в 2017 г. — 505,6 кг.

ОБСУЖДЕНИЕ

Расчистка рек в Пензенской области на территории районных центров проводится с целью ликвидации разливов реки в период паводка и подтопления населенных пунктов.

Поэтому главной целью данных мероприятий является ликвидация всех заторов на пути водного потока и с учетом нахождения пензенских водотоков на вершине Волжско—Донского водосбора, течение расчищенных рек значительно возрастает, формируя реофильные комплексы.

Таким образом, спустя пять лет после проведения расчистки русла реки, биомасса зоопланктона на участках, не подверженных влиянию пруда, составила 5—19% от первичной. В связи с увеличением реофильности реки сообщество зоопланктона становится коловратным (Сенкевич и др., 2016). На данные показатели влияет и снижение зарастаемости водотока.

Замещение богатых донными организмами илов, древесного и бытового мусора — песчано-галечным дном при возросших в 1,5—4,0 раза скоростях течения также не способствовало восстановлению биомассы зообентоса, весовые показатели которого составили 3—29% от исходных величин.

При этом, за счет ликвидации заторов и возможности свободных нерестовых, пократных, кормовых миграций рыб за прошедшие пять лет увеличилась численность и биомасса ихтиофауны, соответственно за счет рыб-реофилов — плотвы, гольца усатого, гольяна, щиповки. То есть в целом со-

хранился (восстановился) видовой состав ихтиофауны свойственный рефугиуму малых водотоков региона. Необходимо отметить, что голец усатый, местное наименование «малыш», был главным объектом любительского рыболовства малых рек (водотоков второй рыбохозяйственной категории) Кузнецкого района во второй половине XX в.

Возможно, биомасса ихтиофауны возросла, в том числе и за счет более полного использования кормовой базы, что отразилось на снижении биомассы кормовых объектов.

При существующих скоростях течения, участок расчистки длиной 10 км может быть заполнен, например, пассивно сносимой из пруда молодью рыб за 3 ч (Савенкова, Асанов, 1988). Поэтому при оценке ущерба принимаемый коэффициент восстановления ихтиомассы в Приволжье, равный срокам созревания рыб, очевидно, является наиболее объективным. Для короткоциклической ихтиофауны р. Труев он может составлять 2–3 года.

Восстановление компонентов кормовой базы до фоновых уровней на малых реках Пермского края по данным Поздеева и др. (2014) может составлять 30 лет. Что соотносится с полученными результатами на р. Труев. Но если мы говорим о рыбохозяйственном значении и использовании водных биологических ресурсов (ВБР) водотока, то не можем ориентироваться на данные сроки. Водоемы даже с максимальными показателями продуктивности компонентов кормовой базы без наличия ихтиофауны и других промысловых ВБР не имеют рыбохозяйственного значения (Асанов, 2018).

По причине отсутствия других водных объектов с промысловой ихтиофауной на территории города и до расчистки р. Труев здесь наблюдалось любительское рыболовство, которое, вопреки традициям местного населения, носило исключительно спортивный интерес, так как выловленные в грязной замусоренной реке водные биоресурсы не использовались в пищу ни людьми, ни на корм животных. И с точки зрения рыбного

хозяйства, практическое значение реки было неполноценным. Благодаря расчистке реки, ее ихтиофауна стала находить потребителей, причем ихтиомасса рыб через 5 лет вдвое превысила таковую до расчистки и имеет тенденцию для дальнейшего роста в качественном и количественном выражении.

Поэтому, несмотря на прямое снижение рыбопродуктивности реки, после ее расчистки водоток в любом случае не деградирует до полной потери рыбохозяйственного значения, а реабилитируется, что адекватно целям рыбохозяйственной мелиорации. Соответственно расчистка рек, выполненная в рамках проектных материалов в рассматриваемом регионе, в любом случае носит положительный характер. И размер штрафных санкций в плане компенсации ущерба не должен быть препятствием для проведения подобных мероприятий.

Существующая в Приволжье практика за счет компенсационных средств производить зарыбление крупных волжских водохранилищ в отношении реабилитации ВБР водоемов Пензенской области, Республики Мордовии, других маловодных регионов не имеет практического значения и является дискриминационной в отношении местного населения. Так как сравнительно небольшой объем компенсационных средств, полученный в перечисленных регионах, не оказывает заметного влияния на восстановление рыбных запасов данных водохранилищ. Реабилитация должна проводиться на тех водоемах и водотоках, которым нанесен ущерб. Та же р. Труев не является заповедной рекой и зарыбление ее личинкой щуки, зарыбление расположенного выше участка расчистки пруда сазаном, гибридным карасем будет способствовать повышению ее рыбохозяйственного значения и удовлетворения интересов рыбаков-любителей (Асанов, 2013, 2015).

Автор выражает благодарность постоянному представителю ООО «Поволжпроект» Батиной Т.М. и пензенским ученым: ихтиологу Осипову В.В., гидробиологам — Баязян Ж.А., Сенкевич В.Б. за

оказанную помощь в проведении рыбохозяйственных исследований на р. Труев.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Асанов А.Ю. Сохранение разнообразия ихтиофауны водоемов Пензенской области путем расширения спектра культивируемых объектов аквакультуры // Лесостепь Восточной Европы: структура, динамика и охрана. Сборник статей междунар. научной конф., посвященной 140-летию рождения И.И. Спрыгина. Пенза, 2013. С. 324–326.

Асанов А.Ю. Успехи, перспективы и необходимые условия для дальнейшего развития аквакультуры Пензенской области // Рыбн. хоз-во. 2015. № 1. С. 84–90.

Асанов А.Ю. Водные биологические ресурсы Пензенской области. Река Сура // Вестн. АГТУ. Сер. Рыбн. хоз-во. 2016. № 1. С. 7–14.

Асанов А.Ю. О деятельности Пензенской лаборатории Краснодарского филиала ФГБНУ «ВНИРО» // Международный научный журнал «Символ науки». 2017. № 6. С. 45–51.

Асанов А.Ю. Биомасса зоопланктона Городского водохранилища на реке Сура в городе Пенза // Агропромышленный комплекс: состояние, проблемы. Перспективы. Сборник статей XIV междунар. научной конф. Пенза. 2019а. С. 149–154.

Асанов А.Ю. Рыбохозяйственное значение водохранилищ, образованных русловыми водоподъемными сооружениями // Сурский вестник. 2019б. № 3 (7). С. 22–28.

Асанов А.Ю., Сенкевич В.А., Асанова И.Ю. Пространственное распределение зоопланктона в мелководном водоеме в условиях Пензенской области // Нива Поволжья. 2018. № 1 (46). С. 8–16.

Асанов А.Ю., Скляр В.Я. Перспективы использования водоемов комплексного назначения Пензенской области в целях аквакультуры // Труды КубГАУ. 2015. № 56. С. 61–68.

Асанов А.Ю., Осипов В.В. Восстановление ихтиофауны реки Труев в г. Кузнецк Пензенской области в результате снижения загрязнений // Международное научное периодическое издание по итогам международной, науч.— практ. конф. Стерлитамак, 2016. 4 ч, ч. 2. С. 3–6.

Бурдова В.А. Стойко Т.Г., Асанов А.Ю. Структура зоопланктона водотоков в лесостепи Среднего Поволжья в осенний период // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. 2014. Т. 23. № 2. С. 33–39.

Ермолин В.П., Зотова Е.А., Пудовкина А.С., Соболевская Н.В. О применении пункта 31 Методики исчисления размера вреда причиненного водным биологическим ресурсам // Материалы II Всероссийской науч.— практ. конф. Саратов, 2013. С. 35–41.

Засыпкина И.А., Самохвалов В.Л. Зообентос водотоков бассейна реки Хасын (Побережье Тауйской губы Охотского моря) // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2013. Т. 15. № 3. С. 2268–2276.

Зиновьев Е.А., Китаев А.Б. О воздействии взвешенных частиц на гидрофауну // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2015. Т. 17. № 5. С. 283–288.

Зинченко Т.Д., Розенберг Г.С. Большие проблемы малых рек // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. 2012. Т. 21. № 4. С. 207–213.

Ивушкин А.С., Крышов И.М., Кантеев К.К. Водорегулирующие сооружения: монография. Пенза: Пенз. правда, 1993. 270 с.

Лабай В.С., Симановский Е.О. Сезонная изменчивость макрозообентоса малого лесного водотока юга острова Сахалин на примере безымянного ручья-притока реки Мицулевка // Интернет-журнал СахГУ: «Наука, образование, общество», 2017–1. С. 1–19.

Методика исчисления размера вреда, причиненного водным биологическим ресурсам. «ВНИРО». М. 2011, 63 с.

- Поздеев И.В., Мельникова А.Г., Крайнев Е.Ю., Котельникова В.С. Параметры восстановления гидробиоценозов рек Северный Колчим и Полуденный Колчим после проведения горнорудных разработок дренажным способом // Пермское отделение ФГБНУ «ГосНИОРХ»: Биоценозы рек и водохранилищ Западного Урала. Сб. научных трудов. 2014. Т. VII. С. 115–135.
- Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб: монография. М.: Пищ. пром-сть, 1966. 226 с.
- Савенкова Т.П., Асанов А.Ю. Наблюдение за скатом молоди рыб в низовьях реки Атрек // Вопр. ихтиологии. 1988. Т. 28. Вып. 4. С. 649–656.
- Сенкевич В.А., Цыганов А.Н., Стойко Т.Г. Зоопланктонное сообщество Пензенского водохранилища // Известия высших учебных заведений. Поволжский регион. Естественные науки. 2016. № 1. С. 35–49.
- Стойко Т.Г., Мазей Ю.А. Планктонные коловратки Пензенских водоемов: монография. Пенза: Изд-во ПГПУ им. В.Г. Белинского, 2006. 135 с.
- Федеральный закон РФ от 2 июля 2013 года № 148-ФЗ «Об аквакультуре (рыбоводстве) и о внесении изменений в отдельные законодательные акты Российской Федерации».
- Чернышев В.А., Иванов С.В. Динамика видового разнообразия ихтиофауны реки Труев в пределах города Кузнецка Пензенской области // Материалы Всерос. науч. конф. Пенза, 2016. С. 107.
- Шалыпин Г.П. Последствия изменения климата в России для рыбоводства // Рыбоводство. 2009. № 3–4. С. 18–19.
- Яныгина Л.В., Ковешников М.И., Безматерных Д.М. Сезонная динамика сообществ донных макробеспозвоночных водотоков бассейна Верхней Оби // Водные и экологические проблемы Сибири и Центральной Азии: тр. Всерос. науч. конф. с международным участием. ИВЭП СО РАН: в 3 т. Барнаул, 2012. Т. 2. С. 224–229.

FISHING VALUE OF THE SMALL TRUEV RIVER VOLGA REGION AFTER CLEANING THE CHANNEL

© 2020 г. А. Ю. Асанов

*Volga Scientific Center for Aquaculture and Aquatic Bioresources FSBEI HE
«Penza State Agricultural University», Penza, 440023*

On a typical small river Truev in the Penza region, a comparative analysis of the state of aquatic biological resources was carried out before clearing the channel and five years after its clearing. Five years after clearing, zooplankton biomass in natural sections of the river amounted to 5–19% of the primary, zoobenthos biomass — 3–29%, total fish productivity in the entire clearing area — 49%. Moreover, over the past five years, mainly due to rheophilous fish, the number of ichthyofauna and its biomass doubled. The fishery value of the river from the conditional, the ability to fish by amateur fishers, has moved into the category of real use of ichthyofauna, including as objects of food for people and animals. Therefore, the accepted recovery coefficient of ichthyomass in the Volga region, equal to the ripening time of the fish, is obviously worth considering as optimal. The existing practice of channeling all compensation funds to stocking large Volga reservoirs does not give practical results. Rehabilitation should be carried out on those water bodies and streams that have been damaged. Therefore, water bodies not assigned to protected areas, which include the Truev River, should be stocked up with valuable species of fish in order to ennoble the ichthyofauna and to increase fishery value.

Key words: Truev river, clearing of the channel, zooplankton, zoobenthos, ichthyofauna, fish productivity, fishery value.

ДИНАМИКА ЧИСЛЕННОСТИ

УДК 597.585.2–152.6.08 (261.43)

**ОЦЕНКА МАКСИМАЛЬНОГО УСТОЙЧИВОГО УЛОВА МОРСКИХ ОКУНЕЙ
РОДА *SEBASTES* С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ФУНКЦИИ УЛОВА НА РЕКРУТА**

© 2020 г. М. В. Почтарь

Полярный филиал Всероссийского научно-исследовательского института рыбного хозяйства
и океанографии (ПИНРО), г. Мурманск, 183038
e-mail: pochtar@pinro.ru

Поступила в редакцию 15.07.2019 г.

Объект исследования — морские окуни банки Флемиш-Кап статистического района НАФО ЗМ Северо-Западной Атлантики. Цель работы — определить возможный максимальный устойчивый вылов и оптимальную величину промысловой смертности морских окуней, с использованием функции улова на рекрута. Выполнена оценка целевых биологических ориентиров F_{\max} и $F_{0,1}$ для запаса морских окуней банки Флемиш-Кап и исследована устойчивость значений этих ориентиров в зависимости от изменения параметров функции улов на рекрута. Показано, что оптимальный среднегодовой улов зависит от величины пополнения, может быть получен при эксплуатации объекта с промысловой смертностью от 0,08 до 0,2 и составлять 10–18 тыс. т в зависимости от величины пополнения. При этом запас будет сохраняться в биологически безопасных границах (нерестовая биомасса будет находиться в диапазоне 20–40 тыс. т).

Ключевые слова: морские окуни рода *Sebastes*, банка Флемиш-Кап, численность, моделирование, функция, рекруты, промысловая смертность.

ВВЕДЕНИЕ

Три вида морских окуней: глубоководный окунь-клювач (*Sebastes mentella*), золотистый морской окунь (*Sebastes marinus*) и американский окунь (*Sebastes fasciatus*) населяют банку Флемиш-Кап. Из-за внешнего сходства, окунь-клювач и американский окунь объединяют в группу «клюворылый окунь». Оценка запаса проводится для «клюворылого» окуня, так как он составляет более 90% улова.

Основной информацией для оценки состояния запаса морских окуней в микро-районе ЗМ являются ежегодные стратифицируемые донные траловые съемки, проводимые Европейским союзом (ЕС) с 1989 г. С конца 1990-х гг. результаты оценки запаса морских окуней различными математическими моделями (в основном используется метод ХСА (расширенный анализ выживания) ежегодно рассматриваются на Научном Совете НАФО при принятии решения о статусе

запаса и величине ОДУ, а также для анализа возможного состояния запаса при различных сценариях промысла.

С помощью функции «улова на рекрута» (YPR) выполнена оценка биологических ориентиров промысловой смертности ($F_{0,1}$ и F_{\max}) для запаса морских окуней банки Флемиш-Кап. Исследована зависимость изменения их значений от изменения параметров функции YPR (скорости роста, естественной смертности и модели эксплуатации), рассчитана величина возможного долгосрочного вылова, и даны рекомендации по оптимальному управлению промыслом морских окуней в зависимости от величины пополнения запаса.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Статистические данные отечественного и международного промысла морских окуней на банке Флемиш-Кап за 1956–

2016 гг. взяты из базы данных судовых суточных донесений ПИНРО, а также баз данных НАФО по статистике промысла STATLANT 21A и STATLANT 21B.

Одним из подходов, часто используемых при регулировании промысла многих видов рыб, является анализ функции улова на единицу пополнения (рекрута) от коэффициента промысловой смертности и расчет значений биологических ориентиров промысловой смертности $F_{0,1}$ и F_{max} (Beverton, Holt, 1957). Этот подход основывается на определенных гипотезах, основными из которых являются постоянство пополнения, параметров роста и естественной смертности в условиях уравновешенного промысла. Улов на единицу пополнения характеризует продукционную способность запаса (способность обеспечить некоторый вылов с единицы пополнения).

Анализ улова на рекрута для окуней банки Флемиш-Кап проводился с помощью модели численности популяции, использующей постоянную промысловую смертность по возрастам и постоянное пополнение. Такая популяция в начале каждого года будет иметь один и тот же возрастной состав, при котором численность каждой когорты равна количеству особей, выживших за время ее существования. По Бивертону и Холту (Beverton, Holt, 1957) популяция находится в равновесии и, в частности, ежегодно попол-

няется одним и тем же количеством особей. Соответственно средняя годовая численность популяции равна сумме численностей составляющих ее поколений.

Зависимость улова на рекрута позволяет оценить долговременные ориентиры по промысловой смертности на основании только веса особей в улове (по возрастам), промысловой и естественной смертности. Отношение запас-пополнение игнорируется, и равновесный улов рассчитывается на 1 рекрута.

Анализ кривой YPR в сочетании с кривой «нерестовая биомасса на рекрута» (SSB/R) позволяет оценить ориентиры управления по биомассе и промысловой смертности F (Serchuk, 1997):

$F_{0,1}$ — F , при котором наклон кривой Y/R составляет 10% ее наклона в начале координат;

F_{max} — промысловая смертность, при которой кривая улова на рекрута имеет максимум;

$F_{50\%SPR}$ — промысловая смертность, при которой нерестовая биомасса на рекрута составляет 50% от ее значения, когда промысловая смертность равна нулю.

Кривая YPR рассчитывается по формулам, в которых коэффициент естественной смертности M принят постоянным для всех возрастов и лет, а масса одной особи W_a зависит от возраста a .

$$YPR = \sum_{a=FirstAge}^{LastAge} e^{-\sum_{i=FirstAge}^{a-1} S_i F_{Mult} + M} W_a \frac{S_a F_{Mult}}{S_a F_{Mult} + M} (1 - e^{-S_a F_{Mult} - M}) + YPR_{PlusGrp}, \quad (1)$$

$$YPR_{PlusGrp} = e^{-\sum_{i=FirstAge}^{a-1} S_i F_{Mult} + M} W_{plusGrp} \frac{S_{plusGrp} F_{Mult}}{S_{plusGrp} F_{Mult} + M} \times E(1 - e^{-S_{plusGrp} F_{Mult} - M}) \frac{e^{-S_{plusGrp} F_{Mult} - M}}{e^{-S_{plusGrp} F_{Mult} - M} - 1}, \quad (2),$$

где a — возраст, лет;

W_a — средняя масса одного экземпляра в возрасте a , в запасе, кг;

S_a — коэффициент селективности в возрасте a ;

M — постоянный коэффициент естественной смертности,

F_{mult} — F -множитель (определяет уровень промысловой смертности).

Нерестовая биомасса на пополнение (SPR) рассчитывается по следующей формуле:

$$SPR = \sum_{a=FirstAge}^{LastAge} \left(e^{-\sum_{i=FirstAge}^{a-1} S_i F_{Mult} + M} W_a Mat_a \right) + e^{-\sum_{i=FirstAge}^{a-1} S_i F_{Mult} + M} W_{plusGrp} Mat_{plusGrp} \frac{-e^{-S_{plusGrp} F_{Mult} - M}}{e^{-S_{plusGrp} F_{Mult} - M} - 1}, \quad (3),$$

где Mat_a — доля половозрелых особей в возрасте a .

Промысел морских окуней на банке Флемиш-Кап в течение 1956–2016 гг. значительно изменялся. В первые годы промысла (1957–1959 гг.) вылов составлял соответственно 31,6; 53,9 и 52,0 тыс. т. В 1960-е гг. вылов непрерывно снижался, и с 1966 г. специализированный промысел потерял свое значение. Начиная с 1972 г., промысел окуней был возобновлен, и до 1985 г. их вылов колебался в пределах 15–20 тыс. т. Затем постепенно возрастал, составив в 1986–1993 гг. — 30–40 тыс. т. С 1996 г. в связи с низкой численностью запаса вылов окуней снизился сначала до 1,1 тыс. т, а затем к 1999 г. был практически прекращен, составив в 2000–2004 гг. 2–4 тыс. т. После постепенного восстановления запаса морских окуней вылов ограничивался квотами 6,5–8,5 тыс. т.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

1. Оценка биологических ориентиров $F_{0,1}$ и F_{max} в разные периоды промысла.

На основании оценок численности запаса морских окуней, выполненных для 1956–2014 гг. методом ВПА (виртуально-популяционный анализ) (Darby, Flatman, 1994) было выбрано несколько периодов

промысла, в которые распределение промысловой смертности по возрастам («модель» эксплуатации) незначительно различались, т.е. модель эксплуатации была относительно стабильна в периоды: 1956–1966, 1967–2003, 2004–2014 и 1989–2001 гг. Для каждого из этих периодов, а также для всего периода промысла 1956–2014 гг., и для периода 1989–2014 гг. (период ежегодного проведения стратифицированных донных траловых съемок ЕС в микрорайоне 3М) были рассчитаны значения параметров $F_{0,1}$ и F_{max} (Табл. 1). Естественная смертность принята постоянной и равна 0,1 для всех возрастов и лет. Наблюдаются изменения значений параметра $F_{0,1}$ от 0,08 до 0,11 в различные рассматриваемые периоды промысла и небольшие изменения в значении $YPR_{F_{0,1}}$ от 0,093 до 0,106 кг. Параметр F_{max} изменялся в более широком диапазоне. Если не учитывать период 1956–1966 гг., то значение F_{max} изменялось от 0,17 до 0,27. Для периода 1956–1966 гг. промысловая смертность F_{max} оценена в 1,025. Однако кривая YPR для этого периода представляет собой кривую с неявно выраженным (плоским) максимумом, и значение YPR , практически равное максимуму 0,12 кг/экз., достигается уже при значении $F=0,35$. Дальнейшее увеличение промысловой смертности практически не изменяет величину улова на рекрута

Таблица 1. Изменение биологических ориентиров $F_{0,1}$ и F_{max} , промысловой смертности F_{bar} , улова на рекрута и среднегодового вылова в различные периоды промысла морских окуней банки Флемиш-Кап

Период, годы	$F_{0,1}$	F_{max}	$YPR_{F_{0,1}}$, кг/экз.	$YPR_{F_{max}}$, кг/экз.	F_{bar} , Фактический (XSA)	Среднегодовой наблюдаемый за период вылов, т
1956–1966	0,082	1,025	0,094	0,118	0,228	19590
1967–2003	0,079	0,171	0,104	0,113	0,237	20191
2004–2014	0,112	0,274	0,093	0,103	0,137	5274
1989–2001	0,086	0,180	0,106	0,116	0,401	24720
1958–2014	0,078	0,177	0,102	0,112	0,216	17207
1989–2014	0,088	0,203	0,105	0,114	0,271	15150

(рис. 1). Следовательно, в качестве значения F_{\max} для этого периода можно использовать значение 0,35.

Фактический промысел в большинстве рассматриваемых периодов проходил с промысловой смертностью F_{bar} (промысловая смертность, равная среднему значению промысловой смертности морских окуней возрастов 6–16 лет) превышающей F_{\max} (табл. 1). Особенно наглядно это проявилось в 1989–2001 гг., когда F_{bar} составил 0,401, в то время как F_{\max} оценивался в 0,18. На наш взгляд, именно это и явилось причиной резкого снижения биомассы запаса морских окуней в данный период. Можно отметить, что в отдельные периоды значения фактической промысловой смертности F_{bar} были близки к F_{\max} . Эти периоды характеризовались относительно стабильным состоянием запаса морских окуней, и, следовательно, параметр F_{\max} может рассматриваться как один из кандидатов для ведения оптимального промысла.

В 2004–2014 гг. фактический промысел был ограничен общим допустимым уловом (ОДУ), равным 6,5 тыс. т и проводился с F_{bar} равным 0,14. Это значение промысловой смертности значительно ниже F_{\max} и немного превышает значение $F_{0,1}$ (0,11). Этап 2004–2014 гг. характеризуется постепенным восстановлением запаса, поэтому использование параметра близкого к $F_{0,1}$ соответствовало основной цели регулирования промысла — восстановлению запаса.

2. Влияние изменений биологических параметров запаса морских окуней на значения ориентиров $F_{0,1}$ и F_{\max} .

Значения биологических ориентиров $F_{0,1}$ и F_{\max} зависят от значений входных параметров, используемых в функции YPR. Поэтому, изменение естественной смертности, средней массы в каждой возрастной группе, и изменение промысловой смертности по возрастам (модели эксплуатации) будут влиять на значения этих ориентиров. Про-

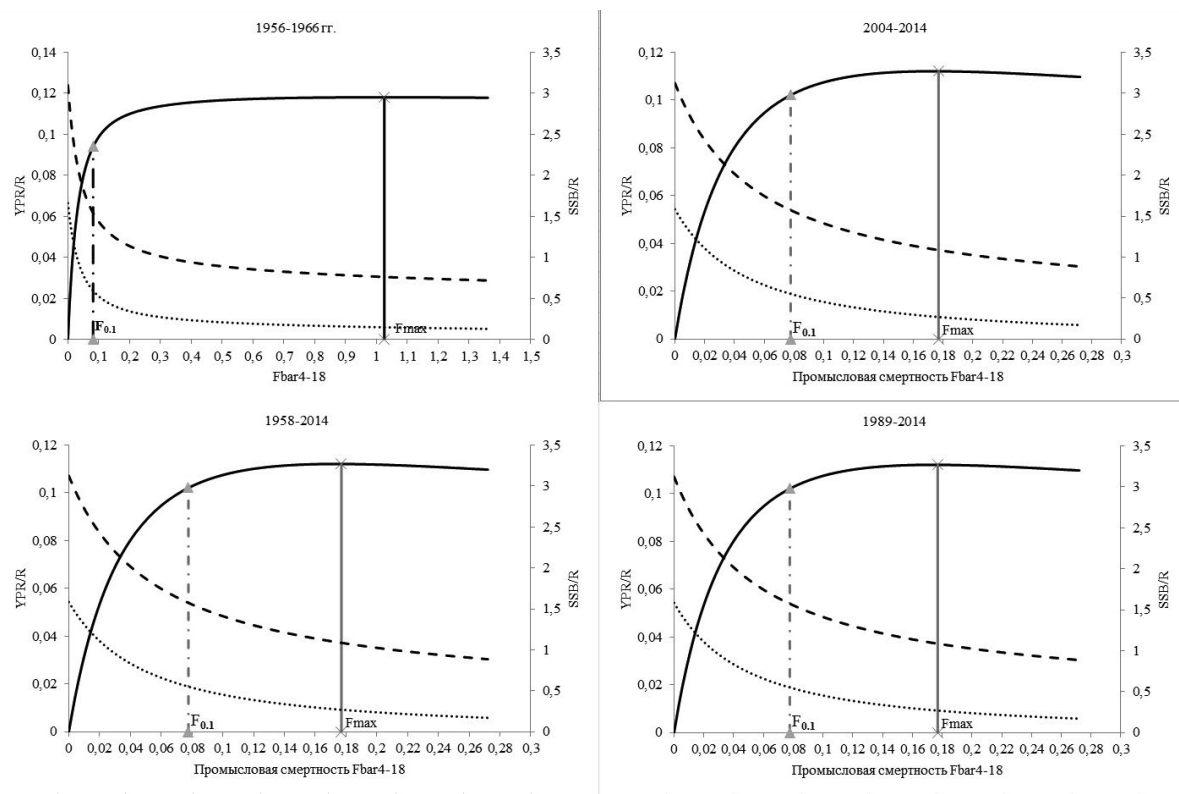


Рис. 1. Кривые YPR, SSB/R, B/R и значения параметров $F_{0,1}$ и F_{\max} для разных периодов промысла морских окуней банки Флемиш-Кап.

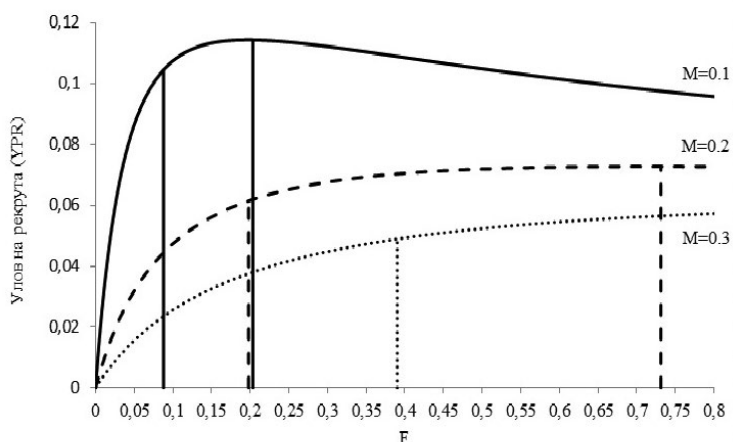


Рис. 2. Зависимость улова на рекрута от промысловой смертности F при различных значениях естественной смертности M для морских окуней банки Флемиш-Кап.

верка чувствительности ориентиров к изменению исходных данных проводилась при изменении значений одного из параметров и использовании средних значений за весь период наблюдения для остальных. Анализ зависимости значений ориентиров $F_{0,1}$ и F_{\max} проводился для периода 1989–2014 гг.

Естественная смертность. При оценке запаса морских окуней принято допущение о постоянной величине естественной смертности, равной 0,1 для всех возрастных групп. В 2013 г. из-за несоответствия тенденций в оценках биомассы морских окуней банки Флемиш-Кап, полученных методом XSA и результатами донных траловых съемок ЕС в период 2006–2012 гг. было выдвинуто предположение, что естественная смертность поколений 2002–2004 гг. возросла по причинам, независимым от промысла. В основном это было связано с увеличением хищничества и внутривидовой конкуренцией за пищу (An Assessment of Beaked Redfish ..., 2013).

Анализ изменения параметров $F_{0,1}$ и F_{\max} от входных данных проводился при естественной смертности, равной 0,1, 0,2 и 0,3. На величину параметров $F_{0,1}$ и F_{\max} также оказывает влияние «плюс-группа» (19 лет и старше), особенно для долгоживущих видов, для которых ее величина может составлять существенную часть запаса. Поэтому был рассмотрен вариант, при котором

естественная смертность M , равная 0,1, принималась для всех возрастов, кроме возраста «плюс-группы», для которого она изменялась от 0,1 до 1,0 с шагом 0,2.

Анализ поведения функции YPR, построенной для различных уровней естественной смертности, не зависящей от возраста (кроме самых старших возрастов), показал, что при повышении естественной смертности значение улова-на-рекрута снижается (рис. 2). Значения же ориентиров $F_{0,1}$ и F_{\max} смещаются вправо по кривой YPR, т.е. возрастают (табл. 2). Максимум кривой YPR при увеличении естественной смертности становится все более слабо выраженным и при $M=0,3$ кривая улова на рекрута не имеет максимума. Следовательно, для запасов с высоким уровнем естественной смертности, равным или превышающим промысловую, ориентир F_{\max} становится непригодным для практического использования.

Изменение уровня естественной смертности «плюс группы» при равенстве $M=0,1$ для всех остальных возрастов очень незначительно изменило вид кривой YPR. Значения ориентиров несколько возросли при увеличении естественной смертности «плюс группы» с 0,2 до 0,4 (табл. 2), и дальнейшее их увеличение было незначительным.

Средняя масса. Изменчивость темпа роста поколений морских окуней и промыс-

Таблица 2. Значения ориентиров $F_{0,1}$ и F_{\max} морских окуней банки Флемиш-Кап при различных значениях естественной смертности

Параметр	М для всех возрастов			М для «плюс-группы» (возраст 19+) при $M=0,1$ для возрастов 4–18				
	0,1	0,2	0,3	0,2	0,4	0,6	0,8	1,0
F_{\max}	0,20	0,73	Нет максимума	0,22	0,24	0,24	0,25	0,25
$F_{0,1}$	0,09	0,20	0,39	0,11	0,13	0,13	0,14	0,14

ла приводит к существенной изменчивости средней массы в каждой возрастной группе. Проверка влияния данного параметра на вид функции YPR и значения ориентиров выполнялись при разных значениях массы особей по возрастам.

Кривые улова на рекрута были рассчитаны с максимальными, минимальными и средними значениями фактической массы одной особи в улове по возрастным группам за 1989–2014 гг. Оценки улова на рекрута $YPR_{F_{\max}}$ и $YPR_{F_{0,1}}$ более существенно отличались для разных вариантов, чем значения самих ориентиров $F_{0,1}$ и F_{\max} (рис. 3). При возрастании средней массы максимум функ-

ции YPR увеличивался от 0,07 до 0,13 кг. Значения $F_{0,1}$ изменялись в меньшей степени от 0,08 до 0,09, а значения F_{\max} — от 0,19 до 0,22. Следовательно, при возрастании темпа роста особей, уровень относительной продукции популяции изменяется существенно, а максимум улова достигается при примерно одной и той же интенсивности эксплуатации.

Изменение модели эксплуатации (fishing pattern). Под моделью эксплуатации в данной работе понимается распределение промысловой смертности по возрастам. Для анализа чувствительности ориентиров управления $F_{0,1}$ и F_{\max} к изменениям модели эксплуатации выполнены расчеты с макси-

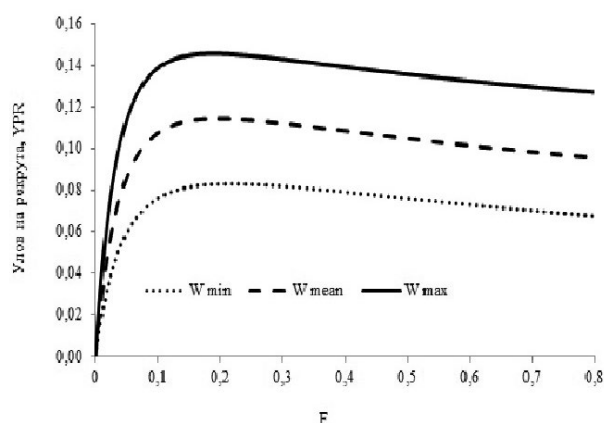


Рис. 3. Зависимость улова на рекрута от промысловой смертности при различных значениях средней массы по возрастам (минимальной, максимальной или средней) из наблюдаемых значений за период 1989–2014 гг. для морских окуней банки Флемиш-Кап.

— W_{\max} — кривая YPR со значениями максимальной массы в каждом возрасте за период 1989–2014 гг.; - - - W_{mean} — кривая YPR со значениями средней массы в каждом возрасте за период 1989–2014 гг.; W_{\min} — кривая YPR со значениями минимальной массы в каждом возрасте за период 1989–2014 гг.

мальными, минимальными и средними значениями промысловой смертности по возрастам за 1989–2014 гг. (рассчитанными по модели XSA). В период 1993–1996 гг. значительную часть вылова морских окуней на банке Флемиш-Кап составляли молодые особи возрастов 1–4 года, взятые в качестве прилова при промысле креветки. Так как оценка запаса по XSA проводится для возрастов 4–18 лет, то уловы младших возрастных групп (1–3 года) добавлены к вылову «четырёхлеток». Поэтому в указанный период очень высокая промысловая смертность отмечается для возрастов 4 и 5 лет, которая во много раз превышает смертность этих возрастных групп в другие годы. Однако, чтобы не менять общий подход, минимальная, максимальная и средняя промысловая смертность рассчитывались за весь период и для этих возрастов. Такой подход неадекватен фактическому промыслу. Вместе с тем, по нашему мнению, он приемлем для исследования изменения значений ориентиров $F_{0,1}$ и F_{max} в зависимости от изменения промысловой смертности F .

Оценки улова на рекрута и значения ориентиров $F_{0,1}$ и F_{max} существенно отличались для разных вариантов (рис. 4). При возрастании промысловой смертности мак-

симум функции YPR увеличивался от 0,08 до 0,13 кг. Значения $F_{0,1}$ также значительно изменялись — от 0,08 до 0,11, а значения F_{max} — от 0,17 до 0,38.

Результаты проведенного исследования показали, что значения биологических ориентиров $F_{0,1}$ и F_{max} запаса морских окуней банки Флемиш-Кап для разных периодов промысла отличаются незначительно. Поэтому в качестве оптимальной оценки значений ориентиров $F_{0,1}$ и F_{max} рассматриваем период 1989–2014 гг., для которого их значения составляют соответственно 0,09 и 0,20.

3-я — кривая YPR с fishing pattern равным минимальным значениям промысловой смертности в каждом возрасте за период 1989–2014 гг.;

2-я — кривая YPR с fishing pattern равным средним значениям промысловой смертности в каждом возрасте за период 1989–2014 гг.;

1-я — кривая YPR с fishing pattern равным максимальным значениям промысловой смертности в каждом возрасте за период 1989–2014 гг.

Оценка запаса морских окуней банки Флемиш-Кап, выполненная с помощью продукционной модели ASPIC (Prager,

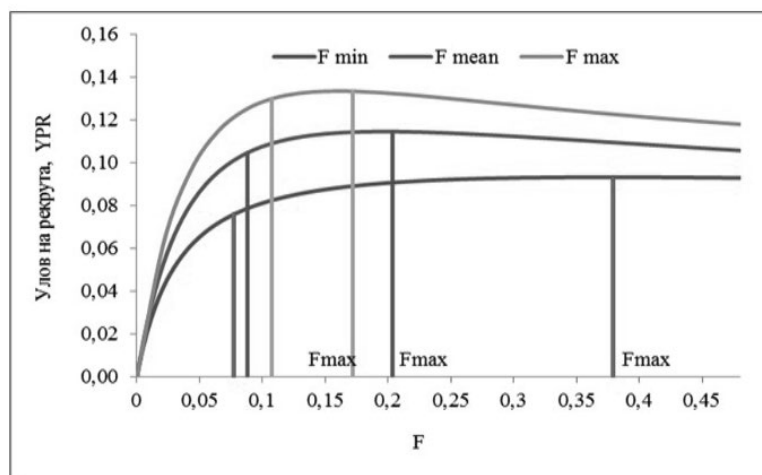


Рис. 4. Зависимость улова на рекрута от промысловой смертности при различных значениях модели эксплуатации для морских окуней банки Флемиш-Кап: при условии, что промысловая смертность для каждого возраста равна максимальному значению промысловой смертности за период 1989–2014 (1), среднему значению (2) и минимальному значению (3).

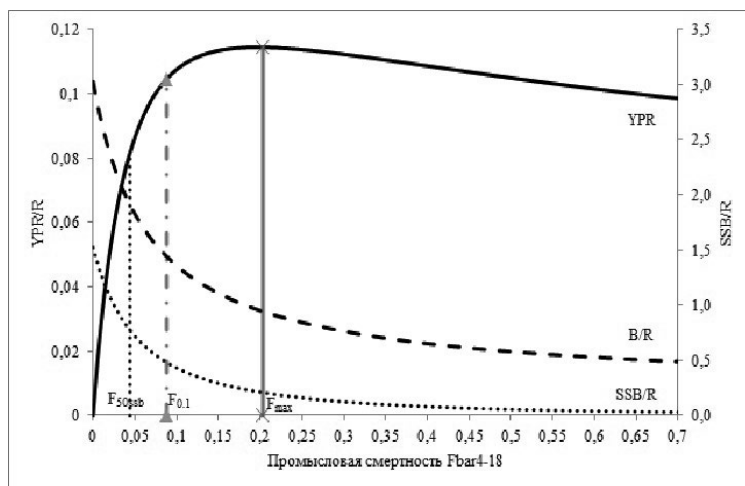


Рис. 5. Оценка параметров $F_{0,1}$, F_{max} и $F_{ssb50\%}$ для запаса морских окуней банки Флемиш-Кап за период 1989–2014 гг.

2013), показала, что при различных вариантах значений уловов на усилие (российские, португальские или международные данные) значения биологического ориентира F_{msy} различаются незначительно: от 0,09 до 0,11. Соотношения между биологическими ориентирами в модели ASPIC, построенной на основе уравнения логистического роста биомассы популяции (модели Шефера), определяются как:

$$F_{0,1} = 0,9F_{msy} \quad (4)$$

$$Y_{0,1} = 0,99Y_{msy} \quad (5)$$

$$B_{0,1} = 1,10B_{msy} \quad (6)$$

Следовательно, $F_{0,1}$ в различных вариантах расчетов по ASPIC оценивается в пределах от 0,081 ($= 0,9 \times 0,09$) до 0,1 ($= 0,9 \times 0,11$). Эти оценки хорошо согласуются со значениями, полученными из анализа функции YPR, что может служить дополнительным аргументом выбора основного значения для $F_{0,1}$.

Если использовать ориентир $F_{0,1}$, равный 0,09, в качестве целевого, то ежегодный улов будет составлять приблизительно 8,6% промыслового запаса. По съемкам ЕС запас морских окуней на банке Флемиш-Кап

в 2008–2013 гг. оценивается на уровне 150–250 тыс. т, следовательно, рекомендуемый вылов может составлять 12–21 тыс. т. По расчетам XSA запас окуней оценивается несколько ниже — на уровне 120–150 тыс. т. С 2004 г. фактический вылов морских окуней был ограничен общим допустимым уловом (ОДУ) равным 6,5 тыс. т. Фактическое значение промысловой смертности F находилось в диапазоне от 0,04 до 0,12, за исключением 2011 г., когда F составил 0,18. Следовательно, фактический уровень изъятия в исследуемый период в основном был близок к биологическому ориентиру $F_{0,1}$ и не превышал ориентир F_{max} . Представляется вероятным, что оптимальный уровень изъятия будет получен при значении промысловой смертности в диапазоне от $F_{0,1}$ до F_{max} .

Кривые YPR, B/R и SSB/R в долгосрочном аспекте показывают сокращение общей и нерестовой биомассы от неэксплуатируемого уровня в зависимости от величины промысловой смертности (рис. 5, табл. 3).

Промысел с $F_{0,1}$, равной 0,09 в долгосрочном аспекте показывает снижение нерестовой биомассы до 32% от неэксплуатируемого уровня (от уровня эксплуатации при $F=0$), а промыслового запаса до 48% от начального (неэксплуатируемого) значения запаса (табл. 3). Такой промысел также при-

Таблица 3. Изменение улова (Yield/R), промысловой (B/R) и нерестовой биомасс (SSB/R) на единицу пополнения в процентах от уровня неэксплуатируемого запаса в долгосрочном аспекте в зависимости от изменения промысловой смертности (F)

	F	B/R	SSB/R	%SSB	%B	% SSB от B	Yield/R
	0	3	1,730	100	100	57	0
	0,011	2,624	1,417	82	87	54	0,032
	0,022	2,324	1,187	69	77	51	0,054
	0,033	2,093	1,013	59	69	48	0,070
F_{ssb}	0,045	1,901	0,871	50	63	46	0,082
	0,055	1,760	0,769	44	58	44	0,090
	0,066	1,636	0,680	39	54	42	0,096
	0,077	1,531	0,607	35	51	40	0,101
$F_{0,1}$	0,088	1,442	0,546	32	45	3,8	0,105
	0,099	1,364	0,494	29	45	36	0,107
	0,110	1,297	0,450	26	43	35	0,109
	0,121	1,237	0,411	24	41	33	0,111
	0,137	1,160	0,362	21	38	31	0,113
	0,165	1,055	0,299	17	35	28	0,114
F_{max}	0,203	0,943	0,235	14	31	25	0,114
	0,316	0,742	0,132	8	25	18	0,112
	0,467	0,601	0,072	4	20	12	0,106
	0,687	0,494	0,036	2	16	7	0,099

ведет к снижению доли нерестовой биомассы в запасе от 57 до 38%.

Как отмечали канадские исследователи в начале 2000-х годов (An Assessment ... 2011) эксплуатацию морских окуней банки Флемиш-Кап в 1979–1985 гг. можно считать рациональной. По индексам канадских съемок, при ежегодном вылове 18 тыс. т., запас окуней был стабильным. Нерестовая биомасса самок при этом составляла до 40% от уровня промысловой биомассы, наблюдаемой в ходе серии канадских съемок 1979–1985 гг. Промысел с $F_{0,1} = 0,09$ поддерживает долю SSB в биомассе промыслового запаса на уровне 38%, что чуть ниже, чем 40% (табл. 3). Следовательно, в качестве оптимального биологического ориентира промысловой смертности можно рассматривать параметр $F_{0,1}$, а также пара-

метр $F_{ssb50\%}$, который соответствует сохранению нерестовой биомассы на уровне 50% от ее значения при отсутствии промысла (табл. 3).

Проведенный анализ влияния входных данных на значения ориентиров $F_{0,1}$ и F_{max} показывает целесообразность практического использования подхода, основанного на зависимости улова-на-рекрута от промысловой смертности (YPR) при регулировании промысла морских окуней на банке Флемиш-Кап.

Однако следует отметить, что функция YPR оценивает изменение относительной продукции и не учитывает возможную изменчивость численности пополнения при изменении промысловой нагрузки, т.е. не позволяет оценить зависимость абсолютной продукции от F.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенный анализ показал, что биологические ориентиры промысловой смертности $F_{0,1}$ и F_{\max} могут быть использованы при регулировании промысла морских окуней банки Флемиш-Кап. Использование промысловой смертности $F_{0,1}$ рекомендуется при восстановлении численности запаса окуней после «перелова», а также снижении численности запаса при неблагоприятных условиях, например, при появлении подряд нескольких слабых по численности пополнений. Параметр F_{\max} может считаться предельным значением промысловой смертности при средних условиях среды. Практика промысла показала, что при промысле с F большим F_{\max} запас морских окуней банки Флемиш-Кап постоянно снижался. Оптимальный промысел должен осуществляться с промысловой смертностью в диапазоне от $F_{0,1}$ до F_{\max} и в зависимости от численности пополнений запаса.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- An Assessment of Beaked Redfish (S. mentella and S. fasciatus) in NAFO Division 3M (With a Revised Approach to Quantify the Increase on Redfish Natural Mortality Determined by the Increase on Cod Predation Observed Over Recent Years, 2006–2012)* / A. Ávila de Melo, R. Petit, A. Pérez-Rodríguez, D. González Troncoso, R. Alpoim, F. Saborido-Rey, M. Pochtar, F. González-Costas and N. Brites // NAFO SCR Doc. 13/034. Ser. No. N 6188. 2013. 55 p.
- An Assessment of Beaked Redfish (S. mentella and S. fasciatus) in NAFO Division 3M (With an Approach to the Likely Impact of Recent 3M Cod Growth on Redfish Natural Mortality)* / A. Ávila de Melo, F. Saborido-Rey, M. Pochtar et al // NAFO SCR Doc. 11/026. Ser. No. N 2911. 2011. 55 p.
- Beverton R.J.H., Holt S.J.* On the dynamics of exploited fish populations // Fish. Inv., 1957. Ser. 2, V. 19. 533 p.
- Darby C.D., Flatman S.* Virtual Population Analysis: version 3.1 (Windows/Dos) user guide / Lowestoft, 1994. 85 p. (Information Technology Series / MAFF Direct. Fish. Res; no. 1).
- Prager M.H.* User's Guide for ASPIC: A Stock-Production Model Incorporating Covariates (ver. 5) And Auxiliary Programs/ Last revised June 26, 2013. 26 p.
- Serchuk F., Rivard D., Casey J., Mayo R.* Report of the Ad hoc working group of the NAFO Scientific Council on the Precautionary Approach // NAFO SCS Doc. 97/12. Ser. No. N2911. 1997. 61 p.

ASSESSMENT OF THE MAXIMUM SUSTAINABLE YIELD OF SEBASTES REDFISH USING THE CATCH PER RECRUIT FUNCTION

© 2020 y. M. V. Pochtar

Polar Branch of Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography (PINRO), Murmansk, 183038

The object of the study is redfish species of the Flemish Cap Bank in NAFO Div.3M, the Northwest Atlantic statistical area. The aim this study is to determine the possible maximum sustainable yield and optimum fishing mortality value of redfish, using the catch per recruit function. Target reference points F_{\max} and $F_{0,1}$ for redfish stock banks on Flemish Cap have been evaluated and the resilience of these reference point have been investigated depending on the variation of parameters to the catch per recruit function. It is shown that the optimal average annual catch depends on the recruitment and can be obtained when the operation of the object for the fishing mortality of 0,08 to 0,2 and constitute 10–18 thousand t depending on the amount of recruitment. In this case, this reserve will be maintained at biologically secure scope (spawning biomass will be in the range of 20–40 thousand tons).

Key words: redfish species, stock, abundance, modelling, parameters, fishing mortality, fishery management.

ПРОМЫСЕЛ ГИДРОБИОНТОВ

УДК 597.552.51

**ИНТЕНСИВНОСТЬ РЫБОЛОВСТВА В РОССИЙСКОЙ ЧАСТИ
ВИСЛИНСКОГО ЗАЛИВА**

© 2020 г. С. В. Шибает

*Калининградский государственный технический университет (КГТУ), Калининград, 236029
e-mail: shibaev@kgtu.ru*

Поступила в редакцию 22.07.2019 г.

Приводятся результаты исследования интенсивности рыболовства в российской части Вислинского залива (Калининградский залив). Проанализированы источники информации, которые доступны для большинства внутренних водоемов. К ним относятся 1) данные о выдаче разрешений на лов рыбы, 2) 5-суточные отчеты пользователей водных биоресурсов и 3) промысловые журналы. Первые позволяют определить состав пользователей, флот и перечень орудий лова, вторые — судить о величине промыслового вылова; третьи — о величине вылова, типам и количеству используемых орудий лова, дислокации промысла и реализации продукции. Отчеты пользователей и промысловые журналы имеют низкую степень надежности по отношению к оценке величины промыслового вылова, однако данные промысловых журналов о количестве орудий лова, их типам, дислокации, и в целом промысловому усилию представляются относительно достоверными. Установлены величины промысловых усилий, временная динамика интенсивности рыболовства, видовой состав уловов по основным типам орудий — ставным неводам, ловушками типа вентерь, мелко- и крупночастиковым сетям и уловам, приводящиеся на единицу промыслового усилия. Показано, что имеющаяся добывающая база не превышает производственные возможности водных биоресурсов. Рассчитана предельная интенсивность промысла, обеспечивающая освоение выделенных квот. Предлагается восстановить на пресноводных водоемах на новой основе систему мониторинга промысла, аналогичной существовавшей до 2004 г., и внедрить подходы к регулированию рыболовства через регламентирование промыслового усилия, что обеспечит большую эффективность контроля и управления водными биоресурсами. *Ключевые слова:* Вислинский залив, интенсивность рыболовства, уловы на усилие, промысловый журнал, регулирование рыболовства.

ВВЕДЕНИЕ

Вислинский залив является высокопродуктивным водоемом, рыбные запасы которого эксплуатируются Российской Федерацией и Республикой Польша. Максимальные уловы в заливе наблюдались в период после Второй Мировой войны достигали в 1950 г. 18,9 тыс. т, причем большая часть вылова 17,7 тыс. т приходилась на российскую часть — Калининградский залив, и гораздо меньшая — на польскую. Промысловая рыбопродуктивность при этом составляла соответственно 225 и 375 кг/га (Федоров, 2002; Федоров, Шибает, 2002). В период

до 1990 г. среднемноголетние уловы составляли 7,8 тыс. т и обеспечивали деятельность трех рыболовческих колхозов, в последующем объединенных в один колхоз «За Родину», и небольшого количества частных пользователей. На лову применялся исторически сложившийся спектр орудий лова — ставные салачные невода (шаг ячеи 12 мм), различного рода угревые ловушки типа вентерь (шаг ячеи 12–16 мм), ставные крупночастиковые (шаг ячеи 70 мм) и мелкочастиковые (шаг ячеи 36–40 мм) сети. В общей сложности, по состоянию на 2000 г., на промысле применялось 2752 крупночастиковых и 781 мел-

кочастиковых сетей, 1513 угревых ловушек и 53 ставных салачных невода. Эти орудия лова позволяли эффективно использовать все имеющиеся запасы рыб.

Контроль и мониторинг промысла, включая биологический анализ уловов, осуществлялся на региональном уровне Управлением «Запбалтрыбвод», что позволяло получать целостную информацию о состоянии рыболовства и осуществлять его оперативное регулирование. Основными источниками информации о промысле в тот период были отчеты пользователей о вылове, промысловые журналы, акты проверки орудий лова (видового и размерного состава уловов), акты прилова молодежи, которые осуществлялись ихтиологической службой рыбоохраны, а также протоколы нарушений, составлявшихся рыбинспекторами. Такая система мониторинга промысла была характерна для всех внутренних пресноводных водоемов России, в том числе и для российской части Вислинского залива (Калининградский залив), хотя он относится к внутренним морским водам (Шибает, 2004).

Изменение структуры управления водными биоресурсами, связанное с административной реформой в начале 2000-х годов, привело к разрушению сложившейся системы контроля и регулирования рыболовства на пресноводных водоемах. В ведении Запбалт-рыбвода остался только мониторинг водных биоресурсов, который затем был полностью прекращен, а контроль за рыбопромысловой деятельностью был передан сначала в Рос-сельхознадзор, позднее в территориальные управления Росрыболовства. Если ранее ихтиологи Управления «Запбалтрыбвод» на основании анализа приловов молодежи и охраняемых видов, сроков вскрытия льда или начала нереста и т.п., имели возможность решать вопросы оперативного регулирования рыболовства, то после реорганизации, эта функция была утрачена. Все управление рыболовством было перенесено на федеральный уровень. Региональные органы рыбоохраны должны лишь исполнять соответствующие предписания. В результате исчезла система

оперативного регулирования рыболовства и данные мониторинга оказались просто не нужны. Следствием этого стало существенное снижение объема и качества информации о промысле на пресноводных водоемах таким образом, что мониторинг промысла свелся лишь к оценке общей величины вылова по каждому объекту промысла с целью недопущения превышения выделенных квот. Другая важная информация по промыслу перестала собираться и анализироваться, т.к. это не предусмотрено существующей нормативной базой.

Проблема недостатка информационного обеспечения управления рыболовством проявилась в 2016 г., когда на ежегодной сессии российско-польской Смешанной комиссии по рыбному хозяйству Польская сторона заявила о переходе от регулирования рыболовства в Вислинском заливе через установление общего допустимого улова (ОДУ) к нормированию промыслового усилия путем ограничения количества каждого типа орудия лова. Очевидно, что величина допустимого промыслового усилия (количество орудий лова) может быть легко подсчитана, если известны научно-обоснованная величина ОДУ и величина улова, приходящегося на единицу промыслового усилия, по каждому типу орудия лова, желательно с учетом его пространственно-временной изменчивости (Шибает, 2014). Несмотря на то, что имеется ряд публикаций по рыболовству в польской зоне Вислинского залива (Psuty, 2010, 2012), информации об интенсивности промысла и уловам на усилия не было ни у одной из сторон, что не позволило прийти к консенсусу по вопросу регулирования рыболовства в Вислинском заливе. Это привело к необходимости поиска способа оценки интенсивности рыболовства в современных условиях на основе доступных источников информации, чему и посвящена настоящая работа.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Материалом послужили данные промысловой статистики Западно-Балтийского

территориального управления Росрыболовства, включающие в себя базу пользователей водных биоресурсов Вислинского залива (Российская часть), данные по выданным разрешениям и выделенным квотам, а также 5-суточные донесения пользователей водных биоресурсов об объемах вылова. Эта информация является единственной доступной в настоящее время, но она ни в коей мере не позволяет судить об интенсивности рыболовства на водоеме. В этой связи, нами были привлечены данные промысловых журналов, в которых регистрируются (или должны регистрироваться) типы и спецификации орудий лова, промысловые операции и их дислокация, величины уловов, а также выгрузки.

Исследованию подвергнуты промысловые журналы по Вислинскому заливу за 2016 г. Всего обработано 63 промысловых журнала (около 95% общего количества), принадлежащих 37 пользователям водных биоресурсов, которым были выданы 66 разрешений на лов рыбы. Общее количество записей базы данных составило более 28 тыс. В связи с тем, что в настоящее время не разработана нормативная база по сбору, хранению и обработке промысловых журналов, часть из них оказалась утеряна.

РЕЗУЛЬТАТЫ

В настоящее время существуют следующие источники информации о промысле во внутренних водоемах Калининградской области:

1. Разрешения на добычу (вылов) рыбы, выдаваемые на основании приказа Росрыболовства о распределении квот между пользователями водных биологических ресурсов. Разрешения содержат информацию о пользователе, добывающих судах, типах используемых орудий лова и шаге ячеи, квотах пользователя по каждому объекту рыболовства. Данные о количестве орудий лова в разрешении не содержатся.

2. Вторым источником информации являются пяти- или пятнадцатидневные отчеты пользователей о результатах промыс-

ла. Отчеты содержат только информацию об объеме вылова по каждому объекту рыболовства и используются только для определения суммарного улова и недопущения превышения выделенных квот. Данные о количестве и продолжительности использования орудий лова, уловах на единицу промыслового усилия в отчетах не предусмотрены.

В период отладки системы ведения промысловой статистики (2004–2006 гг.) ФГБОУ ВО «КГТУ» была разработана компьютерная система по автоматизации ведения банка данных промысловой статистики и выдаче разрешений, которая содержала крайне необходимую информацию о количестве и конструктивных особенностях орудий лова, вылову по каждому типу орудия, промысловому усилию в сутках лова, а также видовому составу уловов каждого орудия (Шибяев и др., 2009). В последующем эта информация была признана избыточной, и ведение промысловой статистики свелось к простому суммированию улова с целью недопущения превышения выделенных квот. Решение других задач анализа рыболовства не предусмотрено.

3. Третьим источником информации являются промысловые журналы, которые теоретически должны содержать информацию о каждой промысловой операции, характеристике орудия лова, объему вылова по видам водных биоресурсов, объемах выгрузки уловов и их потребителях. Промысловые журналы используются только для оперативного контроля за промыслом, а именно правильности отражения фактически используемых орудий лова, объема вылова и выгрузки. Никакая другая информация, содержащаяся в промысловом журнале, не анализируется. Учитывая, что в условиях реального ведения рыболовства промысловые журналы проверяются достаточно редко, достоверность их вызывает определенные сомнения в части, касающейся регистрации объема вылова в особенности для видов водных биоресурсов, по которым устанавливается ОДУ. Рыбак не заинтересован показать вылов менее 70% квоты, т.к. в этом случае он может

быть лишен ее, и не может показать вылов более 100% квоты, чтобы не навлечь на себя штрафные санкции. В то же время, ввиду отсутствия системы нормирования промыслового усилия, рыбаку не имеет смысла скрывать данные по количеству и продолжительности используемых орудий лова. Это обуславливает относительно большую достоверность данной информации, которая и была использована в настоящей работе.

С целью оценки интенсивности рыболовства на Вислинском заливе были интегрированы все три источника информации, что позволяло, во-первых, расширить состав анализируемых параметров, а во-вторых, повысить надежность данных путем перекрестной проверки (табл. 1). Так, например, полные данные о пользователе и его флоте содержатся только в разрешении, в других источниках упоминается лишь его название. Перечень орудий лова с шагом ячеи указывается в разрешении, но его конструкция не регистрируется нигде, за исключением случаев,

когда рыбаки в журнале используют местные названия, типа «ловушка угревая», «невод салачный».

В целом по данным 2016 г. промысел в российской части Вислинского залива осуществляли 37 пользователей водных биоресурсов, в том числе пять Сельскохозяйственных производственных кооперативов (СПК) (бывшие рыболовецкие колхозы), 20 обществ с ограниченной ответственностью или аналогичных предприятий (ООО) и 12 индивидуальных предпринимателей (ИП).

Распределение квот между данными группами пользователей осуществляется по историческому принципу, в связи с чем основная доля приходится на рыболовецкие колхозы. Такая ситуация приводит к тому, что рыболовецкие колхозы вылавливают наибольшую долю основного вида — салаки. Мелкие предприятия ориентированы преимущественно на виды водных биоресурсов, ОДУ которых не устанавливается (добыча

Таблица 1. Состав информации о промысле, содержащийся в различных источниках

Параметр	Источник информации		
	Разрешение на добычу (вылов)	Отчеты пользователей	Промысловые журналы
Данные о пользователе	+	+	—
Флот	+	—	+
Перечень орудий лова по видам	+	—	+
Конструктивные особенности орудий (размеры)	—	—	+ / —
Шаг ячеи	+	—	+
Количество орудий	—	—	+
Время и дислокация лова	—	—	+
Продолжительность лова	—	—	+
Квота	+	+	—
Вылов за одну промысловую операцию	—	—	+
Вылов за сутки	—	—	+
Вылов с начала года	—	+	+
Выгрузка	—	—	+

осуществляется на основании рекомендуемого вылова (РВ)). Эффективность использования их составляет 20–50%, в то время как квоты на виды, по которым ОДУ устанавливаются, выбираются почти полностью (табл. 2, 3, рис. 1). Исключение составляют «прочие» виды, которые попадают в виде прилова и в сумме их вылов может существенно превышать рекомендуемый. В целом по водоему освоение квот достаточно высоко и составляет 93,3%.

Анализ существующего информационного обеспечения показал, что определить количество имеющихся орудий лова в настоящее время не представляется возмож-

ным: в разрешениях оно не фиксируется, т.к. это является нецелесообразным ввиду отсутствия задачи по контролю и оперативному управлению, а в промысловых журналах рыбаки записывают количество выставленных орудий лова, но эта величина варьирует во времени и не дает представления об их общем количестве. Может быть определено только суммарное промысловое усилие, выраженное в сутках лова, по типам орудий, шагу ячеи. Кроме того, данные промысловых журналов позволяют изучить распределение усилия во времени и отчасти в пространстве. Последнее также не всегда возможно, т.к. зачастую координаты постановки или привязка

Таблица 2. Структура пользователей и квот на вылов водных биоресурсов (2016 г.)

Тип предприятия	Количество		Водные биоресурсы					
	Организаций	Судов/Бригад	ОДУ, т	Вылов	Освоение, %	РВ, т	Вылов, т	Освоение, %
ИП	5	17	394,9	383,9	97,2	363,1	78,7	21,7
ООО	20	26	1017,9	992,9	97,5	123,6	62,2	50,3
СПК	12	21	2692,7	2680,1	99,5	17,0	5,1	30,2
Всего	37	64	4105,5	4056,8	98,8	503,7	146,1	29,0

Таблица 3. Характеристика использования водных биоресурсов Калининградского (Вислинского) залива, 2016 г.

Вид	Тип квоты	ОДУ/РВ, т	Вылов, т	Освоение, %
Салака	ОДУ	3500	3495,7	99,9
Лещ	ОДУ	290	277,1	95,6
Судак	ОДУ	150	124,4	82,9
Чехонь	ОДУ	80	72,5	90,6
Плотва	ОДУ	100	87,1	87,1
Окунь	РВ	50	59,5	119,0
Щука	РВ	5	0,6	12,0
Налим	РВ	5	1,0	20,0
Рыбец	РВ	0,5	0	0,0
Угорь	РВ	20	5,7	28,5
Ёрш	РВ	1	0	0,0
Прочие	РВ	30	79,2	264,0
Всего		4231,5	4202,8	99,3

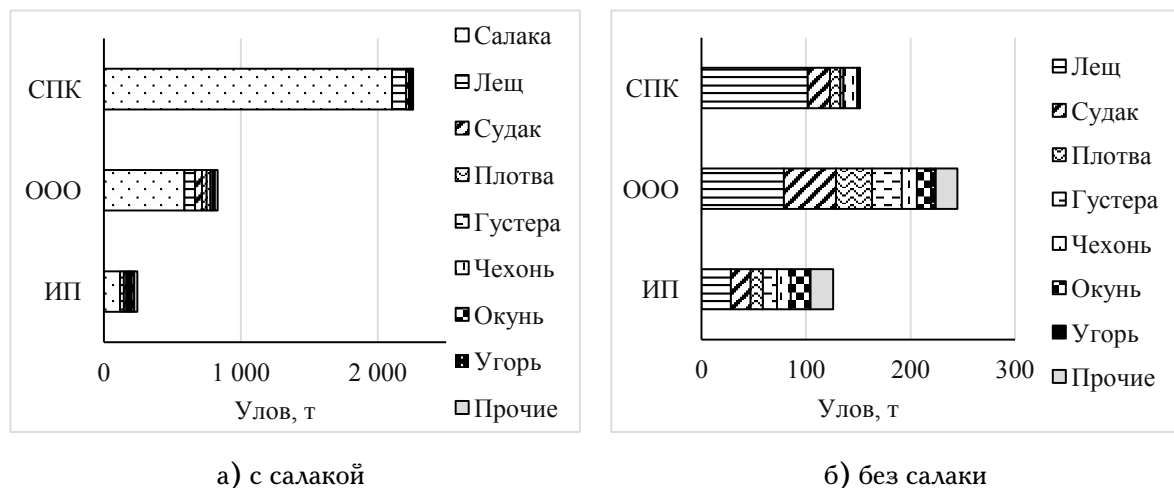


Рис. 1. Видовой состав уловов пользователей различных форм собственности (обозначения в тексте).

к промысловым квадратам не записываются в журнале.

Установлено, что в целом на водоеме используется четыре типа орудий лова: ставные салачные невода с шагом ячеи 12–18 мм, ловушки типа вентер с шагом ячеи 12–16 мм, ставные мелкочастиковые сети с шагом ячеи 40 мм и ставные крупночастиковые сети

с шагом ячеи 70–100 мм (табл. 4). Суммарное годовое промысловое усилие по ставному неводу составляет 1,8 тыс. орудие-суток, ловушкам 9,5 тыс., по мелкочастиковым сетям более 25 тыс. и по крупночастиковым сетям 31,8 тыс. сете-суток. Максимальное количество одновременно используемых орудий лова составляет по ставным неводам 55, ло-

Таблица 4. Характеристика годового промыслового усилия на Калининградском (Вислинском заливе) в 2016 г., орудие-сутки

Шаг ячеи, мм	Тип орудия			
	Невод ставной	Ловушка-вентер	Сеть мелкочастиковая	Сеть крупночастиковая
12	652	150		
14	1025	8876		
16	35	412		
18	69			
40			25344	
70				19083
75				92
80				1369
90				10783
100				499
Всего	1781	9438	25344	31828
Количество используемых орудий лова за сутки				
Среднее	22	49	80	159
Максимальное	55	200	397	639

вушкам — 200, мелкочастиковым сетям — 397 и крупночастиковым сетям 639. Эти цифры позволяют примерно судить о количестве орудий лова, имеющихся у пользователей водных биоресурсов.

Обращает на себя внимание факт достаточно интенсивного использования крупноячейных сетей с шагом ячеи 90—100 мм, хотя ранее доминировали сети с шагом ячеи 70 мм. Данное обстоятельство объясняется экономическими причинами, а именно большей ценой на крупную рыбу и не меньшей уловистостью крупноячейных сетей (табл. 5). Так, в отдельные периоды улов на усиленные сети с более крупным шагом ячеи могут в 2—3 раза превышать аналогичный показатель для сетей с ячейей 70 мм.

Распределение промыслового усилия во времени связано с биологическими особенностями объектов промысла и сложившейся системой регулирования (рис. 2, табл. 6). В ставных неводах видовой состав уловов почти на 100% представлен салакой, которая заходит в залив, начиная с февраля, и заканчивает нерестовый ход в мае. Максимальные уловы приходятся на март-апрель. В среднем в период интенсивного лова количество неводов, используемых каждый день составляет 22 единицы, а улов на единицу промыслового усилия достигает 1,5 т в сутки.

Лов вентерями изначально был ориентирован на добычу угря. Так по данным Л. С. Федорова (2002), в период до 2000 г. в угревых ловушках угорь составлял более 25% улова. Однако в связи с резким сокращением запаса этого вида, в настоящее время угорь составляет лишь 14% улова, а основу вылова обеспечивают окунь (44,7%) и плотва (20,6%). Кроме того, в меньших количествах, но регулярно встречаются леги и судак. Наибольшая интенсивность лова приходится на конец лета — осень, а максимальная эффективность промысла до 20 кг на орудие наблюдается в период перед нерестом весенне-нерестующих рыб. Совершенно очевидно, что данное орудие лова перестало быть специализированным, ориентированным на промысел угря, и стало многовидовым.

Мелкочастиковые сети изначально были ориентированы на добычу чехони и плотвы, которые в сумме составляли более 50% улова, но в настоящее время, такая специализация уже не характерна для данного орудия. Доля чехони снизилась до 14,2% по сравнению 39,3% в период до 2000 г., а доля судака и леща увеличилась до 19,4% и 15,5% соответственно. Таким образом, аналогично тому, как это было отмечено для ловушек, мелкоячейные сети стали многовидовым орудием. В результате, можно предположить

Таблица 5. Производительность крупночастиковых ставных сетей с разной ячейей, кг/сете-сутки

Месяц	Шаг ячеи, мм			
	70	80	90	100
1	4,2			
2	5,0	2,3	5,3	
3	4,5	1,5	3,4	
4	5,0	5,0	3,2	
8	3,9		17,3	
9	2,1		4,4	7,6
10	5,5	21,7	10,4	12,8
11	7,7	16,4	9,0	6,6
12	10,9	38,3	9,9	21,7
Среднее	6,1	18,9	8,5	12,7

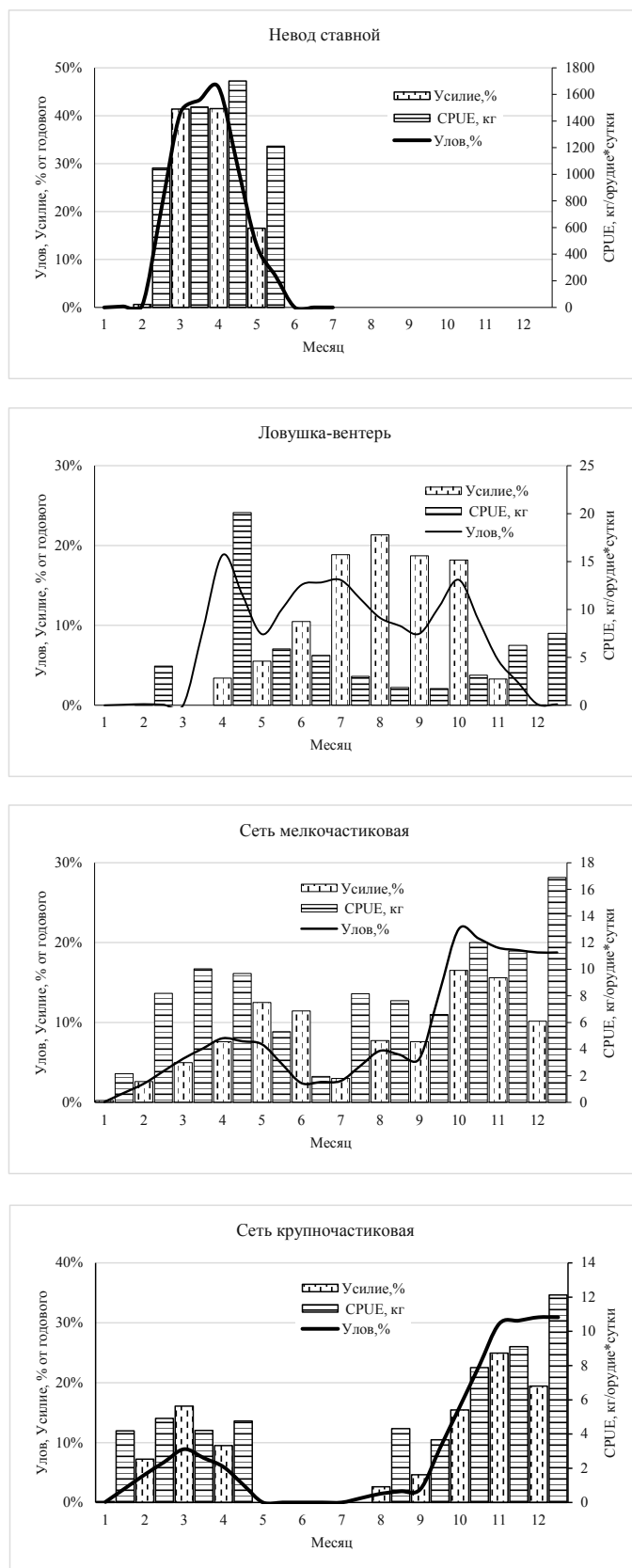


Рис. 2. Сезонная динамика промыслового усилия, улова (в процентах от годового) и уловов на единицу промыслового усилия (кг/орудие-сутки) на Калининградском (Вислинском) заливе по типам орудия лова.

Таблица 6. Видовая структура уловов различных типов орудий лова на Калининградском (Вислинском) заливе в период до 2000 г и в 2016 г., %

Вид рыбы	Невод ставной		Ловушка-вентерь		Сеть мелкочастиковая		Сеть крупночастиковая	
	2000 г.	2016 г.	2000 г.	2016 г.	2000 г.	2016 г.	2000 г.	2016 г.
Салака	98,7	99,5	1,3	0,1	0,7	0,7	0,2	0,1
Лещ	0,1	0,4	8,9	7,2	10,7	19,4	50,3	66,6
Судак	0,1	0,1	21,4	6,9	12,5	14,5	39,1	25,1
Плотва	0,1		12,7	20,6	20,9	20,7	2,0	3,2
Чехонь	0,2		4,7	3,0	39,3	14,2	0,6	2,9
Окунь	0,2		10,0	44,7	5,1	12,2	0,3	1,7
Угорь	0,1		25,2	14,9				
Щука				0,5		0,1		0,1
Налим				0,7		0,1		
Густера				1,3		14,6		
Прочие	0,5		15,8	0,1	11,0	3,5	7,5	0,3
Всего	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

возможность достаточно большого прилова рыб непромыслового размера. Основная доля вылова приходится на вторую половину года, а максимальные уловы на усилие наблюдаются в октябре-декабре и достигают 12–16 кг/сете-сутки. Заметим, что весной перед запретом промысла крупночастиковых видов рыб, эффективность лова также достаточно высока — 8–10 кг/сете-сутки, однако ввиду более низкой интенсивности промысла, вылов в этом период существенно меньше чем осенью.

Сезонная динамика применения крупночастиковых сетей сходна с таковой, характерной для мелкочастиковых сетей, однако ориентированы они на добычу леща и судака, которые в сумме составляют около 90% вылова. Максимальные уловы на усилие наблюдаются в конце года и составляют 8–12 кг/сете-сутки.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Приведенные результаты анализа данных промысловых журналов позволяют считать, что содержащаяся в них информа-

ция достаточно объективно отражает реальную ситуацию на промысле. Это дает возможность исследовать интенсивность рыболовства отдельных видов и установить ориентиры для управления. С целью оценки соответствия промыслового усилия величинам ОДУ и РВ нами были изучены уловы основных типов орудий лова по отношению к целевым видам и рассчитаны предельные промысловые усилия, необходимые для освоения квот. Учитывались только среднегодовые уловы на единицу промыслового усилия, т.к. возможность сезонного регулирования промыслового усилия в настоящее время отсутствует. В связи с этим оказалось, что значения уловов на усилие в среднем существенно меньше, по сравнению с величинами, которые характерны для отдельных месяцев, которые приведены на рисунке 2. Результаты расчетов представлены в таблице 7.

Среднегодовые уловы на единицу промыслового усилия и видовая селективность используемых типов орудий лова обеспечивает полное освоение квот основных видов — салаки, леща при величине

Таблица 7. Расчет оптимальной интенсивности промысла на Калининградском (Вислинском) заливе, обеспечивающей освоение ОДУ/РВ

Вид	Возможный улов, т					Освоение, %
	Невод ставной	Ловушка-вентер	Сеть мелко-частиковая	Сеть крупночастиковая	Всего	
Салака	3497,4	0,0	1,9	0,2	3499,6	100,0
Лещ	12,7	2,4	52,5	222,4	290,1	100,0
Судак	0,9	2,3	39,3	83,8	126,3	84,2
Чехонь	0,5	1,0	38,3	9,8	49,6	62,0
Плотва	0,6	6,9	56,0	10,7	74,3	74,3
Окунь	2,0	15,0	33,0	5,6	55,7	111,4
Щука	0,0	0,2	0,2	0,2	0,5	10,9
Налим	0,0	0,3	0,2	0,1	0,6	11,4
Угорь	0,0	5,0	0,1	0,1	5,26	26,3
Прочие	0,0	0,5	48,5	1,1	50,1	166,9
Промусилие, орудие×сут.	2260	10000	30000	42400	4151,9	98,2
Количество орудий	55	200	400	650		
Период лова, сут.	41	50	75	65		

усилия по ставному неводу 2,2 тыс. орудие-суток, вентерям 10 тыс., мелкочастиковым сетям 30 тыс. и крупночастиковым сетям — 434 тыс. сете-суток. При этом оказываются недоиспользованы судак, чехонь и плотва, что связано с тем, что данные виды улавливаются как в мелкочастиковые, так и в крупночастиковые сети, и сбалансировать вылов количеством орудий лова не удастся. Специфическим видом является окунь, который улавливается в вентеря и все виды сетей. В результате его вылов неизбежно превышает величину квоты. Вероятно, для адекватного освоения квот данных видов необходимо учитывать пространственную структуру запаса и его временную динамику, для чего нужны специальные исследования. В любом случае, приведенные расчеты показывают, что существующая интенсивность промысла не превышает пределы сырьевой базы водоема.

Используя данные таблицы 4 по расчетному количеству имеющихся орудий лова

каждого типа, можно рассчитать необходимый период промысла в случае их полного использования. В этом случае необходимая продолжительность лова составляет для ставного невода 41 сут., вентерей — 50 сут., мелко- и крупночастиковых сетей, соответственно 75 и 65 сут. Как видно расчетные теоретические величины существенно меньше реальной длительности ведения лова (рис. 2) Это вполне закономерно, расчет предполагает более эффективное ведение лова без учета времени на постановку и снятие орудий лова, которое не могут выполняться мгновенно. Данные величины могут использоваться как ориентиры управления интенсивностью рыболовства путем регламентирования количества орудий и/или периода ведения промысла.

Заметим, что введение на польской акватории системы регулирования рыболовства через нормирование промыслового усилия привело к возрастанию уловов на 20—50% (Trella et al, 2013; Trella, Horbowy,

2017.) за счет вывода из «тени» части улова, т.к. сокращение его потеряло смысл.

ВЫВОДЫ

1. Имеющаяся в настоящее время система мониторинга промысла не обеспечивает достоверной оценки интенсивности и видовой селективности рыболовства, и только интеграция нескольких источников информации позволяет в определенной степени судить о состоянии системы «запас-промысел».

2. Необходима разработка системы контроля и анализа промысловых журналов, которая могла бы повысить эффективность информационного обеспечения управления водными биоресурсами. Внедрение в настоящее время электронных промысловых журналов применительно к пресноводным водоемам не решает данной проблемы, т.к. их заполнение «на лову» невозможно, а ведение журналов на пунктах выгрузки или непосредственно в офисах пользователей приводит к потере большей части первичной информации, необходимой для анализа рыболовства.

3. Существующие добывающие мощности на Калининградском (Вислинском) заливе в целом не превышают продуктивность сырьевой базы. В этой связи целесообразным может быть введение системы регулирования рыболовства через нормирование промыслового усилия, что позволило бы решить несколько задач: 1) упрощение контроля и управления промыслом, т.к. оценка количества используемых орудий лова гораздо проще, чем учет объема вылова; 2) гармонизация системы управления рыболовством в Вислинском заливе между Россией и Польшей. Аналогичная проблема имеет место для Куршского залива, где Литовская Республика также перешла на регулирование рыболовства через промысловое усилие.

4. Необходимо восстановление системы мониторинга промысла на внутренних водоемах, существовавшей до 2004 г, которая предполагала контроль промысло-

вых усилий, пространственно-временных характеристик промысла, видовой и размерной селективности основных типов орудий лова. Это будет способствовать повышению эффективности.

Благодарности

Автор выражает благодарность сотрудникам КГТУ О.А. Новожилову, П.Н. Барановскому за организацию сбора промысловых журналов, А.В. Алдушину за разработку программы ведения базы данных промысловых журналов, а также студентам по направлению «Водные биоресурсы и аквакультура» за формирование банка данных промысловых журналов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Федоров Л.С. Характеристика рыболовства и управление рыбными ресурсами Вислинского залива. Автореф. дис... канд. биол. наук. Калининград, 2002. 24 с.

Федоров Л.С., Шибачев С.В. Видовая селективность и сезонная динамика применения орудий промышленного рыболовства на Вислинском заливе // Экологические и рыбохозяйственные аспекты изучения прибрежных зон морей и внутренних водоемов. Сб. науч. трудов КГТУ. Калининград, КГТУ, 2002. С. 4–26

Шибачев С.В. Системный анализ в рыбохозяйственных исследованиях. Калининград: Изд-во КГТУ, 2004. 311 с.

Шибачев С.В. Промысловая ихтиология. Калининград: ООО «Аксиос», 2014. 535 с.

Шибачев С.В., Алдушин А.В., Чиклиненков В.С., Осадчий В.М. Концепция информационного обеспечения управления водными биоресурсами внутренних водоемов и прибрежных морей и ее реализация на примере Калининградской области // Рыбн. хоз-во. № 3. 2009. С.42–45.

Psuty I. Natural, social, economical and political influences on fisheries: a review of the transitional area of the Polish waters of the Vistula Lagoon // Marine Pollut Bulletin, V. 61, 2010. p. 161–177.

Psuty I. The current state of Vistula Lagoon Polish fisheries. Perspectives for development – ARTWEI // National Marine Fisheries Research Institute. Gdynia, 2012. 58 p.

Trella K, Horbowy J, Janusz J. Ocena stanu zasobów ryb, ze szczególnym uwzględnieniem populacji leszcza i sandacza na Zalewie Wiślanym w roku 2013. Raport wyko-

nany na zlecenie Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi. Gdynia, listopad 2013. 47 p.

Trella K, Horbowy J. Ocena stanu zasobów ryb, ze szczególnym uwzględnieniem populacji leszcza, sandacza i okonia na Zalewie Wiślanym w 2017 roku. Raport wykonany na zlecenie Ministerstwa Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej. Gdynia, listopad 2017. 55 p.

FISHING INTENSITY IN THE RUSSIAN PART OF VISTULA LAGOON

© 2020 y. S. V. Shibaev

Kaliningrad State Technical University (KGTU), Kaliningrad, 236029

The article considers the results of a study of the intensity of fishing in the Russian part of the Vistula Lagoon (Kaliningrad Bay). There are several available sources of information about the fishery, which are typical for inland waters. These include data of fishing licenses (permissions), 5-day reports by fishermen and logbooks. The first allows you to determine the composition of fishing companies, fleet and the list of fishing gears, the second gives information about total catch; the third provides data about daily catch, types and number of gear, location of the fishery and landing. Reports and logbooks have low reliability in relation to volume of catch, however, data about type, number of fishing gears seem to be more correct. Using a combination of data from all sources, the magnitude of the fishing effort, the temporal dynamics of fishing intensity, the species composition of catches for the main types of gears. It is shown that the existing fishing effort does not exceed the production capabilities of aquatic bioresources. The maximum intensity of fishing was calculated to reach total usage of quotas. It is proposed to restore in the freshwater a new system of fishery monitoring, similar to the one that existed before 2004, and to introduce approaches to regulating fisheries through the regulation of fishing effort, which will ensure greater efficiency of control and management of aquatic bioresources.

Key words: Vistula lagoon, fishing intensity, effort catches, logbook, fisheries regulation.

ПРОМЫСЕЛ ГИДРОБИОНТОВ

УДК 639.2.053.7 (28)

**ПРИЛОВ И ВЫБРОСЫ НА ТРАЛОВО-СНЮРРЕВОДНЫХ ПРОМЫСЛАХ
В ДАЛЬНЕВОСТОЧНОМ РЫБОХОЗЯЙСТВЕННОМ БАССЕЙНЕ**

© 2020 г. О.З. Бадаев

*Тихоокеанский филиал Всероссийского научно-исследовательского института рыбного
хозяйства и океанографии (ТИНРО), Владивосток, 690091
e-mail: badayev@yandex.ru*

Поступила в редакцию 28.11.2018 г.

На основе баз данных судовых суточных донесений и научных наблюдений дана характеристика структуры уловов на промыслах разноглубинными и донными тралами, а также снюрреводами в Дальневосточном рыбохозяйственном бассейне. Выявлено, что действующие на период исследования механизмы регулирования рыболовства не в полной мере решали проблему выбросов. Отмечено, с одной стороны, некоторое улучшение в освоении ценных видов прилова, а с другой, увеличение выбросов малоценного прилова на этих видах промысла. Выбросы на этих видах промысла составляют более 1 млн. т в год.

Ключевые слова: траловый, снюрреводный, многовидовое рыболовство, прилов, выбросы, дальневосточный бассейн

ВВЕДЕНИЕ

Одной из важных проблем современного рыболовства является рациональное использование водных биологических ресурсов (ВБР). Изучению структуры уловов на различных видах промысла посвящено достаточно много работ (Орлов, 1993; Коржев и др., 1995; Martosubroto, 1996; Датский, Батанов, 2000; Каредин, 2000; Винников, Терентьев, 2001; Ермаков, 2002; Иванов, 2002; Балькин, Терентьев, 2004; Абакумов и др., 2007). Неоднократно отмечалось, что данные официальной статистики уловов отличаются от данных, которые получены научными наблюдателями непосредственно на промыслах (Fox, Starr, 1996; McBride, 1996; Кочкиков, 1997; Шевелев, Соколов, 1997; Терентьев, Винников, 2004; Терентьев, Василец, 2005; Kelleher, 2005; Буслов, 2006; Tsukamoto et al, 2008; Бадаев, 2011). Постоянные изменения количественных характеристик и порядка доминирования видов в ихтиоценах дальневосточных морей, прежде всего вызваны климато-океанологическими

и космофизическими факторами (Шунтов, 1986; Ильинский, 1990), но в некоторых случаях, особенно для донных сообществ, отмечается значительное влияние промысла на численность и распределение разных видов рыб (Laevatsu, Larkins, 1981).

При регулировании рыболовства, кроме комплекса социальных, антропологических и экономических факторов, также должно учитываться биологическое обоснование. Эксплуатация водных биоресурсов не ограничивается лишь проблемой структурных изменений уловов на различных видах промысла и долевого распределения квот на вылов, но зависит от изменения стратегии эксплуатации и носит комплексный характер. Достоверный учет вылова таких групп видов, как бычки, скаты, ликоды, акулы и другие, в добровольном порядке будет невозможен, если не будут внедрены новые способы переработки и создан устойчивый спрос на рынке.

В докладах Департамента рыболовства и аквакультуры ФАО отмечалось, что управление рыболовством это не только контроль за выловом и приловом, но и выработка

таких механизмов, при которых уловы были бы устойчивыми, а выбросы минимальными. Улов состоит из двух частей: выгруженный и выброшенный, и задача ученых и управляющих состоит в увеличении первой и сокращении второй. Отмечается, что остаются серьезные проблемы в части учета прилова. Пробелы этих данных снижают эффективность мер по управлению рыболовством. По признанию экспертов ФАО ООН, быстро решить проблему выбросов прилова не получилось. Не всегда достаточен мониторинг, отсутствуют политические, правовые и организационные механизмы по созданию благоприятной среды для комплексного управления рыболовством (Состояние..., 2014).

В данной работе сделана попытка оценить структуру уловов на основных тралово-снюрреводных промыслах в Дальневосточном рыбохозяйственном бассейне России и выявить расхождение между данными научных наблюдений и судовых суточных наблюдений (ССД). Ранее такие исследования были проведены по ярусному промыслу в дальневосточном регионе России (Бадаев, 2017).

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Материалом послужили данные, полученные в ходе научно-исследовательских работ по программам НТО «ТИНРО». Лабораторией РЦД ТИНРО—центра предоставлены две базы данных за период с 1993 по 2016 гг.: данные суточных судовых донесений из базы данных отраслевой системы мониторинга водных биологических ресурсов, наблюдения и контроля за деятельностью промысловых судов (ОСМ) и судовых суточных донесений (ССД) ОАО «Дальрыба» и промысловая информация, собранная наблюдателями ТИНРО на промысловых судах, проводивших лов водных биологических ресурсов донными (ДТ) и разноглубинными (РТ) тралами, а также снюрреводами, по планам «Экспедиционных исследований недоиспользуемых и малоизученных объектов ...» (табл. 1). Привлечены сведения из краткой версии «Состояние промысловых

ресурсов Дальневосточного рыбохозяйственного бассейна» за 2001–2016 гг. (Состояние промысловых..., 2016).

Для сравнения выделены два периода. Первый период — до 2003 г. включительно, когда за предприятиями не закреплялись доли квот на длительный период. Второй период — с 2004 г., когда за предприятиями были закреплены доли квот на добычу водных биологических ресурсов сроком сначала на пять (2004–2008 гг.), а затем на десять лет (с 2009 г.).

Кроме того, эти периоды выделены еще и потому, что до 2004 г. ТИНРО-Центр уже обобщал данные по прилову и выбросам на разных промыслах различными группами орудий лова (Ермаков, 2002; Дударев, Ермаков, 2010).

Все типы судов, которые встречены в ОСМ в изучаемые периоды были разнесены по классам в зависимости от размера. Большие суда, согласно кодификаторов ОСМ, мы отнесли к крупнотоннажному флоту (КТФ). Средние суда отнесены к среднетоннажному флоту (СТФ). Малые и маломерные суда представляют класс малотоннажный флот (МТФ). Классификация судов регламентируется «Инструкцией по классификации судов флота рыбного хозяйства» (1995).

Орудия лова рассматривались по типам (группам). Например, в группу «донные тралы» вошли донные тралы различных конструкций и модификаций.

Данные полученные от наблюдателей—биологов сравнивались с официальными показателями работы промыслового флота (ССД).

Координаты траления по данным наблюдателей при построении карт взяты на начало траления. Координаты ведения работ промыслового флота взяты по данным ССД.

В ССД некоторые объекты представляют собой группу видов (бычки, терпуги, скаты, макрурусы и т.д.), поэтому были объединены по такому же принципу виды, которые встречались не единично и не случайно в уловах промысловых судов, на которых находились наблюдатели.

Таблица 1. Статистический материал, использованный в работе (количество ССД и количество промысловых операций с участием наблюдателей) (Бадаев, 2017)

Зона	Период	Донный трал		Разноглубинный трал		Снюрревод		Всего	
		ССД	набл	ССД	набл	ССД	набл	ССД	набл
Чукотская	до 2003 г.	26	14	718	76	-	-	744	90
	с 2004 г.	15	4	205	30	-	-	220	34
Западно-Берингово-морская	до 2003 г.	2274	2471	50772	2924	8001	-	61047	5395
	с 2004 г.	6487	613	79253	896	6746	-	92486	1509
Восточно-Камчатская	до 2003 г.	4074	340	21979	927	22326	-	48379	1267
	с 2004 г.	8229	158	14807	136	90571	-	113607	294
Северо-Курильская	до 2003 г.	12670	2525	2885	108	2530	-	18085	2633
	с 2004 г.	42000	654	17767	134	19792	-	79559	788
Южно-Курильская	до 2003 г.	1297	33	5831	567	897	-	8025	600
	с 2004 г.	3302	4	17891	22	3349	-	24542	26
Японское море	до 2003 г.	14785	904	7001	46	4884	264	26670	1214
	с 2004 г.	45965	1235	8664	-	41227	41	95856	1276
Охотское море	до 2003 г.	30825	1316	122149	6002	20681	-	173655	7318
	с 2004 г.	33645	273	157090	1068	86104	-	276839	1341
Всего	до 2003 г.	65951	7603	211335	10650	59319	264	336605	18253
	с 2004 г.	139643	2941	295677	2286	247789	41	683109	5227

Примечание. В графах «ССД» — количество судо-суток на лову, в графах «набл» — количество промысловых операций.

В группу бычки вошли представители сем. Cottidae: многоглазый керчак (*Myoxocephalus polyacanthocephalus*), керчак-яок (*M. jaok*), бородавчатый керчак (*M. verricosus*), керчак Стеллера (*M. stelleri*), двурогий бычок (*Enophrus diceraus*), берингово-морской шлемоносный бычок (*Gymnacanthus galeatus*), обыкновенный шлемоносец (*G. detrisus*), нитчатый шлемоносец (*G. pistilliger*), бычок-бабочка (*Melleles papilio*), белобрюхий получешуйник (*Hemilepidotus jordani*), получешуйный бычок Гилберта (*H. gilberti*) и другие. В группу скаты вошли представители рода *Bathyraja*: щитоносный скат (*B. parmitera*), фиолетовый скат (*B. violacea*), скат алеутский (*B. aleutica*), скат Мацубары (*B. matsubarae*), пятнистый скат (*B. maculata*) и другие. Группа макрурусы объединяла следующие виды: малоглазый

макрурус (*Albatrossia pectoralis*), пепельный макрурус (*Coryphaenoides cinereus*), черный макрурус (*C. acrolepis*) и длинноперый макрурус (*C. longifilis*). Терпуги представлены видами: терпуг одноперый северный (*Pleurogrammus monopterygius*), терпуг одноперый южный (*Pl. azonus*), терпуг зайце-головый (*Hexagrammos lagocephalus*). Северный окунь (*Sebastes borealis*), алеутский морской окунь (*S. aleutianus*), тихоокеанский морской окунь (*S. alutus*), вспыльчивый морской окунь (*S. iracundus*), голубой морской окунь (*S. glaucus*), морской туск-лый окунь (*S. ciliatus*), многоглазый морской окунь (*S. polyspinis*) и другие объединены в группу морские окуни. Шипошеки включали в себя два вида: длинноперый шипошек (*Sebastolobus macrochir*) и аляскинский шипошек (*S. alascanus*). В перечень камбалы

включены следующие виды, встречающиеся при ярусном промысле трески, палтусов и макруросов: узкозубая палтусовидная камбала (*Hippoglossoides elassodon*), северная палтусовидная камбала (*H. robustus*), бородавчатая камбала (*Clidoderma asperimum*), желтопёрая камбала (*Limanda aspera*), северная двухлинейная камбала (*Lepidopsetta polyxystra*), звездчатая камбала (*Platichthys stellatus*), колючая камбала (*Acanthopsetta nadeshnyi*), четырёхбугорчатая камбала, или желтобрюхая морская камбала (*Pleuronectes quadrituberculatus*) и другие. В группу акул попали тихоокеанская сельдевая акула (*Lamna ditropis*), колючая акула (*Squalus suckleyi*) и тихоокеанская полярная акула (*Somniosus pacificus*). Стрелозубые палтусы представлены обоими видами — американский стрелозубый палтус (*Atheresthes stomias*) и азиатский стрелозубый палтус (*Atheresthes evermanni*). Корюшки представлены малоротыми корюшками (*Hypomesus olidus*, *H. japonicus* и *H. nipponensis*) и азиатской зубастой корюшкой (*Osmerus mordax*). В группу гольцы вошли *Salvelinus leucomaenis* и *S. malma*. Так как специализированного тралового и снюрреводного промысла горбуши (*Oncorhynchus gorbusha*), кеты (*O. keta*), нерки (*O. nerka*), кижуча (*O. kisutch*), симы (*O. masou*), чавычи (*O. tshawytscha*) и микижи (*O. mykiss*) не существует, а поимки этих видов носят эпизодический характер, мы объединили эти виды в группу тихоокеанские лососи. В группу ликоды вошли многочисленные виды рода *Lycodes*. Группа прочие рыбы включает в себя всех остальных рыб, которые встречаются в уловах, но не вошли ни в одну из особо выделенных видов и групп рыб. Крабов и крабидов представляют все многочисленные представители сем. *Lithodidae* и инфраотряда *Brachyura*, встреченные в уловах. Выделены также морские ежи (*Echinoidea*), кукумарии (р. *Cucumaria*), креветки (представлены многочисленными видами инфраотряда *Caridea*) и трубачи (сем. *Buccinidae*).

Из состава уловов исключены многие виды гидробионтов, которые отмечены

научными наблюдателями, но отсутствуют в данных ССД. Эти виды представлены водорослями (*Algae*), высшими растениями и значительным количеством беспозвоночных (морские звезды, офиуры, баянусы, медузы, прочие головоногие, включающие многочисленные виды отрядов: кальмары (*Teuthida*) (кроме выделенных отдельно кальмара командорского (*Berryteuthis magister*), тихоокеанского (*Todarodes pacificus*) и кальмара Бартрама (*Ommastrephes bartrami*)), каракатицы (*Sepiida*) и осьминоги (*Octopoda*). Все эти гидробионты при существующей логистике отечественного рыболовства вряд ли будут востребованы в ближайшее десятилетие.

Написание латинских названий видов рыб дано согласно Б. А. Шейко и В. В. Федорову (2000).

Встреченные в ССД неправильные названия промысловых рыб в нашей базе данных изменили на те, которые приняты в официальной статистической отчетности. Например, «ёрш длинноперый» — это шиповки, а «морской налим» — ликоды и т.д. Все виды палтусов, встречающиеся в уловах, объединены в одну группу. Это связано с тем, что только в последние несколько лет в судовых суточных донесениях стали подавать виды палтусов (кроме стрелозубых) — тихоокеанский черный палтус (*Reinhardtius hippoglossoides*) и тихоокеанский белокорый палтус (*Hippoglossus stenolepis*) отдельно. Так как выделить в предыдущие годы палтусов по видам не возможно, они объединены в объект под названием «палтус».

Сравнительный анализ между периодами не проводился в тех промысловых зонах, по которым в базе данных ТИНРО-центра информация по научным наблюдениям отсутствует. Прежде всего, это касается снюрреводного промысла рыб.

Методика определения частоты встречаемости, доли в общем улове, достоверности поданных ССД по отношению к наблюдаемым данным и их изменения между периодами, и вероятные выбросы использована как в работе О. З. Бадаева (2018).

Рассчитали долю (d) в общем улове исходя из общей массы улова в конкретных зоне, периоде, виде промысла по данным ССД и наблюдателей отдельно. Затем нашли изменения (di), для чего из d периода «с 2004 г.» вычитаем d периода «до 2003 г.». То же самое проделали с частотой встречаемости pi для получения (δ).

В работе не учтены выбросы отходов при разделке пойманной в море рыбы, которые составляют около 1,7 млн. т из 5 млн. т добываемых в России водных биоресурсов. Такая цифра была приведена заместителем директора ВНИРО Е. Н. Харенко на II Международном рыбопромышленном форуме в Санкт-Петербурге (13–15 сентября 2018 г.) (<https://fishexpoforum.com/>).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Дальневосточный рыбохозяйственный бассейн является основным промысловым районом для российских рыбаков. После 2008 г. вылов водных биоресурсов здесь ежегодно превышает 3 млн. т. Добыча ведется различными орудиями лова, среди

которых четверку лидеров по объему добычи составляют разноглубинный и донный тралы, а также снюрреводы и бортовые ловушки (рис. 1). Доля вылова донными ярусами уже значительно меньше, а остальными орудиями лова (донными жаберными сетями, драгами, водолазный лов, венгерный и т.д.) приходится совсем не большая доля.

Вероятно, эта структура может претерпеть изменения с увеличением запасов дальневосточной сардины (*Sardinops melanostictus*), которую в прошлый период ее подъема численности в российских водах промысливали кошельковыми неводами, и японской скумбрии (*Scomber japonicus*).

При некотором снижении численности флота на Дальневосточном рыбохозяйственном бассейне от периода 2010 г. к 2015 г., структура флота по тоннажным группам, остается приблизительно одинаковой (табл. 2).

В межгодовом плане не претерпевают резкие, скачкообразные изменения и структура специализированных промыслов при добыче разноглубинными и донными травами, а также снюрреводами. Это связано,

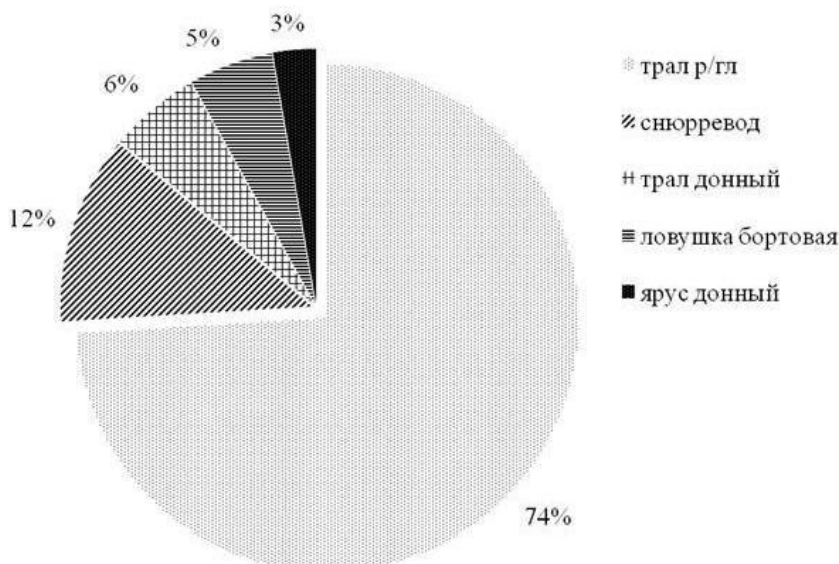


Рис. 1. Доля вылова ВБР различными орудиями лова в Дальневосточном рыбохозяйственном бассейне за период 2011–2016 гг. по данным ССД.

Таблица 2. Структура добывающего флота России на Дальневосточном рыбохозяйственном бассейне в 2010–2015 гг.

Показатель	МТФ	СТФ	КТФ
Количество, ед.	796 / 720	555 / 505	147 / 128
Доля, %	53,1 / 53,2	37,0 / 37,3	9,8 / 9,5
Средний возраст, лет	25,1 / 26,3	24,8 / 27,6	27,2 / 30,6

прежде всего, с определенной стабильностью биомассы ВБР, на которые ориентированы исследуемые орудия лова. Многие виды значительно флюктуирующих видов, таких как тихоокеанские лососи, тихоокеанская сайра (*Cololabis saira*), тихоокеанский кальмар и другие добываются другими орудиями лова (ставными неводами, бортовыми ловушками и джиггерами). Кроме того, для быстрого переоснащения значительной части добываю-

щего флота требуются значительные ресурсы финансовые и временные.

Траловый промысел известен на Дальнем Востоке России с начала XX в., но наибольшее развитие получил в 1950–1970 гг. (Снытко, 2007).

В исследуемые периоды флот, ведущий добычу донными тралами, работал на обширной акватории в Дальневосточном рыбохозяйственном бассейне (рис. 2 а, б).

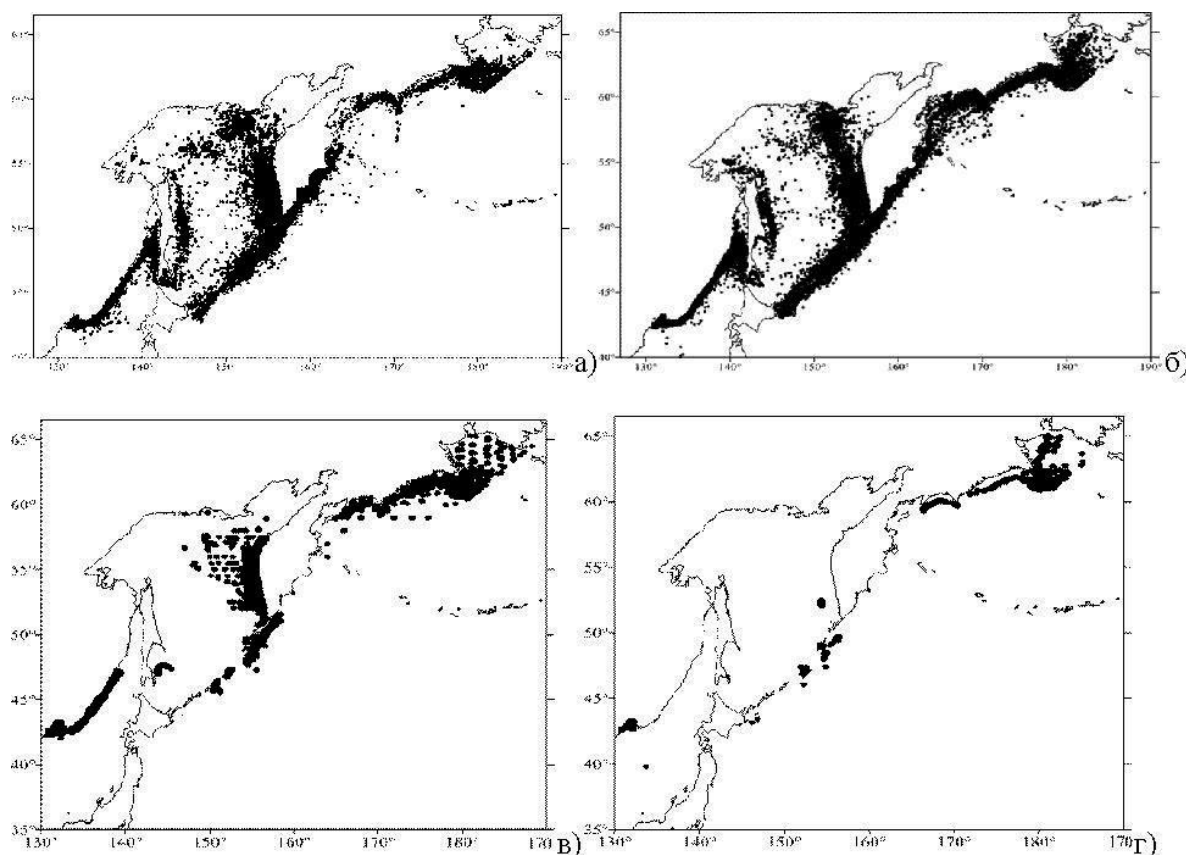


Рис. 2. Схема мест промысла донными тралами в Дальневосточном рыбохозяйственном бассейне добывающего флота в период 1996–2003 гг. (а) и 2004–2016 гг. (б) и донных траловых станций на промысловых судах с наблюдателями в 1993–2003 гг. (в) и в 2004–2016 гг. (г).

Станциями наблюдений были охвачены практически все районы промысла, хотя в период «до 2003 г.» данные несравненно презентабельнее по сравнению с периодом «с 2004 г.» (рис. 2 в, г).

В дальневосточных морях России донными тралами ежегодно работают более ста отечественных среднетоннажных и крупнотоннажных судов. Годовой улов составляет порядка 15 тыс. т по большей части ценных в стоимостном выражении ВБР. Прилов отличается большим видовым многообразием, который несколько различается в зависимости от района лова.

Промысел разноглубинными тралами развивается уже много десятилетий. Этим орудием лова вылавливаются самые значительные объемы водных биоресурсов практически по всему Дальневосточному рыбо-

хозяйственному бассейну (рис. 3 а, б). Зона охвата наблюдениями оказалась не столь значительной (рис. 3 в, г). Тем не менее, все основные районы промысла были охвачены наблюдениями.

Промысел снюрреводами достаточно распространен на Дальнем Востоке России (рис. 4 а, б). Однако зона охвата наблюдениями силами ТИНРО-центра очень фрагментарно распространяется только на южную часть зоны Японское море (ЯМ) (рис. 4 в, г).

Соответствие данных ССД и научных наблюдателей

Сравнение официальных данных и результатов научных наблюдений показывает, что на разных видах промысла существует значительное расхождение в объемах вылова многих видов (Состояние промысловых..., 2016). В тех зонах, где накоплен

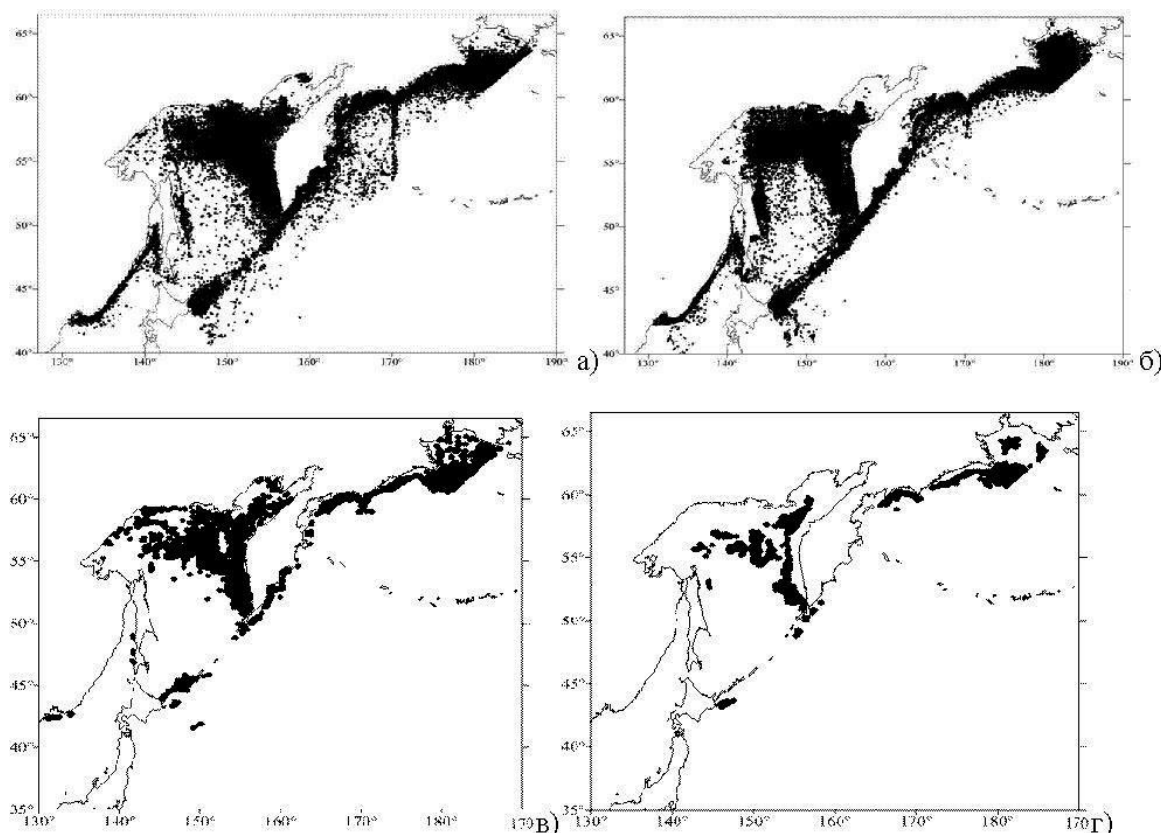


Рис. 3. Схема мест промысла разноглубинными тралами в Дальневосточном рыбохозяйственном бассейне добывающего флота в период 1996–2003 гг. (а) и в период 2004–2016 гг. (б) и мест станций с использованием разноглубинных тралов на промысловых судах с наблюдателями в 1993–2003 гг. (в) и в 2004–2016 гг. (г).

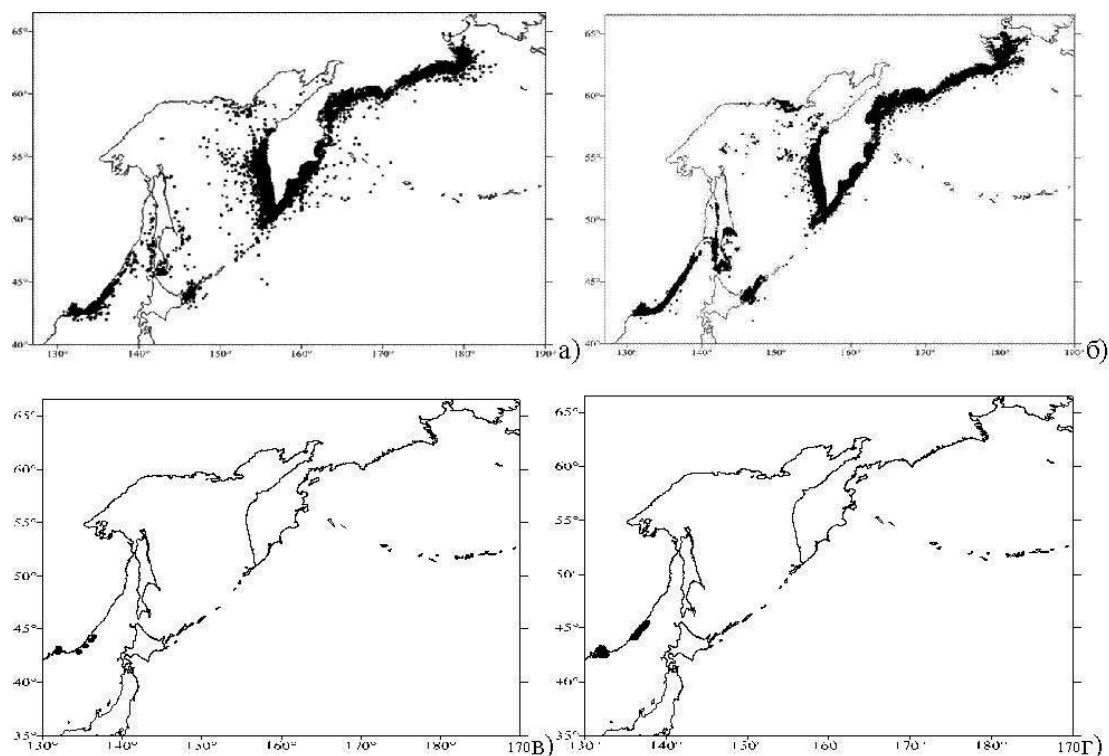


Рис. 4. Схема мест промысла снюрреводами в Дальневосточном рыбохозяйственном бассейне добывающего флота в период 1996–2003 гг. (а) и в период 2004–2016 гг. (б) и мест станций с использованием снюрреводов на промысловых судах с наблюдателями в 1993–2003 гг. (в) и в 2004–2016 гг. (г).

значительный ряд научных наблюдений за промыслами, мы смогли оценить изменения между периодами в частоте встречаемости и доли в улове промысловых объектов.

В Западно-Беринговоморской зоне (ЗБ) на промысле донными травами изменения между периодами в разнице между данными наблюдателей и ССД в доле от общей массы улова для КТФ наиболее ощутимыми были для минтая (*Theragra chalcogramma*) (–61,0%), палтусов (25,6%), тихоокеанской трески (*Gadus macrocephalus*) (13,6%), макрурусов (8,4%), бычков (7,4%) и камбал (6,9%). При этом в уловах изменения с таким же знаком для этих объектов произошли и в частоте встречаемости. Для СТФ наиболее значимые изменения зафиксированы для минтая (–72,9%), палтусов (19,2%), камбал (15,4%), трески (9,8%) и макрурусов (9,7%). Изменения в доле улова для МТФ особенно отмечены для бычков (–37,8%), камбал (28,2%), минтая (27,9%), трески

(18,6%), палтусов (12,7%), командорского кальмара (8,9%) и макрурусов (5,2%).

Наиболее значительны изменения между периодами в частоте встречаемости и доли в улове КТФ на промысле донными травами в Северо-Курильской зоне (СК) были у терпугов (–59,6%) и командорского кальмара (40,7%). Для СТФ отрицательные изменения наблюдаются у командорского кальмара и терпугов – 54,1 и 31,6% соответственно, а положительные для минтая и трески – 46,7 и 8,3%. В отношении легализации вылова большинства промысловых объектов на промысле судами МТФ, произошли негативные изменения: командорский кальмар (–38%), треска (–8,7%), макрурусы (–6,4) минтай (–5,6%), камбалы (–5,2%). Однако для терпугов и морских окуней отмечается положительная тенденция – 58,8 и 4,3% соответственно.

Изменения δ , d_i между периодами для всех групп судов, ведущих промысел раз-

ноглубинными тралами в Западно-Берингоморской зоне почти для всех ВБР были незначительными. Выделялись только минтай (–36,4%) и мойва (*Mallotus villosus*) (36,8%), которые добывались судами СТФ.

Выявленные изменения δ , d_i особенно ощутимы в группе КТФ на промысле разноглубинными тралами в Восточно-Камчатской зоне (ВК) для минтая (67,7%) и сельди (–69,8%). Для судов СТФ значимые изменения наблюдаются у минтая (84,8%), сельди (–62%) и трески (–18,4%).

Среди судов всех размерных классов, ведущих добычу ВБР разноглубинными тралами в зоне Охотское море (ОМ) заметные изменения коснулись двух промысловых объектов — положительные изменения в подаче официальных данных по вылову минтая (4,9% для КТФ, МТФ и 67,2% для СТФ) и отрицательные — по вылову сельди (–5,4% для КТФ, МТФ и –78,4% для СТФ).

В зоне Японского моря суда МТФ, ведущие промысел снюрреводами показывают отрицательные изменения в подаче данных о вылове прежде всего таких объектов как минтай (–17,8%) и бычки (–16,3%), а положительные — терпуги (23%), треска (5,4%) и тихоокеанская навага (*Eleginus gracilis*) (4%).

Значительная часть промысловых запасов ВБР в зависимости от промыслового района не входит в зону ответственности ТИНРО-центра, поэтому уровень мониторинга в них в какой-то мере компенсируется наблюдениями научных сотрудников из других региональных институтов ДВ бассейна. Можно констатировать, что по сравнению с периодом «с 2003 г.» к настоящему времени сократились наблюдения за промыслами в Дальневосточном рыбохозяйственном бассейне и они охватывают теперь не все зоны и не все месяцы в которые ведется добыча основного объекта.

Анализ имеющихся у нас данных ССД и наблюдателей по структуре уловов водных биоресурсов на изучаемых промыслах в различных зонах ответственности ТИН-

РО-центра в Дальневосточном рыбохозяйственном бассейне в периоды «до 2003 г.» и «с 2004 г.» с привлечением данных о состоянии запасов ВБР показывает, что положительная динамика в легализации прилова наблюдается для ценных массовых промысловых объектов. В ЗБМ на промысле донными тралами это белокорый и черный палтусы, камбалы, макрурусы (КТФ, СТФ, МТФ), треска и бычки (КТФ). В СК зоне терпуги и морские окуни (МТФ и треска (СТФ)). На промысле разноглубинными тралами официальная статистика в ЗБ зоне стала больше показывать вылов мойвы (СТФ), а в ВК и ОМ зонах минтай (КТФ, СТФ).

На добыче снюрреводами в зоне Японского моря чаще стали подавать в ССД терпугов, треску и навагу. Улучшение не принципиальное, тем не менее, тренд устойчивый положительный. В ряде случаев мы констатируем, что рыбаки в своей отчетности показывают ценного прилова даже больше, чем зафиксировано научными наблюдателями.

На исследуемых промыслах в различных зонах уловы имеют видовую и количественную особенность. Есть виды прилова, которые по массе имеют большее значение, и есть такие, которые прилавливаются относительно незначительно. При добыче донными тралами и снюрреводами небольшое значение имеют пелагические рыбы сайра, лососи и т.д.

При ловле разноглубинными тралами в незначительных количествах встречаются в уловах донные виды рыб макрурусы, бычки, ликоды, камбалы, морские окуни и шипошечки. Изготавливать из этих промысловых объектов продукцию часто не имеет смысла, т.к. не всегда с одной промысловой операции набирается рыбы-сырца для замораживания и формирования блока на противне (блок-форме). А к следующей выборке орудия лова и началу обработки эта рыба уже теряет свои технологические качества. Поэтому, как правило, такой прилов выбрасывается за борт или употребляется экипажем в пищу.

Другое дело массовые стабильно встречающиеся виды прилова. На промысле

донными тралами и снюрреводами это донные ВБР. При лове разноглубинными тралами наиболее массовыми видами прилова являются пелагические промысловые объекты.

В отличие от ценных промысловых водных биоресурсов, признание рыбаками факта вылова малоценных видов прилова остается, как и прежде, на низком уровне, а по некоторым промысловым объектам наблюдается ухудшение положения. Структура не вошедших в ССД водных биологических ресурсов имеет свою особенность в зависимости от промыслового района. Отрицательная динамика с включением в официальную статистику отмечается на промысле ДТ в Западно-Беринговоморской зоне для бычков (МТФ), минтая (все группы судов), трески (МТФ) и в Северо-Курильской зоне камбал (МТФ), командорского кальмара (СТФ, МТФ), терпугов (КТФ, СТФ), макрурусов, трески и минтая (МТФ) и стрелозубых палтусов. На промысле РТ ухудшение по легализации прилова наблюдается для сельди в зонах Восточно-Камчатской и Охотское море, а также трески в Восточно-Камчатской зоне (МТФ) и минтая (СТФ) в Западно-Беринговоморской зоне. На промысле снюрреводами в зоне Японское море это бычки.

В целом сырьевая база Дальневосточного рыбохозяйственного бассейна в настоящее

время и на ближайшую перспективу сможет обеспечить эффективную работу российских рыбодобывающих организаций, при условии более рационального освоения традиционных объектов промысла, использования промыслом более широкого, чем в настоящее время, видового разнообразия и более полного освоения недостаточно используемых объектов.

По данным за 2015 г. ВБР, являющихся объектами промысла донными и разноглубинными тралами, а также снюрреводами в Дальневосточном рыбохозяйственном бассейне не освоено более 500 тыс. т ($2917 - 2397 = 520$ тыс. т), а всего не освоено $4234,399 - 2993,456 = 1240,943$ тыс. т. Основную разницу между научно-рекомендованной величиной вылова и фактическим выловом составляют промысловые объекты, обладающие значительными запасами — кальмары, минтай, терпуги, анчоус, треска, камбалы, бычки, макрурусы, скумбрия, навага, лемонема, мойва и другие, в том числе увеличивающие свою численность, в последние годы сардина-иваси.

Основываясь на результатах настоящего исследования, мы можем предполагать, что выбросы ВБР, только на исследуемых в данной работе промыслах, где были достаточно репрезентативные данные научных наблюдений, могут составлять до 1,2 млн. т в год (Бадаев, 2017) (табл. 3).

Таблица 3. Среднемноголетний неучтенный вылов ВБР на тралово-снюрреводном промысле в достаточно охваченных наблюдениями зонах в период с 2004 по 2016 гг.

Зона и орудия лова	Группы судов	Выбросы, т	Среднемноголетние выбросы, т
ЗБМ, донный трал	КТФ, СТФ, МТФ	651907	50147
СК, донный трал	КТФ, СТФ, МТФ	590750	45442
ЗБМ, разноглубинный трал	КТФ, СТФ	1078197	82938
ВК, разноглубинный трал	КТФ, СТФ	414547	31888
ОМ, разноглубинный трал	КТФ, СТФ	12859120	989163
ЯМ, снюрревод	МТФ	335033	25772
Всего		15929554	1225350

Значительно не осваиваются ВБР не являющиеся объектами специализированного промысла, а также традиционные промысловые гидробионты, недостаточно полно используемые рыбной промышленностью. Основную разницу между научно-рекомендованной величиной вылова и фактическим выловом составляют кальмары, минтай, терпуги, анчоус, треска, увеличивающие свою численность в последние годы сардина-иваси, скумбрия.

Кроме того объема промысловых гидробионтов, который не попал в официальную статистику вылова, в качестве резерва можно представить ту часть ВБР, для которых, из-за предосторожного подхода вследствие недостаточной изученности, устанавливается минимальное рекомендованное изъятие.

Несмотря на сходство в объемах не осваивающихся промыслом и не попадающих в промысловую статистику ВБР (выбросы и другие), это не одни и те же ресурсы. Мы достоверно знаем, что такие промысловые гидробионты как лемонема, тихоокеанские кальмары, водоросли и многие другие, действительно, не осваиваются и не попадают в прилове в значительных объемах, а значит, не существует их массовых выбросов.

Сравнение баз данных ССД и наблюдений за промыслами научными сотрудниками показывает, что принятые меры регулирования рыболовства в виде закрепления долей квот за предприятиями и разрешенной доли (49%) видов прилова, на которые не устанавливается ОДУ, не возымели ожидаемого эффекта (Бадаев, 2017).

Жесткая рыночная конкуренция и погоня за сверхприбылями вынуждает рыбаков выбрасывать рыбу с низкой рыночной стоимостью. Среди других причин можно назвать существенные пробелы рыбного законодательства и несовершенство действующих правил рыболовства (Tingley et al., 2000).

Такая мера для снижения объемов выбросов нецелевых объектов промысла как уменьшение рыночных мотиваций при до-

быче водных биоресурсов и более жесткое государственное регулирование рыбохозяйственной деятельности, не самый желаемый инструмент. Возможно, более мягкий путь лежит через установление доверия между государством и рыбаками.

Мы показали, что в отличие от малоценных видов прилова, в использовании ценных наметилась положительная тенденция.

Ранее было доказано, что использование всего улова, в том числе малоценных видов, может быть экономически выгодно для рыбодобывающих предприятий (Доклад, 2009; Бадаев и др., 2010; Бадаев, 2011).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На тралово-снюрреводных промыслах в Дальневосточном рыбохозяйственном бассейне в основу исследований структуры уловов положены данные судовых суточных донесений и информация собранная наблюдателями-биологами на промысловых судах проводивших лов в период с 1993 по 2016 гг.

С учетом имеющихся сведений по состоянию запасов ВБР, при сравнении структуры уловов по данным ССД и научных наблюдений по исследуемым зонам в выделенные периоды выявлено, что учет объемов вылова по прежнему остается ненадежным. Отмечено, что рыбопромысловые суда стали больше показывать в уловах ценные промысловые объекты в период «с 2004 г.» по сравнению с периодом «до 2003 г.». Однако малоценные виды прилова выбрасываются в последнее время в больших масштабах.

Масштабы и существование в течение продолжительного периода наблюдений расхождения между официальной статистической информацией и фактическим положением дел показывают, что создать надежную промысловую статистику пока не удалось. Кроме того, полученные данные свидетельствуют, что сократился научный мониторинг промыслов. Все это делает невозможным переход на оценку запасов и управление

рыболовством, опираясь только на данные промысловой статистики без привлечения данных учетных съемок силами рыбохозяйственных институтов и охвата наблюдениями хотя бы основных промыслов.

На тралово-снюрреводных промыслах только по пяти рыболовным зонам Дальнего Востока России выбросы водных биологических ресурсов составляют 1,2 млн. т в год (среднегодовые данные).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Абакумов А.И., Бочаров Л.Н., Каредин Е.П., Решетняк Т.М. Модельный анализ и ожидаемые результаты оптимизации многовидовых промыслов прикамчатских вод // *Вопр. рыболовства*. 2007. Т. 8. № 1 (29). С. 93–109

Бадаев О.З. Нерациональное использование водных биоресурсов на примере некоторых видов промыслов // *Вопр. рыболовства*. 2011. № 1 (45). С. 162–174.

Бадаев О.З. Приловы и выбросы на ярусном промысле рыб Дальневосточного рыбохозяйственного бассейна // *Вопр. рыболовства*. 2018. Т. 19. № 1. С. 58–72.

Бадаев О.З. Отчет о научно-исследовательской работе «Использование сырьевой базы и выбросы на тралово-снюрреводных промыслах в Дальневосточном рыбопромысловом бассейне (годовой)». Архив ТИНРО. № 28135. Владивосток, 2017. 144 с.

Бадаев О.З., Головащенко Е.В., Казанцев П.И. Отчет о научно-исследовательской работе «Нерациональное использование водных биоресурсов на примере некоторых видов промыслов». Архив ТИНРО. № 26953. Владивосток, 2010. 79 с.

Балыкин П.А., Терентьев Д.А. Организация многовидового промысла рыб на примере Карагинской зоны // *Вопр. рыболовства*. 2004. Т. 5. № 3 (19). С. 489–499.

Буслов А.В. Возможность организации и регулирования многовидового рыболовства в современных условиях на примере Петропавловск-Командорской зоны (Во-

сточная Камчатка) // *Вопр. рыболовства*. 2006. Т. 7. № 2 (26). С. 267–276.

Винников А.В., Терентьев Д.А. Особенности сезонной динамики «прилова» при ведении донного ярусного промысла в прикамчатских водах // Тез. докл. конф. молодых ученых 21–23 мая 2001 г. Владивосток: ТИНРО—центр. 2001. С. 113–115.

Датский А.В., Батанов Р.Л. О возможности многовидового рыболовства на шельфе в северо-западной части Берингова моря // *Вопр. рыболовства*. Т. 1. № 2–3. Часть 1. 2000. С. 111–112.

Доклад о работе консультативного совещания экспертов по международным руководящим принципам регулирования прилова и уменьшения выбросов. Доклад ФАО по рыбному хозяйству и аквакультуре № 934. Рим, 30 ноября–3 декабря 2009 года FIRO/R934 (Ru) <http://www.fao.org/docrep/013/i1672r/i1672r00.pdf> Дата обращения 20.06.2016 г.

Дударев В.А., Ермаков Ю.К. Биологические основы многовидового рыболовства в дальневосточных морях России // *Вопр. рыболовства*. 2010. Т. 3 (43). С. 545–564.

Ермаков Ю.К. Состав прилова при траловом лове сельди в Охотском и Беринговом морях // Там же. № 1. 2002. С. 84–90.

Иванов А.Н. О прилове рыб при промысле минтая у юго-западной Камчатки и северных Курильских островов в ноябре 2000 г. // Там же. № 1. 2002. С. 105–117.

Ильинский Е.Н. Многолетние изменения в составе доминирующих видов рыб на материковом склоне дальневосточных морей // *Изв. ТИНРО*. 1990. Т. 111. С. 67–78.

Инструкция по классификации судов флота рыбного хозяйства. Санкт-Петербург: Гипрорыбфлот, 1995. 23 с.

Каредин Е.П. Сырьевая база рыбной промышленности дальневосточного бассейна на период до 2015 г. и условия ее полного освоения // *Вопр. рыболовства*. 2000. Т. 1. № 2–3. Ч. 1. С. 158–163.

Коржев В.А., Третьяк В.Л., Долгов А.В., Шлейник В.Н. Многовидовая модель промыслового сообщества Баренцева моря // Тез. докл. 6 Всерос. конф. по пробл. промысл, прогнозир., Мурманск, 4–6 окт., 1995: Мурманск. 1995. С. 71–72.

Кочкиков В.Н. Прилов должен, по возможности, использоваться // Анал. и реф. инф. Сер. Биопромысл, и экон. вопр. миров, рыболов. Всерос. н.-и. и проект.-конструкт. ин-т экон., инф. и АСУ рыб. х-ва. № 3. 1997. С. 1415.

Орлов А.М. Ихтиофауна прилова на крабовом ловушечном промысле в западной части Берингова моря // Биол. и рац. использ. гидробионтов, их роль в экосистемах: Тез. докл. конф. мол. ученых ТИНРО, Владивосток, 27–29 апр., 1993: Владивосток. 1993. С. 38–39.

Снытко В.А. Тернистый путь тралового промысла на Дальнем Востоке // Рыбак Приморья. Выпуск 17 (1331) от 27 апреля 2007 г.

Состояние промысловых ресурсов Дальневосточного рыбохозяйственного бассейна (краткая версия) / Прогноз общего вылова гидробионтов по дальневосточному рыбохозяйственному бассейну // Изд-во ТИНРО. Владивосток, 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016.

Состояние мирового рыболовства и аквакультуры Доклады ФАО 2009 и 2014 гг. // Режим доступа URL: <http://www.fao.org> Дата обращения 25.07.2016 г.

Терентьев Д.А. Структура уловов морских рыбных промыслов и многовидовое рыболовство в прикамчатских водах Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Владивосток, 2006. 24 с.

Терентьев Д.А., Василец П.М. Структура уловов на рыбных промыслах и предложения по организации многовидового рыболовства в северо-западной части Берингова моря // Изв. ТИНРО. 2005. Т. 140. С. 18–36.

Терентьев Д.А., Винников А.В. Анализ материалов по видовому и ко-

личественному составу уловов в Петропавловск-Командорской зоне (Восточно-камчатская зона) в качестве подхода к рациональному многовидовому промыслу // Вопр. рыболовства. 2004. Т. 5. № 2 (18). С. 276–290.

Шевелев М.С., Соколов К.М. О фактическом вылове донных рыб, добываемых в качестве прилова на траловом промысле в Баренцевом море // Рыбн. хоз-во. 1997. № 3. С. 38–40.

Шейко Б.А., Федоров В.В. Каталог позвоночных Камчатки и сопредельных морских акваторий. Петропавловск-Камчатский: Камчатский печатный двор, 2000. Гл. 1. С. 7–69.

Шунтов В.П., Волвенко И.В., Кулик В.В., Бочаров Л.Н. Макрофауна бентали Охотского моря: таблицы встречаемости, численности и биомассы. 1977–2010 гг. Владивосток: ТИНРО-Центр, 2014. 1052 с.

Fox D.S., Starr R.M. Comparison of commercial fishery and research catch data // Can. J. Fish. and Aquat. Sci. 1996. № 12. P. 2681–2694.

Kelleher K. Discards in the world's marine fisheries. An update. FAO Fisheries Technical Paper. No. 470. Rome, FAO, 2005. 131 p.

Laevatsu T., Larkins H. Marine fisheries ecosystem. Its quantitative evaluation and management. Farnham: Fishing News Books Ltd., 1981. 162 p.

Martosubroto P. Structure and dynamics of the demersal resources of the Java Sea, 1975–1979 // Baseline Stud. Biodiversity: Fish Resour. West. Indonesia. Jakarta, 1996. С. 62–76.

McBride M. Estimation of unreported catch in a commercial trawl fishery // J. Nort Tingley D., Erzini K., Golding I. Final report: Evaluation of the state of knowledge regarding discarding practices in European fisheries. Final Report, Portugal, September, 2000; DG Fisheries European Commission // Режим доступа URL: <http://www.megapescas.com/acrobat/finalreport32.pdf> Дата

обращения 15.06.2016 г. hwest Atlant. Fish. Welfare and Environment, 5th World Fisheries Sei. 1996. P. 31–41. Congress 2008. p. 169–180.

Tsukamoto K., Kawamura T., Takeuchi T. et al. A Review of Bycatch and Discard Issue Toward Solution // Fisheries for Global <https://fishexpoforum.com/nauchit-sya-ne-vybrasyvat-rybu-eksperty-mrf-o-probleme-pishhevyx-otxodov/>

BY-CATCH AND DISCARD IN THE TRAWL AND SNURREVOD FISHERY IN THE FAR EAST FISHERY BASIN

© 2020 г. O. Z. Badaev

*Pacific Branch of the Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography
(TINRO), Vladivostok, 690091*

Based on the databases of daily ship reports and scientific observations, a characteristic of the structure of catches in the fishery by pelagic and bottom trawls, as well as by snurrevaad in the Far Eastern Fisheries Basin, is given. It has been revealed that the fisheries regulation mechanisms in place during the study period did not fully solve the discards problem. On the one hand, there has been some improvement in the development of valuable species of by-catch, and on the other, an increase in discards of low-value by-catch in these types of fisheries. Discards from these types of fisheries are more than 1 million tons per year.

Keywords: trawling, snurrevaad, multi-species fisheries, by-catch, discards, Far Eastern seas

АКВАКУЛЬТУРА И ИСКУССТВЕННОЕ ВОСПРОИЗВОДСТВО

УДК 57.03:574.6:594.11 (69.25)

**МНОГОЛЕТНЯЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ НАЧАЛА НЕРЕСТА И ОСЕДАНИЯ
ПРИМОРСКОГО ГРЕБЕШКА (*MIZUHOPECTEN YESSOENSIS*)
В БУХТЕ МИНОНОСОК (ЗАЛИВ ПОСЬЕТА, ЯПОНСКОЕ МОРЕ)**

© 2020 г. Н. И. Григорьева

Национальный научный центр морской биологии им. А.В. Жирмунского ДВО РАН,
Владивосток, 690041
e-mail: grigoryeva04@mail.ru

Поступила в редакцию 4.10.2019 г.

Проанализированы многолетние изменения начала нереста и оседания приморского гребешка (*Mizuhopecten* (= *Patinopecten*) *yessoensis* Jay, 1857) в бухте Миноносок (зал. Посьета, зал. Петра Великого, Японское море) в 1970–2011 гг. Рассчитана энтропия процессов и на ее основе исследована мера рассеивания фенодат по годам.

Ключевые слова: температура воды, межгодовая изменчивость, фенодата, нерест, оседание личинок, спат, приморский гребешок, *Mizuhopecten* (= *Patinopecten*) *yessoensis* Jay, 1857, бух. Миноносок, зал. Посьета, зал. Петра Великого, Японское море.

ВВЕДЕНИЕ

Наступление нереста, первое появление личинок в планктоне и начало их оседания являются основными этапами развития моллюсков. В зал. Петра Великого (рисунк) у приморского гребешка (*Mizuhopecten* (= *Patinopecten*) *yessoensis* Jay, 1857) они происходят в разное время и зависят от прогрева воды. Изучение этих фенодат важно для прогнозирования оптимальных сроков выставления коллекторов, поскольку раннее выставление приводит к оседанию обрастаний и заилению субстратов, позднее — к потере урожая (Белогрудов, Скоклеева, 1983). В мариккультуре данным сезонным явлениям уделяется особое внимание, поскольку от них зависит количество спата на коллекторах. Как правило, главными отслеживающими факторами за наступлением определенных дат являются: наблюдение за температурой воды, расчет гонадного индекса у взрослых особей, а также отбор планктонных проб с замерами личинок и последующий подсчет осевшей молодежи (Ventilla, 1982).

В зал. Посьета фенологические периоды анализировали преимущественно

в 1971–1979 гг., и на их основе делались попытки прогнозирования сроков оседания личинок (Белогрудов, Мальцев, 1975; Белогрудов и др., 1977; Белогрудов, Скоклеева, 1983). В дальнейшем подсчитывали лишь среднее оседание на коллекторы (Григорьева и др., 2005); исследованиями ежегодных колебаний сроков нереста и оседания *M. yessoensis* не занимались.

Вариации наступлений основных фенодат и меру их рассеивания во времени лучше всего исследует энтропия, где за единицу информации принимаются биты. При этом их количество характеризует разброс сроков по годам, и чем больше показатель, тем выше энтропия. В научных исследованиях энтропию применяют во многих областях, в биологии ее используют не только для исследования фенологических процессов (Зайцев, 1984), но и для изучения термодинамики биологических процессов как меру упорядоченности состояний систем (Рубин, 1984; Demirel, 2007).

Цель настоящей работы — оценка многолетней изменчивости наступления нереста и начала оседания приморского гре-

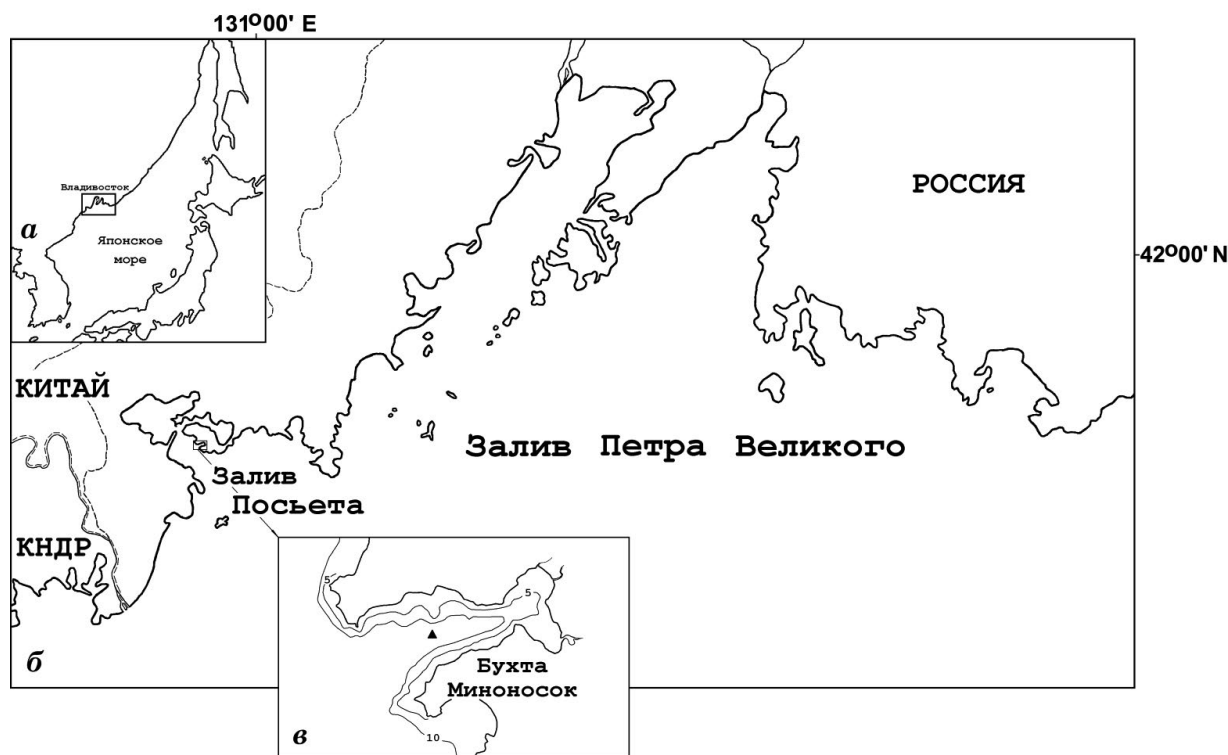


Рисунок. Карта-схема района исследований: Японское море (а), зал. Петра Великого (б) и бух. Миноносок (в), ▲ — планктонная станция.

бешка в зал. Посьета (зал. Петра Великого, Японское море) на основе использования методов энтропии.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Для анализа использовали данные по срокам наступления нереста, первого появления личинок и начала оседания приморского гребешка в бух. Миноносок с 1970 по 2011 гг. Использовали литературный материал (Белогрудов, 1981; Коновалова, Поликарпова, 1983; Габаев, 1990), а также неопубликованные: собственные данные (за 1988–2004 гг.) и результаты наблюдений В. Регулева и Т. Регулевой (за 2005–2011 гг.). Время наступления нереста и оседания определены стандартными методами — по снижению гонадного индекса и достижению личинками размеров 250–270 мкм (Белогрудов, Мальцев, 1975; Белогрудов, 1981). Первое появление личинок в планктоне дано для середины бухты (рису-

нок). Общая выборка наблюдений составила 42 года, с учетом пропусков — 36 лет.

Энтропия процессов рассчитана по методу Шеннона-Хартли для определения меры рассеивания фенодат и приведена в биотах (Зайцев, 1984). Календарные даты преобразовывали в числа непрерывного ряда, расчеты проводили для каждой фазы сезонного развития в отдельности. Особенности годовой динамики сроков нереста и оседания рассчитывали путем статистического анализа рядов их распределений.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В зал. Посьета нерест приморского гребешка проходит в течение 1,5 мес в зависимости от прогрева воды в конкретных биотопах (Белогрудов, 1987). В мелководных бухтах он начинается раньше, в открытых районах сдвигается на более поздние даты. Различие в сроках может составлять от нескольких дней до трех–четырёх недель.

В таблице представлены сроки наступления нереста, первого появления личинок и начала оседания приморского гребешка в бух. Миноносок зал. Посъета (Японское море). По данным за 1970–2011 гг., нерест варьировал с 1 мая по 9 июня (40 дней). Рассчитанная среднемноголетняя дата начала нереста приходилась на 17–18 мая. Самое

Таблица. Сроки наступления нереста, первого появления личинок и начала оседания приморского гребешка (*Mizuhopecten yessoensis* Jay, 1857) в бух. Миноносок зал. Посъета (зал. Петра Великого, Японское море) в 1970–2011 гг.

Годы	Начало нереста	Дата первого появления личинок	Дата начала оседания
1970	20.05	10.06	25.06
1971	9.06	18.06	2.07
1972	21.05	2.06	25.06
1973	18.05	5.06	20.06
1974	24.05	12.06	1.07
1975	1.05	15.05	20.06
1976	19.05	1.06	11.06
1977	22.05	7.06	15.06
1978	19.05	3.06	11.06
1979	22.05	5.06	24.06
1980	5.06	15.06	*
1981	20.05	4.06	16.06
1982	20.05	7.06	14.06
1983	20.05	7.06	17.06
1984	22.05	1.06	7.06
1985	8.05	4.06	12.06
1986	18.05	6.06	12.06
1987	1.05	20.05	10.06
1988	19.05	3.06	12.06
1989	10.05	31.05	8.06
1990	10.05	23.05	5.06
1996	15.05	-	10.06
1998	6.05	12.05	6.06
1999	15.05	9.06	14.06
2000	10.05	30.05	10.06
2001	20.05	4.06	10.06
2002	10.05	2.06	4.06
2003	10.05	22.05	5.06
2004	10.05	24.05	7.06
2005	15.05	31.05	16.06
2006	15.05	2.06	15.06
2007	10.05	29.05	6.06
2008	8.05	16.05	4.06
2009	20.05	31.05	20.06
2010	1.06	6.06	5.07
2011	1.06	14.06	28.06

раннее наступление нереста зафиксировано 1–8 мая (1975, 1985, 1987, 1998, 2008 гг.), наиболее позднее — 1–9 июня (1971, 1980, 2010, 2011 гг. По литературным материалам (Белогрудов, 1981; Белогрудов, Скокленева, 1983), за период с 1971 по 1979 гг. средне-многолетняя дата начала нереста в бух. Миноносек приходилась на 20–21 мая. Возможно, небольшой сдвиг сроков нереста на более ранний срок связан с современным потеплением климата (Пономарев и др., 2007).

Даты первого появления личинок в средней части бух. Миноносек варьировали с 12.05 по 18.06. Но стандартным методом первое появление личинок фиксируется неточно, т.к. личинки определяются до вида после достижения размеров 125–150 мм (Белогрудов, 1981). Также следует отметить, что сначала личинки появляются на мелководных участках, а затем распространяются по всей акватории. Одной станции недостаточно для выявления точной даты первого появления личинок в планктоне.

Оседание личинок в зал. Посьета начинается в июне на глубинах 6–15 м и заканчивается в середине июля (Белогрудов и др., 1977). Оно может иметь несколько пиков из-за поселения на одних и тех же коллекторах нескольких генераций личинок, приносимых из других районов залива (Белогрудов, 1986; Колотухина, Семенихина, 1998). По данным 1970–2011 гг., в бух. Миноносек оседание личинок происходило с 4 июня по 5 июля (32 дня). Рассчитанная средне-многолетняя дата начала оседания приходилась на 14–15 июня. Самое раннее оседание отмечено 4–8 июня (1984, 1989, 1990, 2002, 2003, 2004, 2007, 2008 гг.), наиболее позднее — 1–5 июля (1971, 1974, 2010 гг.). По литературным материалам (Белогрудов, Скокленева, 1983), с 1971 по 1979 гг. начало оседания гребешков в бух. Миноносек варьировало с 11 по 26.06; точная дата не рассчитывалась.

Поскольку классический статистический анализ не исследует меру рассеивания анализируемых процессов (стандартное отклонение одинаково для двух дат — нереста

и оседания и составляет соответственно 8,8 и 8,4 дня), нами была рассчитана энтропия, которая выявляет частоту выпадения всех анализируемых дат с вычислением вероятности их наступления. Энтропия дат начала нереста составила 3,5 биты, оседания — 4,1 биты. Эти цифры показывают, что первый процесс проходит в более сжатые сроки, чем второй.

Из общего разброса данных по срокам нереста с 1 мая по 9 июня (40 дней) 12 дат (с вероятностью $P=47,2\%$) выпадали чаще в промежутке дней между 10 и 20 мая. Из общего числа вариаций сроков оседания с 4 июня по 5 июля (32 дня) 10 дат (с вероятностью $P=28,6\%$) выпадали чаще в промежутке дней между 10 и 20 июня. Несмотря на то, что наступление нереста оказалось более растянутым, на промежуток между 10 и 20 мая выпадала наибольшая плотность, крайние даты вариационного ряда имели низкий показатель вероятности. Напротив, даты оседания оказались менее сгруппированы и более равновероятны в своем промежутке рассеивания, основная плотность приходилась на даты между 10 и 20 июня, но с вероятностью почти в 1,7 раза ниже, чем у аналогичного промежутка дат нереста. Таким образом, количество бит показывает, что дата начала нереста является определяющей из двух дат, и должна фиксироваться более тщательно. Для даты первого появления личинок энтропия не рассчитывалась из-за неточности анализируемых данных.

Известно, что фенологические наблюдения ведутся одновременно в различных регионах земного шара, так как сравнительный аспект в исследованиях, учитывающий географическое распространение моллюсков в конкретных биотопах, играет здесь важную роль. Сравнение наступления сроков нереста и оседания *M. yessoensis* показывает, что различия связаны преимущественно с температурным режимом акваторий (Kosaka, 2016).

В зал. Петра Великого, как сказано выше, нерест и оседание зависят от прогресса воды. В мелководных бухтах зал. Посьета

нерест гребешков начинается в мае, в более открытых районах, например, у о. Фуругельма, или севернее, в зал. Восток, он происходит на 10–15 дней позже (Белогрудов, 1987). Соответственно сдвигаются и сроки оседания.

На восточном побережье Кореи и у берегов Японии созревание гонад у гребешков происходит раньше. Нерест наступает преимущественно в апреле (реже в конце марта) и только при неблагоприятных условиях растягивается до конца мая—начала июня (Kang et al., 1982; Kawamata, 1983, 1988; Chung et al., 2005; Uddin, 2007). Важно подчеркнуть, что здесь в зимнее время температура воды не опускается до минусовых значений; гаметогенез начинается в октябре, и гребешки готовы к нересту уже к марту—началу апреля (Kosaka et al., 1996; Uddin, 2007). Лишь на севере о. Хоккайдо (Япония) в оз. Сарома гонады у *M. yessoensis* созревают к маю, а нерест происходит с мая по июнь (Ventilla, 1982; Maru, 1985, 1994), как в зал. Петра Великого.

К сожалению, для других районов бассейна Японского моря точные даты нереста и оседания *M. yessoensis* по годам не приводятся и не обсуждаются. Преимущественно указываются календарные месяцы наступления этих периодов. Следует отметить, что для мариводов в Корее сами сроки наступления благоприятных температур давно не играют решающего значения, т.к. личинок получают в инкубаториях, где даты оседания сдвинуты на месяц-два вперед от природных (Kang et al., 1982). Также фермеры используют спат из Китая, который имеет размеры 10–15 мм уже в феврале-марте (Kim et al, 2014).

Таким образом, новый анализ данных длительного мониторинга наблюдений за сроками нереста и оседания личинок *M. yessoensis* показал значительное варьирование по годам. Возможно, это приведет к лучшему пониманию происходящих процессов и сможет снизить существующие риски культивирования приморского гребешка в зал. Петра Великого, позволяя перейти к более

лучшему варианту управления воспроизводством.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Сроки нереста и оседания приморского гребешка в бух. Миносок (зал. Посыета, зал. Петра Великого, Японское море) значительно варьируют год от года. Диапазон сроков наступления нереста в 1970–2011 гг. составлял 40 дней (с 1 мая по 9 июня), начала оседания — 32 дня (с 4 июня по 5 июля), со среднемноголетними датами 17–18 мая и 14–15 июня соответственно. Наибольшая вероятность наступления нереста приходилась на промежуток с 10 по 20 мая ($P=47,2\%$), оседания — с 10 по 20 июня ($P=28,6\%$). Из двух сроков начало нереста имело меру неопределенности ниже (3,5 биты), чем наступление оседания (4,1 биты), и, таким образом, нерест должен наблюдаться более тщательно, что чрезвычайно актуально в условиях изменяющегося климата с резкими колебаниями местных погодных условий.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Белогрудов Е.А. Биологические основы культивирования приморского гребешка *Patinopecten yessoensis* (Jay) (Mollusca, Bivalvia) в заливе Посыета (Японское море): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Владивосток, 1981. 23 с.

Белогрудов Е.А. Культивирование // Приморский гребешок. Владивосток: ДВНЦ АН СССР, 1986. С. 201–211.

Белогрудов Е.А. Биология и культивирование приморского гребешка // Культивирование тихоокеанских беспозвоночных и водорослей. М.: Агропромиздат, 1987. С. 66–71.

Белогрудов Е.А., Мальцев В.Н. Нерест гребешка в заливе Посыета // Изв. ТИНРО. 1975. Т. 96. С. 273–278.

Белогрудов Е.А., Мокрецова Н.Д., Бочкарева Н.А., Раков В.А. Экологические и биотехнические основы разведения некоторых видов беспозвоночных в заливе Пе-

тра Великого (Яп. море) // Второй советско-японский симп. по аквакультуре (Proc. 2-nd Soviet-Japan Joint Symp. Aquaculture). Tokyo, November 1973. М.: ВНИРО, 1977. С. 185–198.

Белогрудов Е. А., Скоклеева Н. М. Прогнозирование сроков установки коллекторов и количества спата приморского гребешка // Марикультура на Дальнем Востоке. Владивосток: ТИПРО, 1983. С. 10–13.

Габаев Д. Д. Биологическое обоснование новых методов культивирования некоторых промысловых двустворчатых моллюсков в Приморье: Автореф. дис. канд. биол. наук. Владивосток: ТИПРО, 1990. 30 с.

Григорьева Н. И., Регулёв В. Н., Золотова Л. А., Регулева Т. А. Культивирование моллюсков в западной части залива Посыет (залив Петра Великого, Японское море) // Рыбн. хоз-во. 2005. № 6. С. 63–66.

Зайцев Г. Н. Математическая статистика в экспериментальной ботанике. М.: Наука, 1984. 424 с.

Колотухина Н. К., Семенихина О. Я. Динамика численности личинок мидии *Mytilus trossulus* и модиолуса *Modiolus kurilensis* в планктоне бухты Троицы (залив Посыета) и залива Восток Японского моря // Биология моря. 1998. Т. 24. № 2. С. 129–131.

Коновалова Н. Н., Поликарпова Г. В. Промышленный сбор спата приморского гребешка // Рыбн. хоз-во. 1983. № 9. С. 27.

Пономарев В. И., Каплуненко Д. Д., Дмитриева Е. В. и др. Климатические изменения в северной части Азиатско-Тихоокеанского региона // Дальневосточные моря России. Кн. 1. Океанологические исследования. М.: Наука, 2007. С. 17–48.

Рубин А. Б. Термодинамика биологических процессов. М.: Изд-во МГУ, 1984. 284 с.

Chung E.-Y., Park Y.-J., Lee J.-Y., et al. Germ cell differentiation and sexual maturation of the hanging cultured female scallop *Patinopecten yessoensis* on the east coast of Korea // J. Shellfish Res. 2005. V. 24. N. 4. P. 913–921.

Demirel Y. Fundamentals of equilibrium thermodynamics // Non-equilibrium

Thermodynamics. 2nd Edition. Elsevier Science B. V., 2007. P. 1–52.

Kang H. W., Cheong S. C., Jo J. K., et al. The study on the artificial seed production of scallop *Patinopecten yessoensis* (Jay) in the hatchery // Bull. Fish. Res. and Dev. Agency. 1982. V. 30. P. 111–118.

Kawamata K. Reproduction cycle of the scallop, *Patinopecten yessoensis* (Jay), planted in Funka Bay, Hokkaido // Sci. Rep. Hokkaido Fish. Exp. Stn. 1983. V. 25. P. 15–20.

Kawamata K. Gonadal development of the cultured scallops, *Patinopecten yessoensis* (Jay), off Rumoi, Hokkaido // Sci. Rep. Hokkaido Fish. Exp. Stn. 1988. V. 31. P. 9–13.

Kim H.-Y., Oh B.-S., Cha B.-J., Park M. — S. Investigation of interference current distribution in a long line scallop cage aquaculture // Korean J. Malacol. 2014. № 30 (3). P. 273–279.

Kosaka Y. Scallop Fisheries and Aquaculture in Japan // S. E. Shumway, & G. J. Parsons (Eds.), Developments in Aquaculture and Fisheries Science. Scallops Biology, Ecology, Aquaculture, and Fisheries. 2016. V. 40. P. 891–936.

Kosaka Y., Aisaka K., Kawamura K. Maturation and spawning of the hanging cultured scallop in Mutsu Bay // Annu. Rep. Aquacult. Cent. Aomori Pref. 1996. V. 26. 121–129.

Maru K. Ecological studies on seed production of a scallop, *Patinopecten yessoensis* (Jay) // Sci. Rep. Hokkaido Fish. Exp. Stn. 1985. V. 27. P. 1–53.

Maru K. Some factors causing fluctuations in the collection of natural seed of the Ezo giant scallop, *Patinopecten yessoensis* // Proceedings of the 9th International Pectinid Workshop, Nanaimo, B.C., Canada, April 22–27, 1993. Can. Tech. Rep. of Fish. and Aqua. Sci. 1994. V. 1. P. 179–186.

Uddin M. J., Park K.-I., Kang D.-H., et al. Comparative reproductive biology of Yezo scallop, *Patinopecten yessoensis*, under two different culture systems on the east coast of Korea // Aquaculture. 2007. V. 265. P. 139–147.

Ventilla R. The scallop industry in Japan // Marine Biology. 1982. V. 20. P. 309–350.

**THE LONG-TERM VARIABILITY OF THE BEGINNING
OF THE YESSO SCALLOP (*MIZUHOPECTEN YESSOENSIS*) SPAWNING
AND LARVAE SETTLEMENT IN MINONOSOK BAY
(POSYET BAY, SEA OF JAPAN)**

© 2020 y. N. I. Grigoryeva

*National Scientific Center of Marine Biology, Far Eastern Branch, Russian Academy of Science,
Vladivostok, 690041*

The long-term changes of the beginning of the Yesso scallop (*Mizuhopecten* (= *Patinopecten*) *yessoensis* Jay, 1857) spawning and larvae settlement in Minonosok Bay (Posiet Bay, Peter the Great Bay, East Sea/Sea of Japan) were analyzed in 1970–2011. The entropy of the processes was calculated, and on its basis the extent of data dispersion over years was studied.
Key words: water temperature, interannual variability, phenological date, spawning, larvae settlement, spat, Yesso scallop; *Mizuhopecten* (= *Patinopecten*) *yessoensis* Jay, 1857, Minonosok Bay, Posyet Bay, Peter the Great Bay, East Sea/Sea of Japan.

АКВАКУЛЬТУРА И ИСКУССТВЕННОЕ ВОСПРОИЗВОДСТВО

УДК 595.142.2:639.4 (262.5)

**РОЛЬ ПОЛИХЕТ В СООБЩЕСТВЕ ОБРАСТАНИЯ
НА МИДИЙНО-УСТРИЧНЫХ ФЕРМАХ (КРЫМ, ЧЕРНОЕ МОРЕ)**

© 2020 г. Е. В. Лисицкая, С. В. Щуров

Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН, Севастополь, 299011
e-mail: e.lisitskaya@gmail.com

Поступила в редакцию 6.12.2019 г.

Получены данные по таксономическому составу полихет, встречающихся на марихозяйствах в прибрежных водах Крыма. Материал собран в 2017–2019 гг. из обрастаний мидийных коллекторов и устричных садков. Обнаружено 26 видов полихет, относящихся к 10 семействам. Массовыми являлись *Platynereis dumerilii* и *Nereis zonata* (Nereididae). Из обнаруженных полихет негативное воздействие на выращиваемых моллюсков оказывают *Polydora websteri* (Spionidae) и *Hydroides dianthus* (Serpulidae). Остальные виды полихет являются типичными представителями донной фауны и не влияют на культивируемых моллюсков. Полученные данные необходимо учитывать при планировании гидротехнических работ на мидийно-устричных фермах.

Ключевые слова: марикультура, мидийно-устричная ферма, многощетинковые черви, Polychaeta, Крым, Черное море.

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время на Черном море активно развивается марикультура — отрасль морского хозяйства, образовавшаяся в результате объединения комплексных океанологических исследований и коммерческих интересов. В Крыму наиболее перспективными объектами марикультуры являются двустворчатые моллюски мидия *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) и устрица *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793). Культивирование моллюсков может стать высокодоходной отраслью морского хозяйства — только на побережье Крыма возможно выращивать десятки тысяч тонн деликатесной продукции. Этому способствуют как благоприятные климатические и гидробиологические условия Крымского побережья в течение всего года, так и научный, технологический и экспериментальный опыт в области мировой и отечественной марикультуры (Холодов и др., 2017). Развитие морского фермерства в прибрежной зоне Черного и Азовского морей позволит комплексно

решить проблемы производства продукции и воспроизводства качества среды.

Морская мидийно-устричная ферма относится к гибким штормоустойчивым гидротехническим сооружениям. Конструкция фермы, известная в мировой практике как LONG-LINE система, состоит из следующих основных элементов:

- Якорная система удержания — специально отлитые бетонные массивы — якоря и канаты-оттяжки;
- Выростная система — несущие хребтины (канаты), коллекторы для оседания и выращивания мидий или садки для выращивания устриц;
- Плавающая система — пластиковые поплавки — наплава.

Мидийные коллекторы и устричные садки являются субстратом для оседания не только выращиваемых моллюсков, но и других гидробионтов, в том числе многощетинковых червей. Большинство из них являются комменсалами, однако некоторые виды полихет оказывают негативное воздействие на культивируемых моллюсков.

Цель данной работы — определить таксономический состав полихет, встречающихся в обрастании мидийных коллекторов и устричных садков, и выявить их влияние на культивируемых моллюсков.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Исследования проведены в период 2017–2019 гг. на морских фермах, функционирующих в прибрежных районах Крыма (рис. 1).

Одна из мидийно-устричных ферм расположена на Внешнем рейде города Севастополя, западнее бух. Мартыновой, в акватории, прилегающей к береговой базе ИнБЮМ. Площадь водного участка, занимаемого плавучими конструкциями фермы, составляет 8 га, длина — 400 м, ширина — 200 м, глубина — 16–18 м. Грунт песчаный, илистый, по краям фермы выходят скальные гряды. На несущих линиях фермы вывешивают садки для размещения устриц и коллекторы для сбора спата мидий и их дальнейшего выращивания. Мощность фермы может составлять до 50 т разновозрастных моллюсков в год. Гидролого-гидрохимические условия и состояние кормовой базы в районе ма-

рихозияства благоприятны для выращивания моллюсков (Рябушко и др., 2017).

Озеро Донузлав расположено в северо-западной части Крымского п-ова и врезается вглубь полуострова на 30 км, отделяя Тарханкутский п-ов от остального Крыма. Озеро вытянуто в северо-восточном направлении почти на 30 км при ширине от 300 до 800 м, лишь на крайнем юго-западе резко расширяясь до 10 км у пересыпи. На большей части озера преобладают глубины 4–5 м. Вдоль центральной части по всей длине проходит глубоководная котловина глубиной 12–20 м. Юго-западный край ее упирается в проран, прорытый через пересыпь, и продолжается в Черное море, образуя Донузлавский подходной судоходный канал. На акватории оз. Донузлав были обследованы пять функционирующих марихозияств. Глубины расположения конструкций ферм составляют от 6 до 12 м. Грунт под фермами — песчаный и илисто-песчаный. Состояние водной среды оз. Донузлав по гидрохимическим показателям благоприятно для жизнедеятельности гидробионтов, а защищенность от ветров и высокая трофность вод делает водоем перспективным для развития марикультуры (Жугайло и др., 2018).

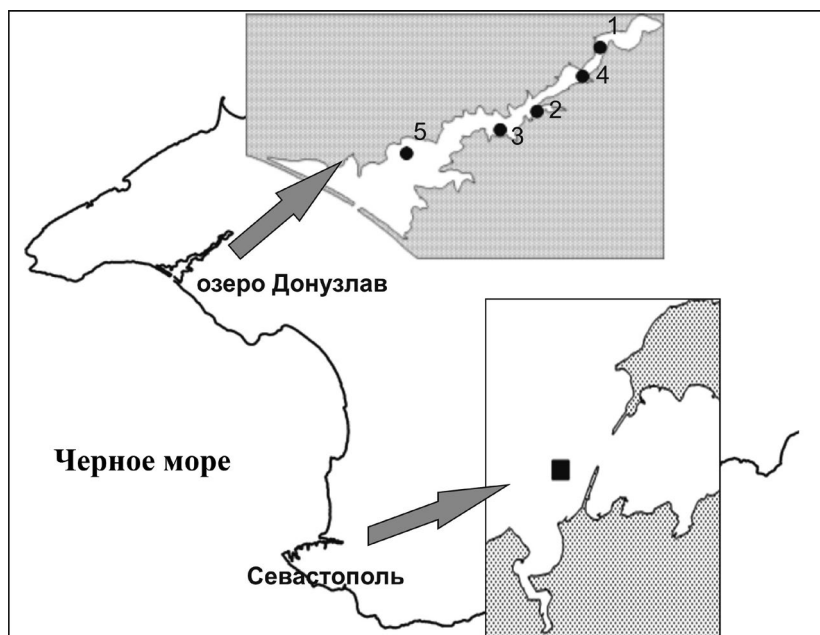


Рис. 1. Схема расположения марихозияств.

На мидийно-устричной ферме, расположенной на внешнем рейде г. Севастополя, пробы отбирали раз в сезон с ноября 2017 г. по июль 2019 г. Материал с обрастаний мидийных коллекторов и устричных садков на марихозьях оз. Донузлав собран в сухопутных экспедициях (19–22.06.2018 г.; 04–07.10.2018 г.). Фрагменты мидийных коллекторов длиной 0,5 м поднимали с глубины 2–3 м, устричные садки — с 4–6 м. Смывы с коллекторов и садков проводили в ваннах с пресной водой в течение 15 мин, полихет отделяли, используя сита с мельничным газом (размер ячеек 100 мкм). Пробы отбирали в 3 повторях, всего отобрано 36 проб. Обработка проведена на живом материале путем тотального подсчета полихет в камере Богорова под бинокляром МБС–9, для уточнения видовой принадлежности применяли световой микроскоп «Микмед–5».

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В обрастании мидийных коллекторов и устричных садков морской фермы, расположенной на Внешнем рейде Севастопольской бухты, обнаружено 18 видов многощетинковых червей, относящихся к 10 семействам. На марихозьях, функционирующих на оз. Донузлав, идентифицировано 25 видов, относящихся к 10 семействам (таблица).

На морских фермах в обрастании мидийных коллекторов и устричных садков во все сезоны преобладали многощетинковые черви семейства Nereididae — *Platynereis dumerilii* и *Nereis zonata*. На их долю приходилось более половины суммарной численности обнаруженных полихет (рис. 2). Эти виды были отнесены к числу наиболее массовых еще в 40-х годах прошлого века, в обрастании скал в районе Карадага их численность достигала 30000 экз/м² (Виноградов, 1949). В настоящее время *P. dumerilii* и *N. zonata* широко распространены вдоль всего побережья Крыма (Киселева, 2004). Другие виды нереид (*Alitta succinea* и *Perinereis cultrifera*) встречались реже, их количество в пробах не превышало 8% суммар-

ной численности. Представители семейств Polynoidae (*Harmothoe imbricata*, *Harmothoe reticulata*) и Sigalionidae (*Pholoe inornata*) — типичные обитатели водорослей на искусственных и скальных субстратах (Киселева, 2004). Эти полихеты также постоянно присутствовали в обрастании, на их долю приходилось до 37% суммарной численности. По результатам исследований, выполненных нами на оз. Донузлав ранее (июнь 2008 г.), в обрастаниях мидийных друз также постоянно преобладали указанные выше виды.

Многощетинковые черви семейства Syllidae характерны преимущественно для зарослей макрофитов на прибрежных камнях и скалах (Киселева, 2004). Подвижные субстраты, используемые в марикультуре, вероятно, не являются постоянной средой обитания этих видов. В период исследований численность силлид в пробах не превышала 4 экз. Представители семейств Phyllodocidae, Dorvilleidae, Opheliidae встречались единично.

Работы по изучению обрастания на марихозьях проводились и ранее. Так, в 2000 г. сообщества обрастания были исследованы в восточной части Черного моря на мидийном комплексе «Магри» (Яхонтова, 2008). Идентифицировано 23 вида беспозвоночных, из них Polychaeta — 6. Небольшое число видов объясняется удаленностью от берега и большими глубинами в районе расположения комплекса. Как и на обследованных нами марихозьях, наиболее значимый вклад в численность и биомассу сообщества обрастания вносили характерные виды: *N. zonata*, *P. dumerilii* и *A. succinea* (Яхонтова, 2008). В 2009 г. в экспериментальном марихозье, расположенном в бух. Казачья (г. Севастополь, юго-западный Крым) исследована фауна полихет, ассоциированная с культивируемой устрицей *Crassostrea gigas* (Лебедевская, Болтачева, 2010). Было обнаружено 25 видов многощетинковых червей, относящихся к 14 семействам, видовое разнообразие массовых видов полихет соответствовало данным, полученным нами. В 2015–2016 гг. проведено изуче-

Таблица. Таксономический состав полихет на марихозьяйствах о. Крым

Таксоны / Место расположения марихозьяйств	Внешний рейд Севастополя	озеро Донузлав
Phyllodoceidae		
<i>Genetyllis tuberculata</i> (Bobretzky, 1868)		+
<i>Phyllodoce maculata</i> (Linnaeus, 1767)		+
<i>Eumida sanguinea</i> (Örsted, 1843)		+
<i>Phyllodoce</i> sp.	+	+
Syllidae		
<i>Syllis hyalina</i> (Grube, 1863)		+
<i>Syllis prolifera</i> Krohn, 1852	+	+
<i>Trypanosyllis zebra</i> (Grube, 1860)	+	+
<i>Salvatoria clavata</i> (Claparède, 1863)	+	
Syllidae gen.sp.		+
Polynoidae		
<i>Harmothoe imbricata</i> (Linnaeus, 1767)	++	++
<i>Harmothoe reticulata</i> (Claparède, 1870)	++	++
Sigalionidae		
<i>Pholoe inornata</i> Johnston, 1839	++	++
Nereididae		
<i>Nereis zonata</i> Malmgren, 1867	+++	+++
<i>Alitta succinea</i> (Leuckart, 1847)	+	++
<i>Platynereis dumerilii</i> (Aud. Et M. – Edwards, 1833)	+++	+++
<i>Perinereis cultrifera</i> (Grube, 1840)	+	+
Eunicidae		
<i>Lysidice ninetta</i> Aud. Et H. M. Edw., 1833	+	+
Dorvilleidae		
<i>Dorvillea rubrovittata</i> (Grube, 1855)	+	+
Spionidae		
<i>Polydora cornuta</i> Bosc, 1802		+
<i>Polydora websteri</i> Hartman in Loosanoff & Engle, 1943	+	+
<i>Prionospio</i> sp.		+
Opheliidae		
<i>Polyophthalmus pictus</i> (Dujardin, 1839)	+	+
Serpulidae		
<i>Spirobranchus triqueter</i> (Linnaeus, 1758)	+	+
<i>Hydroides dianthus</i> (Verrill, 1873)	++	++
<i>Pileolaria militaris</i> Claparède, 1870	+	+
<i>Janua heterostropha</i> (Montagu, 1803)		+

Примечание. + – встречались единично, ++ – до 100 экз. в пробе, +++ – более 100 экз. в пробе.

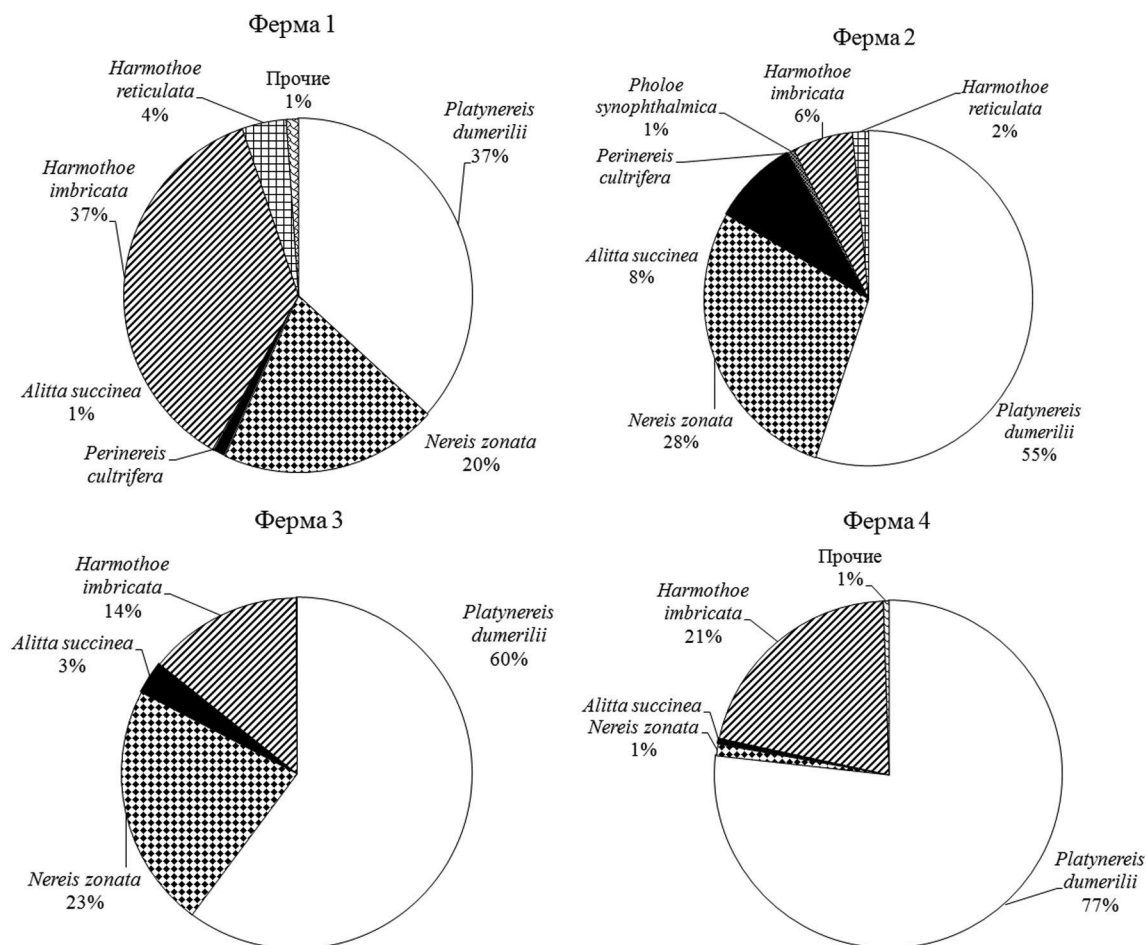


Рис. 2. Таксономическая структура полихет в обрастании мидийных коллекторов (фермы 1, 2, 3) и устричного садка (ферма 4) на оз. Донузлав в июне 2018 г.

ние видового состава, численности и биомассы макрзообентоса под мидийно-устричной фермой на Внешнем рейде Севастопольской бухты. Идентифицировано 56 видов макрзообентоса, из них 17 видов Polychaeta (Болтачева и др., 2018). Причем только 5 видов полихет (*P. dumerilii*, *A. succinea*, *Ph. inornata*, *S. hyalina*, *Ph. mucosa*) встречались и в обрастании, и в бентосе. Следовательно, остальные виды, зарегистрированные нами в обрастании, дополняют данные по таксономическому составу полихет в районе Внешнего рейда Севастополя.

Многощетинковые черви входят в пищевые спектры многих видов беспозвоночных и рыб. Преобладающие по численности в обрастании мидийных коллекторов и устричных садков *N. zonata* и *P. dumerilii*

обнаружены в желудках султанки, морского окуня, ставриды, бычков (Киселева, 2004). В результате жизнедеятельности мидий и устриц выделяется большое количество биоотложений, которые перемешиваясь с детритом, скапливаются в мидийных другах и устричных садках и служат пищей для полихет. Большинство зарегистрированных нами полихет по типу питания полифаги, они добывают пищу с поверхности субстрата и не являются конкурентами выращиваемым моллюскам. Однако некоторые виды при массовом развитии могут оказывать негативное влияние на выращиваемых мидий и устриц, что наносит ущерб марихозяйствам.

По литературным данным (Виноградов, 1949) способностью перфорировать раковины моллюсков обладает распространен-

ная в Черном море полихета *Lysidice ninetta* (Eunicidae). В начале XX в. этот червь являлся обычной формой устричных банок и обнаруживался на старых устричных створках. У берегов Крыма *L. ninetta* обитает на каменистых, песчаных и ракушечных грунтах до глубины 30 м (Киселева, 2004). По результатам наших исследований в обрастании на коллекторах и садках указанные полихеты встречались единично. Учитывая, что все упоминания о возможности *L. ninetta* перфорировать створки моллюсков основываются на данных К. А. Виноградова (Виноградов, 1949), необходимо дальнейшее изучение влияния этой полихеты на культивируемых мидий и устриц.

Видами-перфораторами являются представители рода *Polydora* (Spionidae). Полихеты данного рода широко распространены в Мировом океане, многие виды полидор перфорируют известняковые субстраты, и в том числе раковины моллюсков, что оказывает на них негативное воздействие, замедляет рост и уменьшает выход мяса (Sato-Okoshi, 1999; Radashevsky et al., 2006; Royer et al., 2006). Пораженные устрицы не погибают, однако снижается их коммерческая ценность, так как ухудшается качество продукции. Такая проблема существует во многих устричных хозяйствах,

не только черноморских (Diez et al., 2011; Fitridge et al., 2012; Sato-Okoshi, Abe, 2013). Одним из основных вредителей культивируемых устриц является *Polydora websteri* (Гаевская, Лебедовская, 2010; Read, 2010).

Ответной реакцией моллюсков на поражение створок полидорой является образование блистеров (Haigler, 1969). В 2018 г. на марихозяйстве на северной стороне оз. Донузлав (ферма 5) на внутренней поверхности раковин погибших устриц *S. gigas* были обнаружены заполненные илом блистеры, занимающие до 1/3 площади створки. Из блистеров извлечены фрагменты многощетинковых червей рода *Polydora*, предварительно идентифицированные как *P. websteri*. На оз. Донузлав пораженность *S. gigas* полидорой отмечена у моллюсков с высотой раковины более 50 мм, у устриц размером 50–60 мм она составляла 37,5%; от 60 до 70 мм — 53,3%; более 70 мм — 100% (Лебедовская, 2019). В 2019 г. в марихозяйстве на внешнем рейде Севастополя при осмотре створок погибших устриц *S. gigas*, нами также обнаружены блистеры, из которых были извлечены *P. websteri*. Необходимо отметить, что поражены были и устрицы, с длиной раковины менее 50 мм (рис. 3).

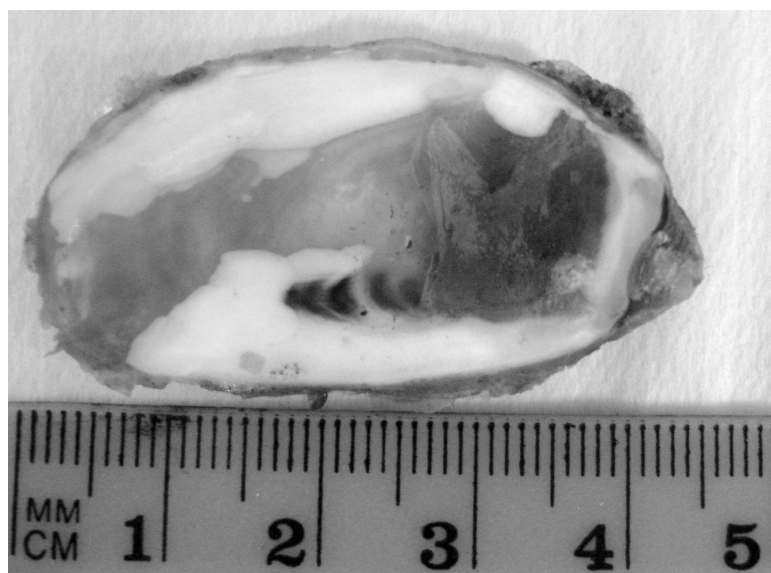


Рис. 3. Внутренняя часть створки устрицы *Crassostrea gigas* с блистером.

В 2009 г. устрицы *C. gigas*, пораженные *P. websteri*, были обнаружены нами на марихозяйствах, расположенных в бух. Казачья (акватория г. Севастополя) и в районе Кацивели (ЮБК). Полидоры были найдены у устриц, начиная с годовалого возраста, интенсивность поражения увеличивалась с возрастом моллюсков (Лисицкая и др., 2010).

В устричных садках и на пустых створках устриц были обнаружены и другие представители рода *Polydora* — *P. cornuta*. Эти полихеты, вселившиеся в Черное море в середине прошлого века, строят илстые трубки и не обладают способностью перфорировать раковины моллюсков. Однако чрезмерный рост трубок может привести к усиленному накоплению осадка и заиливанию садков (Radashkevsky et al., 2006).

Многощетинковые черви семейства Serpulidae (*Spirobranchus triqueter*, *Janua heterostropha*) строят известковые домики на поверхности камней и различных твердых субстратов, в том числе на раковинах моллюсков и гидротехнических сооружениях морских ферм (Киселева, 2004). Эти виды в обрастании на фермах встречались единично. Однако, на створках устриц *Crassostrea gigas*, выращиваемых в марихозяйствах на оз. Донузлав, в большом количестве обнаружен другой представитель семейства Serpulidae — *Hydroides dianthus* (рис. 4). Этот новый для фауны Черного моря вид ранее был обнаружен нами на мидийной ферме в бух. Мартынова (аква-

тория Севастополя). В 2009 г. его численность достигала 30 экз. на створку мидии, а в 2010–2011 гг. на коллекторах уже встречались мидии, покрытые сплошной коркой из трубок *H. dianthus*. Необходимо отметить, что данный вид был обнаружен и на устрицах *C. gigas*, выращиваемых в экспериментальном хозяйстве «Государственный океанариум» в бух. Казачья (Лебедевская, Болтачева, 2010; Болтачева и др., 2011). Увеличение численности *H. dianthus* может привести к обильному обрастанию створок мидий и устриц трубками полихет. По типу питания гидроидесы являются фильтраторами и при массовом развитии могут конкурировать с моллюсками за пищу. *H. dianthus* — это инвазивный вид, широко расселившийся по всему Мировому океану, пелагические личинки которого переносятся с балластными водами, а взрослые стадии — с обрастанием на корпусах судов. Гидроидесы образуют плотные агрегации на подводных сооружениях аквакультуры, на буях, трубах для забора морской воды и представляют собой существенную проблему для морской аквакультуры (Sun et al., 2017).

Необходимо отметить, что в списке видов макрозообентоса оз. Донузлав, составленного по результатам исследований 1981–1997 гг. и включающего 46 видов полихет, *P. websteri* и *H. dianthus* не зарегистрированы (Болтачева и др., 2002). При изучении состояния поселений устриц *Ostrea edulis* в оз. Донузлав в 2007 г. поражение моллю-

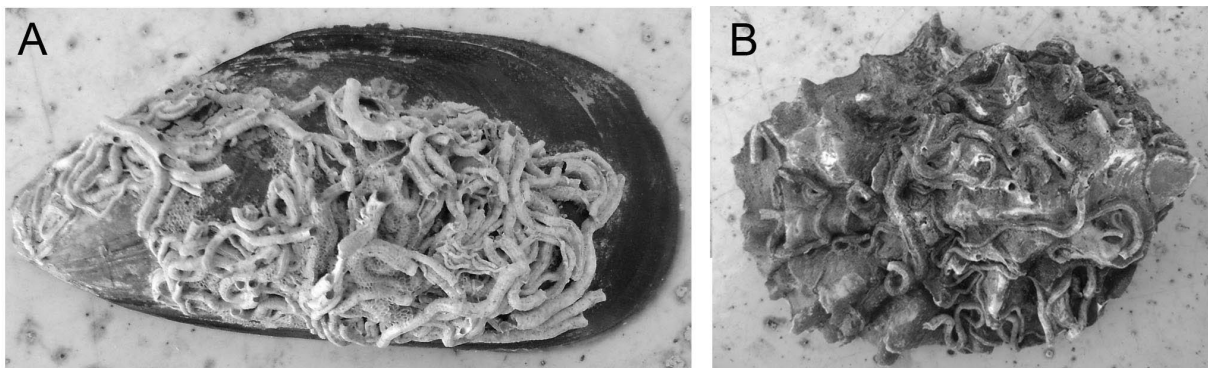


Рис. 4. Створки мидии (А) и устрицы (В), обросшие трубками полихеты *Hydroides dianthus*.

сков полихетами не отмечено (Переладов, 2016). По нашим данным в 2008 г. блистеры в створках устриц и трубки гидроидеса на раковинах моллюсков не встречались. Можно предположить, что полихеты *P. websteri* и *H. dianthus* завезены с объектами марикультуры в последние годы, когда на оз. Донузлав начали интенсивно организовывать морские фермы.

Для уменьшения вероятности оседания личинок полидор и гидроидесов и массового расселения полихет, необходимо устанавливать носители в местах с интенсивным водообменом, а также проводить регулярные чистки устричных садков. В мировой практике разработаны различные способы контроля биологического обрастания при культивировании моллюсков, однако одним из основных является удаление обрастающих организмов (Royer et al., 2006; Fitridge et al., 2012).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В 2017–2019 гг. в обрастании мидийных коллекторов и устричных садков на марихозяйствах, функционирующих у берегов Крыма, обнаружено 26 видов полихет, относящихся к 10 семействам. В обрастании постоянно преобладали многощетинковые черви семейства Nereididae — *N. zonata*, *P. dumerilii*. Из обнаруженных полихет два вида — *P. websteri* и *H. dianthus*, поселяясь на створках выращиваемых мидий и устриц, оказывают на них негативное воздействие. Остальные виды полихет являются типичными представителями донной фауны и не влияют на культивируемых моллюсков.

Работа выполнена по теме «Исследование механизмов управления продукционными процессами в биотехнологических комплексах с целью разработки научных основ получения биологически активных веществ и технических продуктов морского генезиса», номер гос. регистрации АААА-А18-118021350003-6».

Благодарности

Выражаем благодарность к.б.н. Н. А. Болтачевой за консультации при

идентификации полихет, к.б.н. В. А. Гринцову за помощь в сборе материала и сотрудникам марихозяйств за предоставленную возможность проводить исследования на фермах.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Болтачева Н. А., Колесникова Е. А., Ревков Н. К. Фауна макрозообентоса лимана Донузлав (Чёрное море) // Экология моря. 2002. Вып. 62. С. 10–13.

Болтачева Н. А., Лисицкая Е. В., Лебедевская М. В. Новый для Чёрного моря вид полихет *Hydroides dianthus* (Verrill, 1873) (Polychaeta: Serpulidae) из прибрежных вод Крыма // Морской экологический журнал. 2011. Т. 10. № 2. С. 34–38.

Болтачева Н. А., Макаров М. В., Бондаренко Л. В., Ковалева М. А. Макрозообентос рыхлых грунтов под мидийно-устричной фермой (Черное море, район Севастополя) // Морской биологический журнал. 2018. Т. 3. № 1. С. 9–22.

Виноградов К. А. К фауне кольчатых червей (Polychaeta) Черного моря // Труды Карадагской биологической станции. 1949. Вып. 8. С. 3–84.

Гаевская А. В., Лебедевская М. В. Паразиты и болезни гигантской устрицы (*Crassostrea gigas*) в условиях культивирования. Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2010. 218 с.

Жугайло С. С., Авдеева Т. М., Пузач М. Н., Аджиумеров Э. Н. Состояние качества водной среды и донных отложений озера Донузлав в современный период // Водные биоресурсы и среда обитания. 2018. Т. 1. № 1. С. 32–38.

Киселева М. И. Многощетинковые черви (Polychaeta) Чёрного и Азовского морей. Апатиты: Изд-во. Кольского научного центра РАН, 2004. 409 с.

Лебедевская М. В. Зараженность устриц *Crassostrea gigas* сверлящей полихетой *Polydora websteri* в марихозяйствах в озере Донузлав (Крым) // Тез. докл. VII Всероссийск. конф. с междунар. участием «Школа

по теоретической и морской паразитологии», Севастополь, 2019. С. 94.

Лебедевская М.В., Болтачева Н.А. Фауна Polychaeta, ассоциированная с устрицей *Crassostrea gigas*, культивируемой в Черном море // Тез. докл. Междунар. научно-практич. конф. «Биоразнообразие и устойчивое развитие», Симферополь, 2010. С. 74–76.

Лисицкая Е.В., Болтачева Н.А., Лебедевская М.В. Новый для фауны Украины вид *Polydora websteri* Hartman, 1943 (Polychaeta: Spionidae) из прибрежных вод Крыма (Чёрное море) // Морской экологический журнал. 2010. Т. IX. № 2. С. 74–80.

Переладов М.В. Структура биотопа и современное состояние поселений устриц (*Ostrea edulis*) в озере Донузлав п-ов Крым, Чёрное море // Труды ВНИРО. 2016. Т. 163. С. 36–47.

Рябушко Л.И., Поспелова Н.В., Балычева Д.С. и др. Микроводоросли эпизона культивируемого моллюска *Mytilus galloprovincialis* Lam. 1819, фитопланктон и гидролого-гидрохимические характеристики акватории мидийно-устричной фермы (Севастополь, Чёрное море) // Морской биологический журнал. 2017. Т. 2. № 4. С. 67–83.

Холодов В.И., Пиркова А.В., Ладыгина Л.В. Выращивание мидий и устриц в Чёрном море. Воронеж: ООО «ИЗДАТ-ПРИНТ», 2017. 508 с.

Яхонтова И.В. Сообщество обрастания мидийных коллекторов в восточной части Черного моря: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Москва: ВНИРО, 2008. 25 с.

Diez M.E., Radashevsky V.I., Orensanz J.M., Cremonte F. Spionid polychaetes (Annelida: Spionidae) boring into shells of molluscs of commercial interest in northern Patagonia, Argentina // Italian Journal of Zoology. 2011. V. 78. № 4. P. 497–504. DOI: 10.1080/11250003.2011.572565

Fitridge I., Dempster T., Guenther J., Rocky de Nys. The impact and control of bi-

ofouling in marine aquaculture: a review // Biofouling. 2012. V. 28. № 7. P. 649–669. DOI: 10.1080/08927014.2012.700478

Haigler S.A. Boring mechanism of inhabiting *Crassostrea virginica* // American Zoologist. 1969. V. 9. № 3. P. 82–828.

Radashevsky V., Lana P.C., Nalesso R.C. Morphology and biology of *Polydora* species (Polychaeta: Spionidae) boring into oyster shells in South America, with the description of a new species // Zootaxa. 2006. 1353. P. 1–37.

Read G.B. Comparison and history of *Polydora websteri* and *P. haswelli* (Polychaeta: Spionidae) as mud-blister worms in New Zealand shellfish // New Zealand J. Mar. a. Freshwater Research. 2010. 44. № 2. P. 83–100. DOI: 10.1080/00288330.2010.482969

Royer J., Ropert M., Mathieu M., Costil K. Presence of spionid worms and other epibionts in Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) cultured in Normandy, France // Aquaculture. 2006. V. 253. P. 461–474.

Sato-Okoshi W. Polydorid species (Polychaeta: Spionidae) in Japan, with descriptions of morphology, ecology and burrow structure. 1. Boring species // J. Marine Biological Association of the United Kingdom. 1999. V. 79. P. 831–848.

Sato-Okoshi, W., Abe H. Morphology and molecular analysis of the 18S rRNA gene 18 of oyster shell borers, *Polydora* species (Polychaeta: Spionidae), from Japan and Australia // J. Marine Biological Association of the United Kingdom. 2013. V. 93. P. 1279–1286.

Sun Y., Wong E., Keppel E., Williamson J., Kupriyanova E.K. A. global invader or a complex of regionally distributed species? Clarifying the status of an invasive calcareous tubeworm *Hydroides dianthus* (Verrill, 1873) (Polychaeta: Serpulidae) using DNA barcoding // Marine Biology. 2017. V. 164. № . 28. P. 1–12. DOI 10.1007/s00227-016-3058-9

**THE POLYCHAETES ROLE IN FOULING COMMUNITY
ON THE MUSSEL-OYSTERS FARMS (CRIMEA, THE BLACK SEA)**

© 2020 г. Е. В. Лисицкая, С. В. Шчуров

A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, 299011

Data on the taxonomic composition of polychaetes found on marine farms in the coastal waters of the Crimea were obtained. The material was collected in 2017–2019 from fouling of mussel collectors and oysters cages. 26 species of polychaetes belonging to 10 families were found. *Platynereis dumerilii* and *Nereis zonata* (Nereididae) dominated. *Polydora websteri* (Spionidae) and *Hydroides dianthus* (Serpulidae) may adversely affect the quality and quantity of expected product. Other species of polychaetes are typical representatives of the bottom fauna. They do not affect on cultured mussels and oysters. The obtained data should be taken into account when planning hydraulic works on the mussel and oyster farm.

Key words: mariculture, mussel-oysters farm, Polychaeta, Crimea, the Black Sea.

АКВАКУЛЬТУРА И ИСКУССТВЕННОЕ ВОСПРОИЗВОДСТВО

УДК 639.4:338.45 (262.5)

**ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ПОДГОТОВКИ
ЧЕРНОМОРСКИХ МИДИЙ К ТРАНСПОРТИРОВКЕ И ХРАНЕНИЮ**

© 2020 г. О. Ю. Вялова

ФГБУН Федеральный Исследовательский Центр

«Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН», г. Севастополь, 299011

e-mail: vyalova07@gmail.com

Поступила в редакцию 17.10.2019 г.

Выращивание мидий в Черном море осуществляется в толще воды, в подвесной марикультуре. Такой способ культивирования имеет преимущества (постоянный рост и питание мидий, отсутствие резких изменений внешних факторов) и недостатки (например, слабые мускулы-замыкатели створок). При транспортировке и хранении черноморских мидий наблюдается потеря внутримантийной жидкости, которая приводит к быстрой гибели моллюсков. Разработан новый способ подготовки товарных черноморских мидий, которая сочетает очистку живых моллюсков и «тренировку» их мускула-замыкателя. Основной принцип «тренировки» заключается в имитации приливно-отливных явлений с 2-часовой периодичностью в течение 1 сут. Выживаемость «тренированных» мидий составила более 85% в течение 7 сут. Предложенный способ может быть рекомендован для применения на промышленных фермах Черноморского региона.

Ключевые слова: марикультура, мидии, Черное море, очистка, «тренировка» моллюсков.

ВВЕДЕНИЕ

Выращивание моллюсков является наиболее экологичным видом аквакультуры, по сравнению с рыбозаводством. Производство конхиокультуры зависит только от естественной продуктивности морского фитопланктона. Здесь не используются дополнительные корма, витамины и антибиотики. Эффективность марикультуры достигается за счет рационального управления морскими фермами и дальнейшей переработки полученной морепродукции. Одним из объектов культивирования в Черном море является средиземноморская мидия *Mytilus galloprovincialis*. Эти моллюски отличаются своей питательной ценностью и вкусом, являются источниками энергии и белка, богаты витаминами (А и D) и необходимыми минералами (йод, селен, кальций), содержат мало жиров и являются поставщиком омега-3 жирных кислот (EFSA NDA Panel, 2014).

Мидии чрезвычайно популярны в причерноморских странах, таких как Россия, Болгария, Турция, где отмечается растущий спрос на свежие моллюски высокого качества и вкуса. На рынок поступают моллюски как фермерские, так и собранные из диких мест обитания. Главное условие — их пищевая безопасность для потребителей, которая зависит от экологической чистоты района выращивания или сбора, соблюдения технологических и санитарных норм при первичной обработке живых моллюсков, их транспортировке и хранении.

Наряду с растущими темпами производства марикультуры у берегов Крыма и Краснодарского края, возникает необходимость организации переработки и реализации больших объемов живых мидий. Первичная обработка свежесобраных моллюсков заключается в их сортировке, очистке раковин от внешнего обраста-

ния, выдерживание (в течение 1–2 сут.) в обеззараженной фильтрованной морской воде, согласно требованиям СанПиН 2.3.4.050–96. Подготовленные таким образом мидии отправляются на хранение в холодильные камеры или же напрямую к потребителям с соблюдением температурного режима в пределах 5–7°C. Живые охлажденные мидии в раковине являются скоропортящимся продуктом, со сроком реализации до 2–3 сут. Расширение рынков сбыта требует быстрой доставки живых моллюсков на дальние расстояния, которая осуществляется специализированным автотранспортом, оборудованного системами охлаждения, и/или авиаперевозками. Логистика живых морепродуктов выявила серьезную проблему сохранения качества и выживаемости товарных мидий. Так, в результате 2-суточной транспортировки живых черноморских мидий отмечалось массовое обезвоживание моллюсков, что приводило к потере их качества и гибели. Наблюдения показали, что моллюски теряли внутримантийную жидкость через приоткрытые створки. Для выяснения причин этого необходимо было детально проанализировать основные этапы производства черноморских мидий — от технологии выращивания моллюсков до подготовки их к транспортировке, изучить международный опыт и разработать новую технологию предпродажной подготовки свежельвовленных моллюсков для длительной транспортировки и хранения.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В ходе исследования был сделан анализ работы мидийных ферм Крымского полуострова, изучен международный опыт выращивания, предпродажной подготовки и транспортировки живых двустворчатых моллюсков в различных странах мира. Для проведения экспериментов и отработки технологий была создана система бассейнов (объемом 6 м³ каждый) с проточной филь-

трованной морской водой, так называемое «мини-море». Скорость протока равнялась 2 м³ в ч, что обеспечивало смену 1/3 объема воды в бассейне с моллюсками за 1 ч. Согласно требованиям СанПиН 2.3.4.050–96 на перфорированном «ложном дне», расположенном на высоте 10–15 см от дна бассейна, размещались пластиковые ящики с мидиями.

Суть экспериментальных работ заключалась в «тренировке» мускула-закрывателя мидий для устойчивого долгосрочного удерживания створок раковины в закрытом состоянии. «Тренировка» проводилась с помощью искусственных краткосрочных приливов и отливов — периодическом осушении и погружении мидий в морскую воду.

Для эксперимента были отобраны 4000 экз. товарной мидии (размерами >7 см). В контрольном бассейне № 1 моллюски (2000 шт.) содержались в проточной морской воде, в экспериментальном бассейне № 2 (2000 шт.) — в условиях искусственных приливов-отливов по предложенной схеме. Длительность эксперимента составила 1 сут. Первые 2–3 ч мидии находились в бассейнах без воды (с учетом времени, затраченного на сортировку и внешнюю очистку моллюсков), далее «мини-море» наполняли проточной фильтрованной морской водой. Через 2–3 ч подачу морской воды прекращали, бассейны осушали на следующие 2–3 ч, далее цикл повторялся. Температура воды соответствовала температуре в море на момент проведения экспериментов. В течение всего времени моллюски не перемещались, не подвергались механическому воздействию, находились в состоянии покоя.

По окончании экспериментов все моллюски укладывались в маркированные термоящики и хранились в холодильной камере при температуре 5°C. Через 1, 3, 5 и 7 сут. мидии осматривали, фиксировали количество умерших и приоткрытых моллюсков. Экспериментальные исследования проводились в 5-ти повторностях.

Таблица. Результаты состояния мидий до и после применения искусственных приливов-отливов (2 ч — 2 ч) в установке «мини-море»

Состояние моллюсков	Доля открытых и погибших мидий в процессе хранения, %			
	1 сутки	3 сутки	5 сутки	7 сутки
Без подготовки	10	50	100	—
После подготовки	0	0	12	15

РЕЗУЛЬТАТЫ

Проведенные эксперименты показали, что 4-х часовая цикличность (2 ч — без воды и 2 ч — с водой) на протяжении 1 сут является достаточной для выработки у мидий устойчивого рефлекса плотного закрытия створок при осушении. Так, на 1—3 сут. выживаемость «тренированных» моллюсков составила 100% при хранении в холодильной камере на открытом воздухе, в то время как доля открытых и погибших особей у контрольных мидий достигала 50% (табл.). Все неподготовленные моллюски погибали на 5 сут. хранения, тогда как более 85% «тренированных» оставались живыми и плотно закрытыми и на 7 сут. Кроме этого, осмотр внутреннего содержимого раковины показал хорошую наполненность внутримантийной жидкостью, мгновенную реакцию ресничек внешнего края на прикосновение, что является одним из признаков жизнеспособности моллюсков. Таким образом, за 1 сут. применения предложенной схемы подготовки («тренировки») у двустворчатых моллюсков вырабатывается естественный поведенческий рефлекс плотного закрывания раковины и длительного удержания мускулом-замыкателем створок закрытыми на открытом воздухе.

ОБСУЖДЕНИЕ

Производство товарной мидии в Черном море состоит из нескольких этапов: сбор спата (личинки) этих моллюсков в море с помощью коллекторов, выращива-

ние до товарных размеров и сбор урожая. Морские фермеры должны соблюдать весь технологический процесс выращивания гидробионтов в море и реализовывать морепродукцию, соответствующую требованиям экологической и санитарной безопасности (СанПиН 2.3.4.050—96). Черноморские фермы применяют технологию подвешной марикультуры, при которой носители с мидиями и сами моллюски не касаются морского дна (Вялова, 2010; Холодов и др., 2017). Это гарантирует не попадание песка и твердой взвеси внутрь раковины. Также было показано, что содержание мяса у сублиторальных моллюсков выше, по сравнению с экземплярами из зоны отливов (Nicastro et al., 2010; Barrento et al., 2013 a). При выращивании двустворчатых моллюсков-фильтраторов в, так называемой, «глубокой воде», обеспечивается их постоянное питание и рост. В приливно-отливной зоне мидии регулярно подвергаются резким изменениям внешних факторов (например, высыхание, прямой солнечный свет, высокая летняя или крайне низкая зимняя температура, распреснение в виде осадков и т.д.). Прикрепленный образ жизни не позволяет данным организмам передвигаться и избегать негативных явлений. В то же время, некоторые авторы указывают на то, что литоральные *Mytilus galloprovincialis* и *Mytilus edulis* лучше подготовлены к выживанию на открытом воздухе, чем мидии, обитающие в толще воды (Ögmundarson et al., 2011; Tagliarolo et al., 2012; Mizuta et al., 2019). Главной адаптивной поведенческой

реакцией таких двустворчатых моллюсков является способность удерживать створки раковины плотно закрытыми на протяжении длительного нахождения на открытом воздухе. Это позволяет сохранять внутреннюю жидкость для поддержания жизнедеятельности организма.

Опыт работы морских мидийных ферм в приливно-отливных зонах, в частности на побережье Франции, Голландии, Норвегии, показал, что моллюски, выращенные в таких условиях, обладают сильным мускулом-замыкателем, длительно удерживают створки плотно закрытыми и переносят многосуточные транспортировки и хранение, оставаясь в отличной кондиции (Danioux et al., 2000; Холодов и др., 2017; Wijsman et al., 2018). Это связано с тем, что моллюски ежедневно осушаются на 6–8 ч. в периоды отлива, затем снова покрываются приливной морской водой. Очевидно, что моллюски литорали (приливно-отливной зоны) обладают «тренированными» мускулами-замыкателями и способны плотно смыкать створки на длительное время.

Итак, технология подвесной конхиокультуры имеет преимущества (постоянный рост и питание мидий, отсутствие резких изменений внешних факторов) и недостатки (например, слабые мускулы-замыкатели моллюсков). Очевидно, что обезвоживание черноморских мидий при транспортировке вызвано именно неспособностью моллюсков удерживать плотно закрытые створки на протяжении нескольких суток. Это не позволяет осуществлять их длительное хранение и перевозку, теряется урожай живых морепродуктов и значительно сужается география их доставки.

Морские фермеры некоторых стран практикуют разные способы «обучения» («тренировки») мидий «глубокой воды» к содержанию их на воздухе. Общий технологический подход заключается или во временном размещении моллюсков в зоне естественных приливов, или же в искусственном имитировании таких условий. Так, в Ирландии некоторые компании

«тренируют» выращенную мидию путем размещения мешков с товарной мидией (по 50 кг) в зонах приливов на 1–2 сут. Таким образом, моллюски подвергаются влиянию нескольких полноценных естественных приливов-отливов. Данный способ является трудоемким, но достаточно эффективным. «Обученные» моллюски удерживали створки плотно закрытыми на протяжении нескольких суток вне воды (Barrento et al., 2013a; Barrento et al., 2013b). В летнее время такая «тренировка» не так эффективна из-за негативного влияния солнечного света и высокой дневной температуры воздуха. Другая упомянутая проблема связана с хищничеством птиц, которые нападали на мешки с мидиями. Также фермеры не рекомендуют оставлять моллюсков более чем на 2 сут., иначе они начинают погибать из-за тяжести собственного веса в мешках (Barrento et al., 2013a; Barrento et al., 2013b). Периодическое принудительное осушение товарных мидий с помощью подъемных устройств практикуют фермеры Италии и Испании.

Предложенный способ подготовки с использованием проточных бассейнов с фильтрованной морской водой позволяет решить еще одну важную задачу — обязательная очистка моллюсков перед реализацией, согласно техническим требованиям СанПиН 2.3.4.050–96. В очистных центрах должно происходить выдерживание мидий в подготовленной и обеззараженной морской воде. Санитарными правилами предписано промывать сильной струей воды дно бассейна для удаления загрязнений и выделений моллюсков каждые 12 ч очистки. Рассмотренная в данной статье технология предполагает очистку бассейнов и дна каждые 2 ч. Применение дополнительных средств обеззараживания морской воды с помощью облучения ультрафиолетовыми лучами позволит не только подготовить моллюсков к длительному хранению на открытом воздухе, но и обеззаразить их. При этом моллюски не испытывают стресс и не получают механические повреждения

раковин, что позволяет сохранить их товарное качество и вид.

Таким образом, разработанная технология подготовки черноморских мидий к хранению и транспортировке является эффективной и может быть рекомендована для применения на промышленных фермах Черного моря.

Работа выполнена в рамках государственного задания ФГБУН «ИМБИ» по теме № 0828–2018–0003.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Вялова О. Ю. Использование некоторых технических приемов для оптимизации процесса выращивания тихоокеанской устрицы в Черном море // Рыбн. хоз-во Украины. 2010. № 5. С. 5–9.

Санитарные правила и нормы 2.3.4.050–96. 2.3.4. «Предприятия пищевой и перерабатывающей промышленности (технологические процессы, сырье). Производство и реализация рыбной продукции. Санитарные правила и нормы» (утв. Постановлением Госкомсанэпиднадзора РФ от 11.03.1996 № 6).

Холодов В. И., Пиркова А. В., Ладыгина Л. В. Выращивание мидий и устриц в Черном море. Воронеж: ООО «ИЗДАТ-ПРИНТ». 2017. 508 с.

Barrento S., Lupatsch I., Keay I., Shields S. Protocol on Best Practice Guide on Holding and Conditioning Mussels // Technical Report supported by Project № 243452, FP7 – SME Mussels Alive. 2013 a. 59 p.

Barrento S., Lupatsch I., Keay I., Shields S. Protocol on Best Practice Handling and Transportation of Live Mussels

// Technical Report supported by Project № 243452, FP7 – SME Mussels Alive. 2013 b. 59 p.

Danioux Ch., Bompais X., Loste C., Paquotte Ph. Offshore mollusc production in the Mediterranean basin // Mediterranean offshore mariculture. Zaragoza: Ciheam, 2000. p. 115–140.

EFSA NDA Panel (EFSA Panel on Dietetic Products, Nutrition and Allergies), 2014. Scientific Opinion on health benefits of seafood (fish and shellfish) consumption in relation to health risks associated with exposure to methylmercury // EFSA Journal. 2014. V. 12, N. 7. P. 3761–3780.

Mizuta D. D., Dixon M. S., Maney E. J., Fregeau M. et al. Offshore mussel aquaculture: strategies for farming in the changing environment of the Northeast U. S. shelf EEZ // Bull. of Japan Fish. Res. Education Agency. 2019. V. 49. P. 111–119.

Nicastro K. R., Zardi G. I., McQuaid Ch. D., Stephens L. et al. The role of gaping behaviour in habitat partitioning between co-existing intertidal mussels // BMC Ecology. 2010. V. 10, N. 7. P. 1–11.

Ögmundarson Ó., Holmyard J., Þórðarson G., Sigurðsson F., et al. Offshore aquaculture farming // Report from the initial feasibility study and market requirements for the innovations from the project. Skýrsla Mátis, 29–11 Október 2011. 26 p.

Tagliarolo M., Clavier J., Chauvaud L., Koken M. et al. Metabolism in blue mussel: intertidal and subtidal beds compared // Aquatic biology. 2012. V. 17. P. 167–180.

Wijsman J. W. M., Troost K., Fang J., Roncarati A. Global Production of Marine Bivalves. Trends and Challenges // Goods and Services of Marine Bivalves, Springer, Cham. 2018. P. 7–26.

**SOME TECHNOLOGICAL FEATURES OF THE PRODUCTION
OF BIVALVES IN THE BLACK SEA**

© 2020 г. О. Ю. Вьялова

*FSBSS Federal Research Center «A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS»,
Sevastopol, 299011*

Mussel cultivation in the Black Sea is carried out in the water column, in suspended mariculture. This method of cultivation of mollusks has advantages (constant growth and nutrition of mussels, no sharp changes in external factors) and disadvantages (for example, weak muscle-closure valves). During transportation and storage of the Black Sea mussels, there is a loss of intra-shell liquid, which results to the rapid death of mollusks. A new method for the preparation of commercial mussels has been developed, which combines the purification of live bivalves and the «training» of their muscle-closure. The basic principle of «training» is to simulate tidal phenomena with a 2 hours frequency for 1 day. The survival rate of «trained» mussels was more than 85% for 7 days. The proposed method can be recommended for use on industrial farms in the Black Sea region.

Key words: mariculture, mussels, Black Sea, cleaning, «training» of mollusks

РЫБОХОЗЯЙСТВЕННАЯ ТОКСИКОЛОГИЯ

УДК 574.64:632.95:595.324

**ОЦЕНКА ТОКСИЧЕСКОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ФУНГИЦИДОВ
КЛАССА КАРБОКСАМИДОВ НА ПРЕСНОВОДНОГО РАЧКА
*DAPHNIA MAGNA***

© 2020 г. Е. А. Федорова, О. А. Зинчук

Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии
(ВНИРО), Москва, 107140

Азово-Черноморский филиал Всероссийского научно-исследовательского института
рыбного хозяйства и океанографии (АзНИИРХ), г. Ростов-на-Дону, 344002
e-mail: fedorova _ e _ a@azniirkh.ru

Поступила в редакцию 14.10.2019 г.

Представлены материалы по воздействию двух фунгицидов класса карбоксамиды — Биксафен и Пенфлюфен на зоопланктонные организмы — дафнии (*Daphnia magna* Straus). Выявлено, что для зоопланктонных организмов Пенфлюфен — среднетоксичен, Биксафен — особотоксичен. Изучено действие карбоксамидов на биологические показатели кладоцер с целью установления порогов чувствительности к действию фунгицидов. Отмечено снижение выживаемости, плодовитости, численности и биомассы популяции дафний при увеличении концентраций фунгицидов в растворах. Показано, что при попадании в воду рыбохозяйственных водоемов Биксафена в концентрациях выше 0,00005 мг/л может быть опасен для представителей зоопланктона, в то время как Пенфлюфен менее опасен.

Ключевые слова: дафнии, *Daphnia magna* Straus, фунгициды, токсичность, выживаемость, плодовитость, численность, биомасса, возрастной состав.

ВВЕДЕНИЕ

Одной из основных тенденций в технологиях защиты растений в XXI столетии является снижение химической нагрузки на окружающую среду за счет создания пестицидных препаратов новых поколений с новыми механизмами действия и малыми нормами расхода. Почти все новые пестициды обладают нестандартными механизмами действия и могут использоваться в интегрированных системах защиты растений для преодоления резистентности (Грапов, Козлов, 2003; Захаренко, 2000). В Российской Федерации отмечена тенденция увеличения использования высокоактивных пестицидов с низкими нормами расхода, наносящих минимальный ущерб окружающей среде (Ильницкая и др., 2001).

В настоящее время в мировое сельскохозяйственное производство введены

инновационные фунгициды из класса карбоксамидов (биксафен, пенфлюфен, этабоксам, боскалид, флуопирам, ипродион и др.). Современные карбоксамиды эффективно контролируют широкий спектр грибковых заболеваний растений, и, кроме того, при минимальных объемах применения, благоприятно воздействуют на физиологию растений, улучшая их выживаемость, способствуют эффективному росту урожайности (Захаренко, 2008).

Целенаправленный синтез и внесение современных фунгицидов в окружающую среду может привести к их циркуляции и накоплению в биосфере. При этом, современные данные, оценивающие токсическое воздействие фунгицидов новых химических классов на живые организмы, в том числе и на гидробионты, очень ограничены, а в некоторых случаях практически отсутствуют.

Результаты мониторинговых исследований на Азово-Черноморском бассейне последних лет свидетельствуют о том, что в воде, донных отложениях и тканях промысловых рыб обнаруживаются некоторые представители карбоксамидных фунгицидов, что свидетельствует об использовании их в сельском хозяйстве Ростовской области и Краснодарского края.

Тем не менее, с точки зрения рыбохозяйственной токсикологии эти фунгициды изучены недостаточно полно — не установлена степень их токсического воздействия на гидробионты, не исследованы механизмы влияния на водные биоценозы.

В этой связи задачей исследований стало изучение токсического воздействия карбоксамидов на жизнедеятельность ветвистоусых ракообразных, как наиболее чувствительных к действию пестицидов кормовых организмов.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

В качестве материалов исследования были использованы карбоксамидные фунгициды, являющиеся техническими продуктами (действующие вещества) — Биксафен и Пенфлюфен.

Диапазон исследованных концентраций Биксафена составил 0,0001–0,1 мг/л; Пенфлюфена — 0,5–50,0 мг/л.

Объектами исследования стали ветвистоусые ракообразные *Daphnia magna* Straus. Культуру непрерывно поддерживали в 1,5 литровых аквариумах с дехлорированной водопроводной водой при температуре 22–25°C, содержание растворенного кислорода 7–8 мг O₂/л. Летальное действия карбоксамидов определяли в острых опытах при экспозиции 96 ч. Генетически однородных рачков рассаживали в стаканы объемом 500 мл по 10 шт. в каждый (три повторности для каждой концентрации токсиканта и контроля). Рачков ежедневно кормили хлореллой в концентрации 300–600 тыс. кл/мл, культура которой поддерживается в лаборатории.

На основании результатов по выживаемости организмов рассчитывали токсиметрические параметры методом пробит-анализа (Белан, 2003).

Полученные в экспериментах результаты подвергали статистической обработке, используя t-критерий Стьюдента. При всех видах статистической обработке результатов исследований использованы программы STATISTIKA и Microsoft Excel в среде Windows.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Зоопланктонное сообщество один из важнейших компонентов водных экосистем и является индикатором их состояния, что определяется функцией зоопланктона — фильтрация взвеси и ее трансформация (Лисицын, 2004). Кроме того, ветвистоусые ракообразные преобладают по численности в пресноводных биоценозах, они активно участвуют в процессах естественного самоочищения водоемов и являются пищевыми объектами для многих рыб (Андроникова, 1966; Гиляров, 1987). Обзор литературы за последние 10 лет показал увеличение числа публикаций по экотоксикологии с использованием в качестве тест-объектов кладоцер, в том числе дафний (Sama, Nandini, 2006).

Высокая фильтрационная активность зоопланктонных организмов делает их наиболее уязвимой группой в составе водного сообщества при пестицидной интоксикации, что, подтверждает ряд публикаций. В опытах с определением токсичности диптерекса, малатиона и паратиона было показано, что изменение поведения и характера движения *Daphnia magna* при сублетальных концентрациях этих пестицидов может служить чувствительным показателем загрязнения ими водной среды (Ren Zongming et. al., 2007). Установлена важная роль В-эстераз в детоксикации фосфоорганических и карбаматных пестицидов у дафний (Barata, et. al., 2004). Показано, что гербицид раундап в сублетальных концентрациях оказывал угнетающее действие на репродукцию и ли-

нейные размеры дафний в четырех поколениях, при этом изменялась активность карбогидраз и протеиназ, что свидетельствует об отсутствии адаптации рачков к действию пестицида (Панченкова и др., 2009). При оценке токсичности гербицидов, фунгицидов и инсектицидов для гидробионтов выявлена корреляция их токсических эффектов для рыб и дафний, причем эта взаимосвязь была наиболее выражена для фунгицидов (Tremolada et. al., 2004). Разработаны математические модели прогнозирования острой токсичности современных пестицидов для дафний (Левина и др., 2009).

Все вышесказанное определило необходимость проведения исследований действия карбоксаминов на дафний.

На первом этапе эксперимента оценивали влияние действующих веществ на выживаемость гидробионтов в остром эксперименте с целью определения токсикометрических параметров, представленных в таблице 1. Рассчитанные среднелетальные концентрации позволили определить, что Пенфлюфен среднетоксичен ($5,0 < ЛК_{50} < 50,0$ мг/л) для дафний. Бискафен — особо токсичен ($ЛК_{50} < 0,5$ мг/л).

Для установления границ чувствительности дафний к новым фунгицидам оценивалось влияние Бискафена и Пенфлюфена на жизнедеятельность зоопланктонных организмов для 30 сут. по следующим показателям: выживаемость, скорость полового созревания, плодовитость, численность, биомасса и возрастной состав популяции. Фунгициды были исследованы в следующих диапазонах концентраций (мг/л):

Пенфлюфен — 0,05–50,0; Бискафен — 0,00005–0,1.

С увеличением концентраций фунгицидов снижалась выживаемость рачков, на основе которой определены токсикометрические параметры карбоксаминов, представленные в таблице 2.

Так же, как и острых, в хронических экспериментах для дафний Бискафен оказался токсичнее Пенфлюфена. Среднелетальная концентрация ($ЛК_{50}$) Бискафена, рассчитанная по результатам показателя выживаемости, составила 0,0007 мг/л, минимальная летальная ($ЛК_{16}$) — 0,0001 мг/л. Среднелетальная концентрация Пенфлюфена ($ЛК_{50}$) составила величину 0,63 мг/л, минимальная летальная ($ЛК_{16}$) — 0,17 мг/л. На уровне контроля выживаемость особей была лишь в растворах, содержащих 0,00005 мг/л Бискафена и 0,05 мг/л Пенфлюфена.

Дафнии — организмы с коротким биологическим циклом развития, что дает возможность проследить воздействие пестицидов на ряд поколений в течение 30 сут. и определить накопление их отрицательного влияния в трех генерациях рачков. Хроническая интоксикация может изменить рождаемость дафний либо путем снижения плодовитости или снижения выживаемости яиц и молоди, либо в связи с действием указанных факторов одновременно. Эти отрицательные влияния сказываются на биотическом потенциале и в худшем случае могут привести к полной бесплодности популяции, подвергшейся интоксикации (Иванова, 1979).

Анализ результатов экспериментов по экспонированию *D. magna* в растворе

Таблица 1. Основные токсикометрические параметры карбоксаминов для дафний в остром эксперименте (мг/л)

Экспозиция опыта, сутки	Пестицид	
	Пенфлюфен	Бискафен
4	$ЛК_0 = 0,59$ $ЛК_{16} = 1,63$ $ЛК_{50} = 5,72$	$ЛК_0 = 0,0002$ $ЛК_{16} = 0,0008$ $ЛК_{50} = 0,006$

Таблица 2. Выживаемость и токсикометрические параметры карбоксамидов для дафний в хроническом 30 суточном эксперименте *

Фунгицид	Концентрация, мг/л	Гибель рачков, %	Токсикометрические параметры, мг/л
Пенфлюфен	0,05	0	$LK_0 = 0,06$
	0,1	17	$LK_{16} = 0,17$
	0,5	40	$LK_{50} = 0,63$
	1,0	67	$LK_{84} = 2,34$
	5,0	100	$LK_{100} = 7,08$
Биксафен	0,00005	0	$LK_0 = 0,00005$
	0,0001	20	$LK_{16} = 0,0001$
	0,0005	43,3	$LK_{50} = 0,0007$
	0,002	73,3	$LK_{84} = 0,0038$
	0,005	100	$LK_{100} = 0,0053$

Примечание: «*» — выборка в каждом варианте опытов 30 экз.

препаратов показал, что с увеличением концентраций исследованных веществ усиливалось негативное воздействие на дафний, проявляющееся в снижении реальной плодовитости особей. Достоверные различия показателя относительно контроля происходили, начиная с концентрации Пенфлюфена 0,5 мг/л, Биксафена 0,0005 мг/л. Снижение плодовитости рачков происходило за счет увеличения времени созревания и уменьшения количества пометов.

На уровне контроля реальная плодовитость дафний, определяемая общим количеством народившейся жизнеспособной молодежи от одной самки, в исходном и последующих трех поколениях оставалась лишь в концентрациях 0,05–0,1 мг/л Пенфлюфена и 0,00005 мг/л Биксафена (рис. 1).

Изучение возрастного состава популяции зоопланктеров при действии неблагоприятных факторов среды необходимо для прогнозирования колебаний численности организмов: снижение численности молодежи является симптомом неблагополучия, т.к. для кладоцер характерны популяции с постоянным возрастным составом (Гиляров, 1987). Влияние карбоксамидов в течение 21 сут. на численность, биомассу и возраст-

ной состав популяции дафний отражено на рисунках 2 и 3.

Общая численность популяции достоверно начала снижаться в растворах Пенфлюфена с концентрацией 0,1 мг/л, изменения составили 27% по отношению к контролю и происходили за счет снижения численности молодежи (28%) и взрослых самок (25%). В концентрациях 0,5 мг/л и 1,0 мг/л расхождение с контролем по параметру общей численности составляло 34% и 54%, при этом количество молодежи снизилось на 34% и 47%, а половозрелых особей на 34% и 45%, соответственно.

В концентрации Биксафена 0,0001 мг/л прослеживалась тенденция снижения общей численности популяции за счет достоверного падения численности молодежи на 19%. В следующей концентрации фунгицида 0,0005 мг/л общая численность рачков достоверно снижалась по сравнению с контролем на 33%, при этом численность молодежи уменьшилась на 29%, а взрослых самок на 42%. В максимальной концентрации Биксафена 0,002 мг/л общая численность популяции еще более снижалась — на 42% за счет значительного уменьшения численности молодежи (40%) и взрослых самок (47%).

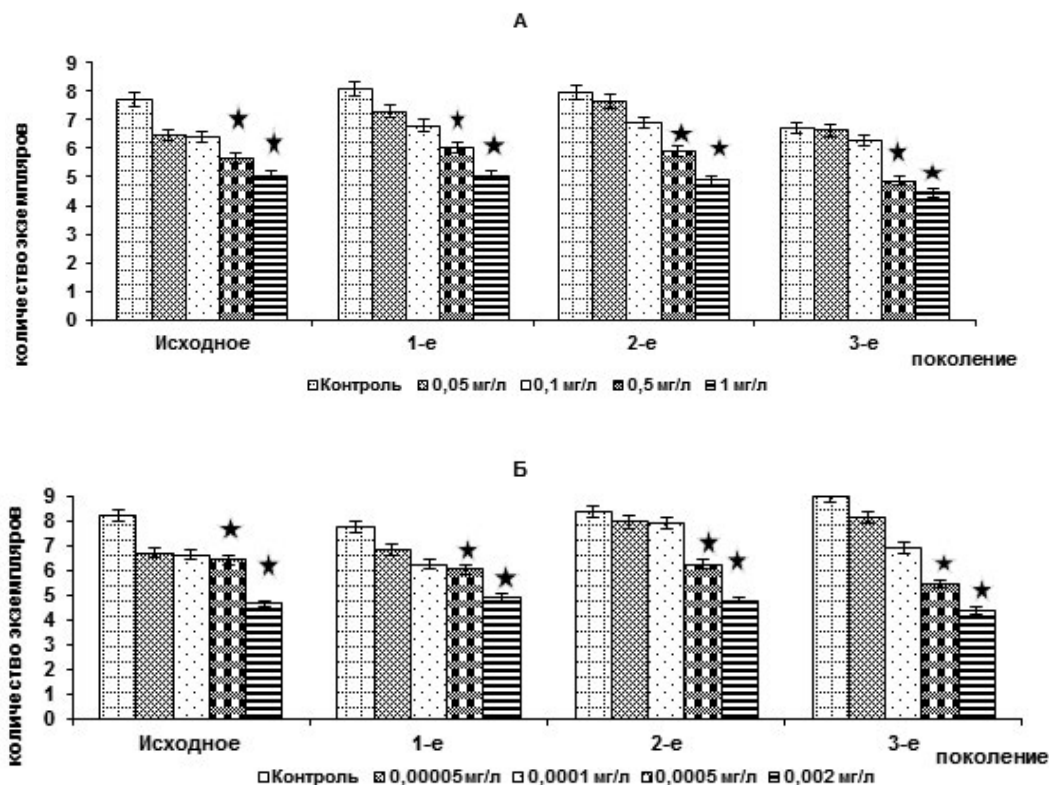


Рис. 1. Реальная плодовитость дафний трех генераций при действии карбоксамидов Пенфлюфена (А) и Биксафена (Б).

Примечание. ★ — достоверное ($p < 0,05$) изменение показателя по сравнению с контролем

Оба фунгицида не оказывали существенного влияния на соотношение возрастных групп в популяциях дафний во всех исследованных концентрациях. Численность молодых рачков была выше численности половозрелых дафний (рис. 2). В течение всего эксперимента не отмечалось появление самок с эфиппиумами и самцов.

Параллельно со снижением численности происходило уменьшение весового роста популяции дафний при действии карбоксамидов (рис. 3).

Биомасса популяции дафний, находившихся в растворах Пенфлюфена с концентрациями 0,1, 0,5 и 1,0 мг/л в течение 21 суток снижалась на 25, 39 и 45% соответственно. Биксафен оказывал отрицательное влияние на биомассу популяции дафний, начиная с концентрации 0,0001 мг/л, где она снизилась на 30%. В концентрациях 0,0005 и 0,002 мг/л снижение биомассы достигало 41 и 47% соответственно.

В концентрациях 0,05 мг/л Пенфлюфена и 0,00005 мг/л Биксафена негативного воздействия карбоксамидов на численность и биомассу популяций дафний не прослеживалось.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, в результате проведенных экспериментов определены пороги чувствительности зоопланктонных организмов к действию действующих веществ класса карбоксамидов. Для Пенфлюфена порог чувствительности составил 0,1 мг/л, для Биксафена — 0,0001 мг/л. Начиная с этих концентраций фунгицидов снижалась выживаемость и плодовитость рачков в трех поколениях, численность и биомасса популяции. В хронических экспериментах Биксафен оказался в 1000 раз токсичнее Пенфлюфена.

Здесь надо отметить, что если Пенфлюфен входит в состав препаративных

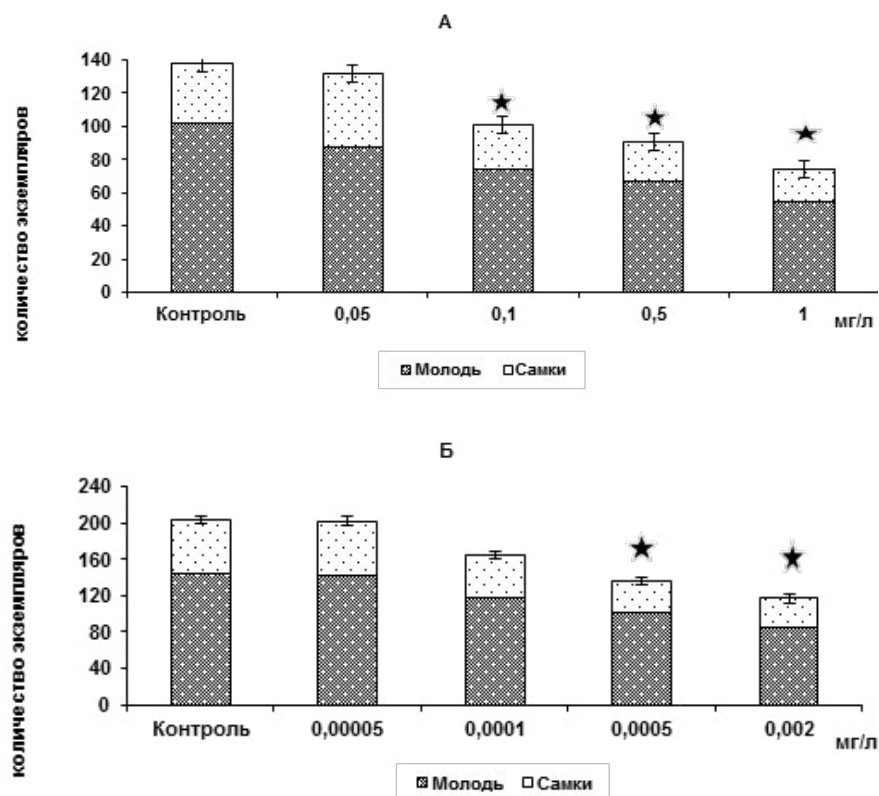


Рис. 2. Численность возрастных групп популяции дафний при действии карбоксамидов Пенфлюфена (А) и Биксафена (Б).

Примечание: ★ — достоверное ($p < 0,05$) изменение показателя по сравнению с контролем.

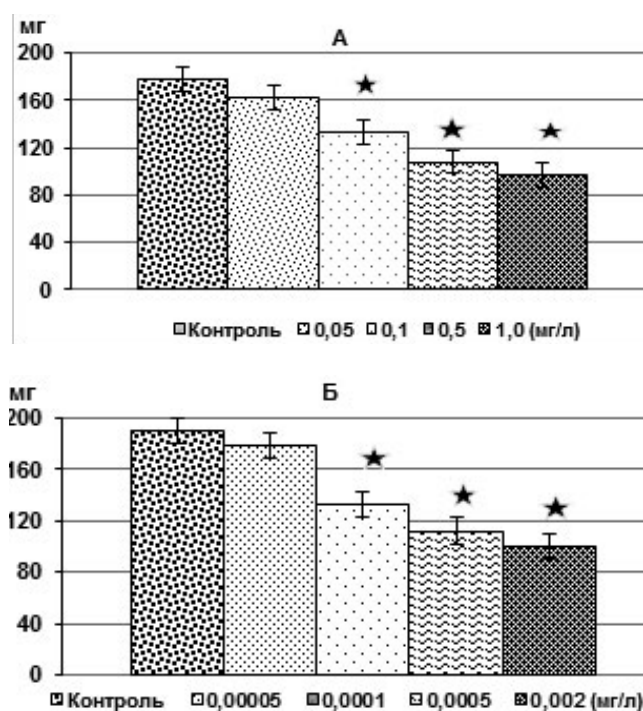


Рис. 3. Биомасса популяции дафний при действии карбоксамидов Пенфлюфена (А) и Биксафена (Б).

Примечание: ★ — достоверное ($p < 0,05$) изменение показателя по сравнению с контролем.

форм фунгицидов, используемых для протравливания семян картофеля, то препаративные формы фунгицидов на основе Биксафена применяются на зерновых культурах с помощью наземного опрыскивания. Следовательно, Биксафен попадает непосредственно в почву. Известно, что фунгицид Биксафен способен интенсивно адсорбироваться частицами почвы, с грунтовыми водами мигрировать в водную среду и переходить в донные отложения.

В таком случае, попадание в воду рыбохозяйственных водоемов Биксафена в концентрациях выше 0,00005 мг/л может сказаться на воспроизводстве потомства у представителей зоопланктона, являющихся пищевыми объектами для многих рыб, и, следовательно, нести потенциальную опасность для продуктивности рыбохозяйственных водоемов, в то время как Пенфлюфен менее опасен.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Андроникова И. Н. Показатели участия зоопланктона в процессах естественного самоочищения // Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов. СПб.: Наука, 1966. С. 110–122.
- Белан С. Р. Новые достижения в химии фунгицидов // Агрохимия. 2003. № 11. С. 27–32.
- Гиляров А. М. Динамика численности пресноводных планктонных ракообразных. М.: Наука, 1987. 189 с.
- Грапов А. Ф., Козлов В. А. Современные подходы к созданию новых пестицидов // Агрохимия. 2003. № 11. С. 4–13.
- Захаренко В. А. Защита растений в третьем тысячелетии (Материалы XIV Международного конгресса по защите растений) // Агрохимия. 2000. № 4. С. 75–93.
- Захаренко В. А. Пестициды в аграрном секторе России конца XX — начала XXI века // Агрохимия. 2008. № 11. С. 86–96.
- Иванова М. Б. Продукция планктонных ракообразных // Общие основы изучения водных экосистем. Л.: Наука, 1979. С. 155–169.
- Ильницкая А. В., Липкина Л. В., Березняк И. В., Федорова С. Г. // Материалы IX Всероссийского съезда гигиенистов и санитарных врачей. М., 2001. Т. 2. С. 91–94.
- Левина И. Л., Щербакова Н. И., Жердев Н. А., Зинчук О. А. Модели прогнозирования токсичности современных пестицидов для зоопланктонных организмов // X Съезд Гидробиологического общества при РАН: тезисы докладов (г. Владивосток, 28 сентября–2 октября 2009 г.). Владивосток, 2009. С. 232.
- Лисицын А. П. Потоки осадочного вещества, природные фильтры и осадочные системы «живого океана» // Геология и геофизика. 2004. Т. 45. № 1. С. 15–48.
- Папченкова Г. А., Голованова И. Л., Ушакова Н. В. Репродуктивные показатели, размеры и активность гидролаз у *Daphnia magna* Straus в ряду поколений при действии гербицида «Раундап» // Биология внутренних вод. 2009. № 3. С. 105–110.
- Barata C., Solayan A., Porte C. Role of B-esterases in assessing toxicity of organophosphorus (chlorpyrifos, malathion) and carbamate (carbofuran) pesticides to *Daphnia magna* // Aquat. Toxicol. 2004. Vol. 66, iss 2. P. 125–139.
- Ren Zongming, Zha Jinmiao, Ma Mei, Wang Zijian, Gerhardt Almut. The early warning of aquatic organophosphorus pesticide contamination by on-line monitoring behavioral changes of *Daphnia magna* // Environ. Monit. and Assess. 2007. Vol. 134, iss. 1–3. P. 373–383.
- Sama S. S., Nandini S. Review of recent ecotoxicological studies on cladocerans // J. Environ. Sci. and Health. 2006. V. 41. Iss. 8. P. 1417–1430.
- Tremolada P., Finizio A., Villa S., Gaggi C., Vighi M. Quantitative inter-specific chemical activity relationships of pesticides in the aquatic environment // Aquat. Toxicol. 2004. V. 67. Iss. 1. P. 87–103.

**ASSESSMENT OF CARBOXAMIDE FUNGICIDES TOXICITY
ON THE FRESHWATER CRUSTACEAN *DAPHNIA MAGNA STRAUS***

© 2020 г. Е. А. Fedorova, О. А. Zinchuk

Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography (VNIRO), Moscow, 107140
Azov-Black Sea branch of Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography
(AzNNIRKH), Rostov-on-Don, 344002

Materials are presented on the effect of two carboxamide fungicides, namely, bixafen and penflufen, on the zooplankton, in particular, *Daphnia magna* Straus. Penflufen is shown to be of middle toxicity while bixafen is highly toxic to the zooplankton. The action of carboxamides on biological parameters of cladocera was studied with the aim to quantify thresholds of sensitivity to fungicides. The survival rate, fecundity, abundance and biomass of daphnids are shown to decrease in the solutions with greater concentration of fungicides.

Bixafen entering a fishery waterbody in concentrations exceeding 0,00005 mg/l may be more dangerous to the zooplankton than penflufen.

Keywords: daphnia, *Daphnia magna* Straus, fungicides, toxicity, survival, fecundity, abundance, biomass, age composition.

ПРОМЫСЕЛ ГИДРОБИОНТОВ

УДК 639.2.053.7:639.223

**УТОЧНЕНИЕ КОГОРТНОЙ МОДЕЛИ ДЛЯ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ
ЗАПАСА ТРЕСКИ БАРЕНЦЕВА МОРЯ**

© 2020 г. Д. А. Васильев¹, Ю. А. Ковалев², А. А. Четыркин²

¹ Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии
(ВНИРО), Москва, 107140

² Полярный филиал Всероссийского научно-исследовательского института рыбного хозяйства
и океанографии (ПИНРО), Мурманск, 183038
e-mail: dvasilyev@vniro.ru

Поступила в редакцию 11.11.2019 г.

Модель SAM используется для оценки состояния запасов баренцевоморской (северо-восточной арктической) трески с 2017 г. Конфигурация модели утверждена на семинаре ИКЕС по экспертизе метода оценки запаса трески. Данная конфигурация модели предполагает, что при описании корреляционной структуры данных ошибки наблюдений не различаются между возрастными группами внутри одной съемки и в данных об уловах. Как показал анализ, для баренцевоморской трески эти допущения не являются адекватными, и для более корректной оценки требуется более подробная детализация дисперсий. Это связано с тем, что возрастная структура запаса в последние годы существенно изменилась в сторону увеличения доли рыб старшего возраста. Описанный в работе уточненный вариант модели SAM показал заметное улучшение показателей диагностики и позволил получить более точную оценку текущего состояния запаса трески.

Ключевые слова: оценка запасов, северо-восточная арктическая треска, модель SAM, информационный критерий Акаике, стандартные отклонения остатков.

ВВЕДЕНИЕ

Модель SAM в последние годы получила широкое распространение в мировой практике, а том числе в ИКЕС. Начиная с 2017 г., эта модель используется в качестве основной модели для оценки состояния запасов баренцевоморской (северо-восточной арктической) трески.

Модель SAM относится к так называемым моделям пространства состояний (state space models) (Nielsen, and Berg, 2014). Модели этого класса представляют собой общую идеологическую платформу, предназначенную для анализа динамических систем, в рамках которой интересующие нас величины («состояния»), не поддающиеся непосредственному наблюдению, оцениваются по непрямым измерениям («наблюдениям»), содержащим шум. Наблюдения

связаны с состояниями посредством уравнений наблюдений. Состояния связаны между собой во времени посредством «уравнений состояния» (или «уравнений системы») и также подвержены случайным возмущениям, называемым «шумом процесса». Важным свойством моделей пространства состояний является количественное описание случайной изменчивости как наблюдений, так и уравнений системы. Это выражается через дисперсии наблюдений и дисперсии процесса, которые оцениваются с помощью подходов максимального правдоподобия и дают соответствующие весовые коэффициенты каждому виду входных данных при оценивании общей целевой функции. Вектор ненаблюдаемых состояний представляет собой логарифмы численности по возрастным группам, а также логарифмы промысловой

смертности. Ошибки процесса для логарифмов численности принимаются независимыми и нормально распределенными. Вектор промысловой смертности в модели следует процессу коррелированного случайного блуждания (random walk).

Отметим, что в моделях, применяемых для оценки состояния запасов и основанных на данных с размерной или возрастной структурой, часто используется допущение о том, что наблюдения являются статистически независимыми друг от друга. В действительности же, как правило, наблюдения не являются «первичными» — чаще они являются результатом различного рода статистической обработки первичных данных, включая, например, стандартизацию. Нарушения предположения о взаимной независимости данных могут существенно повлиять на результаты анализа и их доверительные интервалы. В этой связи важным свойством модели SAM является возможность учета корреляции между возрастными группами в те или иные годы в моделях наблюдений как для уловов, так и для съемок (Berg, Nielsen, 2016).

Для оценки состояния запасов северо-восточной арктической трески в рамках рабочей группы по арктическому рыболовству ИКЕС используются три модели с возрастной структурой. В качестве основной модели принята модель SAM. В качестве вспомогательной модели применяется модель TISVPA (Васильев, 2006; Vasilyev, 2005),

в которой повышенное внимание уделяется робастности результатов, а также модель XSA (Shepherd, 1999), использовавшаяся ранее на протяжении более двух десятков лет для оценки состояния запаса баренцево-морской трески.

Поскольку основной моделью для оценки состояния запасов северо-восточной арктической трески с 2017 г. стала модель SAM, применяющаяся в ИКЕС в настоящее время для оценки состояния большинства запасов, оптимизация опций именно этой модели применительно к запасу баренцево-морской трески является важнейшей задачей, напрямую связанной с интересами отечественного рыболовства.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Исходными данными для оценки состояния запаса баренцево-морской трески являются: общий вылов трески и возрастной состав уловов, данные по каннибализму трески, средний вес по возрастам в улове и запасах, доля половозрелых рыб, а также индексы численности по возрастным группам и годам, полученные в научных съемках (табл. 1). Данные по каннибализму используются в модели для уточнения оценок мгновенных коэффициентов естественной смертности. Процедура «внутримодельного» уточнения оценок мгновенных коэффициентов естественной смертности в версии модели SAM, использующейся для оценки состояния запаса

Таблица 1. Характеристика данных для настройки модели динамики численности баренцево-морской трески

Условное обозначение индекса численности	Название	Диапазон возрастов
Флот 15	Февральская съемка в Баренцевом море	4–12
Флот 16	Февральская акустическая съемка + норвежская Лофотенская акустическая съемка	4–12
Флот 18	Российская тралово-акустическая и траловая съемка донных рыб, ноябрь–декабрь	3–12
Флот 007	Экосистемная съемка, август–сентябрь	3–12

са трески на рабочей группе ИКЕС по арктическому рыболовству, достаточно сложна, и ее обсуждение вышло бы далеко за рамки темы настоящей статьи (подробности в материалах и ссылках рабочей группы (ICES, 2019)).

Для настройки модели SAM доступны следующие параметры:

- параметр, характеризующий связь между численностью в смежных возрастных группах по данным съемок. Для исследуемого запаса был выбран вариант, соответствующий авторегрессии первого порядка для всех съемок;

- параметры, определяющие форму связи между коэффициентами улавливаемости по возрастным группам и их численностью;

- параметр, определяющий межгодовую изменчивость промысловой смертности (F) для всех возрастов. В рамках модели SAM значения F в текущем году опреде-

ляются через значения F предыдущего года плюс отклонение, диапазон которого рассчитывается независимо для каждой группы возрастов, выделенных при настройке данного параметра.

Как показал анализ, для баренцево-морской трески вариации этих параметров не оказывают решающего влияния на качество настройки и результат оценки параметров модели.

Отдельное внимание было уделено параметру, описывающему корреляционную структуру данных наблюдений (съемок). В индексах съемок возможно наличие автокорреляции в данных о численности возрастных групп. Для того, чтобы исключить влияние этого фактора, необходимо ввести поправочные коэффициенты при расчете промысловой смертности, которая используется при моделировании индексов в модели SAM. Индексы были проверены на наличие автокорреляции (рис. 1). Для всех съемок

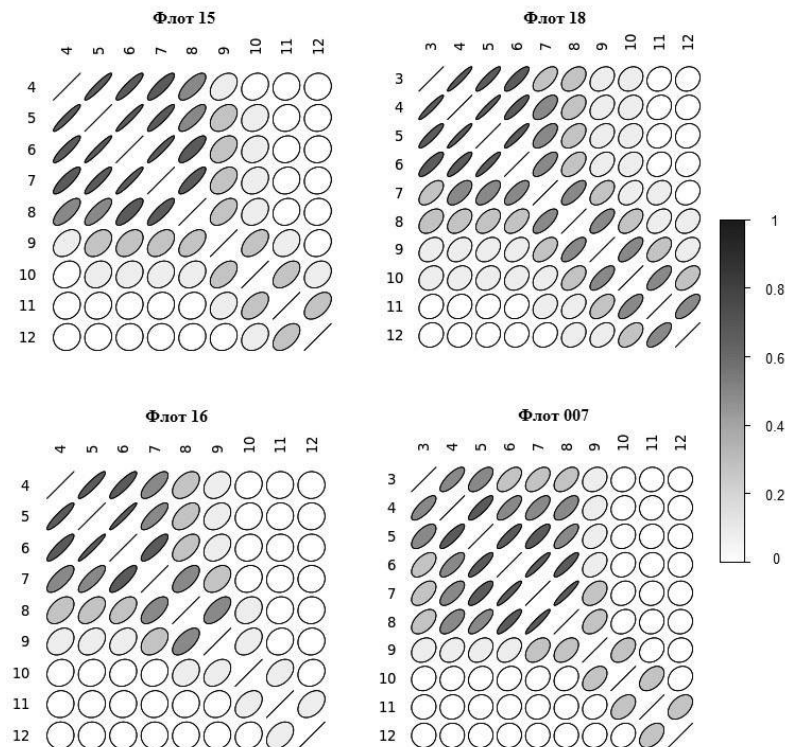


Рис. 1. Корреляционные связи между численностью возрастных групп. Более темным цветом отмечена более высокая степень связи.

наиболее адекватной моделью оказалась авторегрессия первого порядка.

Объединение старших возрастов в группы приводит к тому, что матрица ковариаций для этих групп будет включать в себя общее значение стандартного отклонения для всех возрастов внутри этой группы.

Более результативным оказался анализ степени детализации дисперсий для данных по возрастному составу уловов и съемок, значения которых оцениваются в рамках модели и используются при оценке других параметров. В связи с тем, что методики проведения съемок и используемый инструментарий значительно отличаются между собой, статистические свойства данных в различных съемках могут существенно отличаться. Модель предполагает, что межгодовая изменчивость численности по возрастам, полученная по данным съемок и уловов, обуславливается не только изменением численности всей популяции, но также ошибками самой съемки. Эта ошибка, естественно, может различаться между возрастными группами внутри одной съемки. В связи с этим в модели вводится параметр дисперсии, который определяет диапазон возможной ошибки. На рабочей группе ИКЕС по арктическому рыболовству в 2018 г. он был установлен единым для всех возрастов внутри одной съемки, но оценивался отдельно для каждой из съемок и для уловов.

Как показали наши исследования (Vasilyev et al., 2019), по всей видимости, требуется более подробная детализация дисперсий. Дело в том, что если для некоторых возрастных групп данным присуща существенная более высокая дисперсия, то использование одной и той же дисперсии для всех возрастных групп (даже в рамках одной и той же съемки) может привести к тому, что модель окажется неспособной достаточно хорошо настроиться на эти данные, так как в процедуре случайного поиска (random walk) при оценке параметров может не хватить «разброса» ошибок. В то же время, если в общий диапазон данных включать возрастные группы с явно более низким разбросом ошибок, то оцениваемая дисперсия, используемая и для всех других возрастных

групп, может оказаться заниженной. В свою очередь, использование более высоких значений дисперсии для возрастов с более точными данными может приводить к более «грубой» оценке, что возможно исходя из данных наблюдений.

Одним из важных критериев «качества» описания данных моделью считается близость к единице стандартных отклонений нормированных остатков (Francis, 2011). Поскольку остатки в модели SAM являются нормированными логарифмическими, коррекция степени детализации дисперсий проводилась нами на основе анализа стандартных отклонений остатков модели по возрастным группам для данных по возрастному составу уловов и четырех видов съемок.

В качестве меры качества настройки модели с учетом возросшего количества оцениваемых параметров использовался информационный критерий Акаике (AIC).

РЕЗУЛЬТАТЫ

Стандартные отклонения остатков для каждого из вида данных при настройке модели SAM в ее «стандартном» (принятом ИКЕС в 2017 г.) варианте, представлены в таблице 2. Обозначим этот вариант модели SAM0.

Как можно видеть из таблицы, для данных по возрастному составу уловов стандартные отклонения остатков для старших возрастных групп существенно больше, чем для остальных возрастных групп, поэтому для этих групп в расчетах нами было предложено использовать оценку дисперсии, отличную от таковой для других возрастных групп. Для флота 15 значения дисперсии, отличающиеся от таковых для остальных возрастных групп, нами было предложено использовать для возрастных групп 4 и 11; для флота 16 — для возрастной группы 11; для флота 18 — специфическую, но одну и ту же дисперсию нами было предложено использовать для возрастных групп 9, 11 и 12; для флота 007 отличную от других дисперсию наблюдений — для возрастной группы 12 (Vasilyev et al., 2019).

Таблица 2. Стандартные отклонения остатков по возрастным группам в модели SAM0

Возраст\ данные	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Уловы	1,00	0,71	0,68	0,62	0,64	0,55	0,52	0,85	0,79	1,18	1,34	1,69	2,26
Флот 15		0,38	1,08	0,95	0,91	1,06	0,99	0,90	1,44	1,14			
Флот 16		0,83	0,81	0,90	0,86	0,92	0,97	0,75	1,27	1,03			
Флот 18	0,54	0,98	1,00	0,86	0,66	0,70	1,39	0,97	1,35	1,27			
Флот 007	0,92	0,79	0,94	0,96	1,04	1,06	0,56	0,64	1,02	1,61			

На рабочей группе ИКЕС по арктическому рыболовству (ICES, 2019) в итоге был применен вариант установки параметров, отличающийся от варианта, предложенного нами (Vasilyev et al., 2019) лишь тем, что для возрастного состава уловов отдельное (и одно и то же) значение дисперсии использовалось не для двух, а для трех старших возрастных групп. Обозначим этот вариант модели как SAM1.

Естественно, возможны более детальные установки различающихся дисперсий, однако это привело бы к существенному увеличению количества параметров модели, что может привести к перепараметризации модели.

Стандартные отклонения остатков для каждого из вида данных при новом варианте настройки модели SAM (SAM1) представлены в таблице 3.

Как показывает сравнение таблиц 2 и 3, внесенные нами уточнения привели к заметному приближению к единице значений стандартных отклонений остатков для большинства из возрастных групп.

Кроме того, по сравнению с ранее использовавшимся вариантом установки параметров модели SAM качество подгонки уточненной модели (с учетом коррекцией на увеличение числа параметров) также улучшилось. В таблице 4 представлены значения

Таблица 3. Стандартные отклонения остатков по возрастным группам в модели SAM1

Возраст\ данные	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Уловы	1,02	0,83	0,79	0,72	0,87	0,76	0,72	1,01	1,04	1,51	0,95	1,10	1,46
Флот 15		0,64	0,84	0,99	0,89	1,06	1,14	1,05	0,95	1,25			
Флот 16		0,89	0,95	0,80	0,89	0,97	1,06	0,86	1,06	1,04			
Флот 18	0,76	1,16	1,02	0,82	0,80	0,84	1,01	0,49	1,05	1,11			
Флот 007	1,02	0,83	0,95	1,00	1,04	0,99	0,66	0,76	1,29	1,04			

Таблица 4. Количество оцениваемых параметров и значения информационного критерия Акаике (AIC) для различных вариантов модели

Вариант модели SAM	Количество параметров	AIC
SAM0	64	2845
SAM1	70	2509

Таблица 5. Ретроспективная смещенность оценок биомассы нерестового запаса (SSB), численности пополнения (R) и средней промысловой смертности в возрастных группах от 5 до 10 лет (F_{5-10}), полученных по модели SAM для трески Баренцева моря

Вариант модели SAM	ρ (SSB)	ρ (R_3)	ρ (F_{5-10})
SAM0	8%	-27%	-3%
SAM1	8%	-20%	-1%

общего количества оцениваемых параметров и информационного критерия Акаике (AIC) для компоновки модели, использовавшейся ранее (SAM0), и для уточненной версии модели (SAM1). Отметим, что, хотя уточненная версия модели включает в себя несколько большее количество параметров, информационный критерий Акаике учитывает это изменение и позволяет сравнивать качество описания данных моделью для вариантов одной и той же модели с различным числом параметров.

Внесенные уточнения в конфигурацию модели привели также к улучшению в целом результатов ретроспективной диагностики: если мера исторической смещенности оценок биомассы нерестового запаса ρ (SSB) не изменилась, то для оценок по-

полнения в возрасте 3 года (R_3) и средней промысловой смертности для возрастных групп 5–10 (F_{5-10}) смещенность оценок заметно снизилась (табл. 5). Используемый ρ -критерий (Mohn, 1999) является распространенным критерием для количественной оценки ретроспективной смещенности. Он представляет собой сумму относительных отклонений между оценками, полученными по сокращенным рядам данных, и оценками, полученными по полным рядам.

На рисунке 2 представлены оценки биомассы нерестового запаса трески, полученные на заседании рабочей группы ИКЕС по арктическому рыболовству, состоявшемся в апреле 2019 года (ICES, 2019) по двум вариантам модели SAM, а также по моделям XSA и TISVPA.

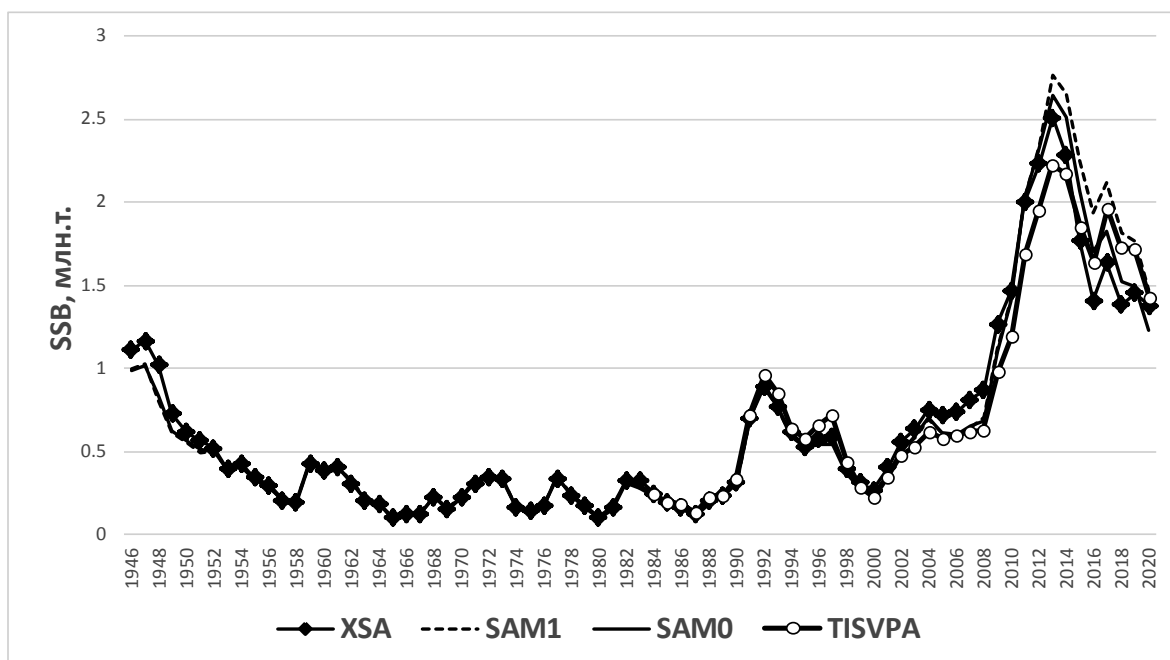


Рис. 2. Оценки биомассы нерестового запаса баренцевоморской трески (SSB), полученные по различным моделям, применяемым на Рабочей группе ИКЕС по арктическому рыболовству.

По уточненной версии модели SAM нерестовый запас для последних лет оценен несколько выше, чем по старой версии, причем для 2019 г. оценки оказались весьма близки к оценкам, полученным по моделям TISVPA и XSA.

Оценка ОДУ трески на 2020 г., полученная по уточненной модели SAM, расчет по которой был принят рабочей группой в качестве основного, составила 766,7 тыс.т., при этом оценка ОДУ на 2020 г. по «старой» версии модели SAM составила всего 689,7 тыс.т. (ICES, 2019).

ОБСУЖДЕНИЕ

В последние годы основу промысла составляли многочисленные поколения 2004 и 2005 годов рождения. Рациональный режим промысла в сочетании с благоприятными условиями выживания привел к 2013–2014 годам к исключительному увеличению биомассы запаса. Далее последовало некоторое снижение биомассы, однако запас по-прежнему находится в весьма благополучном состоянии. Однако доминирование поколений 2004–2005 годов рождения и относительно низкий уровень промысловой смертности в последние годы привели к тому, что в настоящее время более 30% биомассы нерестового запаса составляют особи в возрасте 12 лет и старше. Это создает существенные трудности для применения модельного анализа, поскольку подобная возрастная структура запаса в последние 30 лет не наблюдалась, а для старших возрастных групп данные съемок весьма ограничены. По этим причинам вариант модели SAM, утвержденный в ИКЕС в 2017 г., очень быстро перестал быть оптимальным и нуждался в уточнении.

Описанный в работе уточненный вариант модели привел к заметному улучшению показателей диагностики и был одобрен рабочей группой ИКЕС по арктическому рыболовству (ICES, 2019). Од-

нако останется ли он актуальным и в дальнейшем при смещении пика биомассы к еще более старшим возрастным группам, подлежит рассмотрению в рамках последующих встреч российских и норвежских ученых, а также в рамках заседаний рабочих групп ИКЕС.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Васильев Д.А. Свидетельство об официальной регистрации программы для ЭВМ № 2006611764 // Реестр программ для ЭВМ. 2006.

Berg C.W., Nielsen A. Accounting for correlated observations in an age-based state-space stock assessment model // ICES J. Mar. Sci. (2016), 73 (7), 1788–1797.

Francis R.I.C.C. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models // Can. J. Fish. Aquat. Sci. (2011). V. 68. P. 1124–1138.

ICES. Report of the Arctic Fisheries Working Group (AFWG) // ICES Scientific Reports. 2019. 930 p. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.5292>

Mohn R. The retrospective problem in sequential population analysis: An investigation using cod fishery and simulated data // ICES J. Mar. Sci. 1999. V. 56. P. 473–488.

Nielsen A., Berg C.W. Estimation of time-varying selectivity in stock assessments using state-space models // Fisheries Research (2014) V. 158. P. 96–101.

Shepherd J.G. Extended survival analysis — an improved method for the analysis of catch-at age data and abundance indices // ICES J. Mar. Sci. (1999) V. 56. P. 584–591.

Vasilyev D. Key aspects of robust fish stock assessment. M.: VNIRO Publ., 2005. 105 p.

Vasilyev D., Kovalev Yu., Chetyrkin A. The effect of age-specific setting of variance parameters for the observations in North-East Arctic cod stock assessment by means of SAM // AFWG 2019 WD2. 4 p.

**THE CLARIFIED COHORT MODEL FOR THE BARENTS SEA COD
STOCK ASSESSMENT**

© 2020 г. D.A. Vasilyev¹, Yu.A. Kovalev², A.A. Chetyrkin²

¹ Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography (VNIRO), Moscow, 107140

² Polar Department of Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography (PINRO),
Murmansk, 183038

The SAM model is used for North-East Arctic cod stock assessment since 2017. The configuration for the model was agreed at the ICES special benchmark group. This configuration assumes the same properties of errors for all age groups within the same kind of surveys and in catch-at-age data. The results of the analysis show that for North-East arctic cod this assumption is not valid and for correct stock assessment a more detailed specification of variances is required. This is caused by significant change in age structure of the cod stock in recent years towards higher portion of elder age groups. The clarified model options described here had resulted in significant improvement of assessment diagnostics and more precise results of North-East Arctic cod stock assessment.

Keywords: stock assessment, North-East Arctic cod, SAM model, Akaike's information criterion, standard deviations of residuals.

МЕТОДИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

УДК 574.587: 574.62

**ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ПРОМЫСЛОВОЙ СТАТИСТИКИ
ДЛЯ КОРРЕКТИРОВКИ ОЦЕНОК ЗАПАСОВ КРАБА-СТРИГУНА ОПИЛИО
В МОРЯХ РОССИИ**

© 2020 г. А. И. Буяновский

*Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии
(ВНИРО), Москва, 107140
e-mail: albuy@mail.ru*

Поступила в редакцию 29.07.2019 г.

По результатам обработки промысловой статистики приводятся скорректированные оценки промысловых запасов краба-стригуна опилио в морях России за 2013–2018 гг. Особое внимание уделяется применению алгоритма корректировки при отсутствии промысла в отдельных районах в некоторые годы, при пропусках учетных съемок или при их длительном отсутствии. В годы, когда учетные съемки были репрезентативными, расхождения между оценками запаса по их данным, и значениям, полученными вследствие корректировки по данным промысловой статистики, были незначительны. Выявлена тенденция к снижению доступного запаса на будущий год при текущей доле изъятия свыше 40%.

Ключевые слова: промысел, улов на усилие, оценка запаса, краб-стригун опилио, обобщенные линейные модели, метод светофора, ОДУ

ВВЕДЕНИЕ

Ранее (Буяновский, 2019 а, б), на примере краба-стригуна Бэрда (*Chionoecetes bairdi*) был разработан алгоритм, позволяющий учитывать данные промысловой статистики при оценке промысловых запасов крабов. Он включает несколько этапов: оценка величины запаса по данным промысловой статистики методом Лесли, расчет годового прироста плотности запаса и площади его обитания, индикаторная оценка изменения состояния запаса методом «светофора», интегральная оценка относительного прироста запаса за год, корректировка оценок запаса, полученных ранее по данным учетных съемок. Оценка запаса после корректировки — скорректированная оценка, позволяет учитывать как результаты учетных съемок, так и данные с промысла.

В каждом регионе (рыбохозяйственной подзоне или зоне), где добывается краб-стригун Бэрда, существует одно компактно

расположенное скопление, с которого поступают данные промысловой статистики. В популяциях других видов крабов есть регионы, где скоплений несколько, и они изолированы друг от друга. На каждом скоплении лов могут вести разные суда, сроки начала и окончания промысла могут быть различны, средние уловы могут заметно различаться, а в некоторые годы промысел может полностью отсутствовать. Если первым звеном (указанного выше) алгоритма обработки данных промысловой статистики является оценка запаса по данным лова на промысловом скоплении, то как ее выполнить в границах региона¹, если скоплений несколько, границы между ними нечеткие, и на каждом скоплении уловы зависят от разных факторов. Конечным итогом

¹ В соответствии с регламентом обоснования ОДУ, оценка запаса и прогноз вылова крабов выполняются в границах рыбохозяйственной зоны или подзоны в целом, без внутреннего разделения (Алексеев и др., 2017)

обработки данных промысловой статистики является корректировка величины запаса, рассчитанной по данным учетной съемки (Буяновский, 2019 б), но есть немало единиц запаса, по которым учетные съемки проводятся не регулярно. Можно ли для лет, когда съемок не было, получать адекватные (близкие к значениям, рассчитываемым по данным учетных съемок) оценки запаса, базируясь только на данных промысловой статистики? Можно ли оценить запас на скоплении, где в определенный год не было ни промысла, ни учетной съемки? С учетом всех этих вопросов, цель данной работы можно определить как адаптацию алгоритма обработки данных промысловой статистики к оценке запаса в регионе при наличии нескольких изолированных скоплений и/или при отсутствии учетных съемок в отдельные годы.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Материалом для обработки послужили данные судовых суточных донесений (ССД), хранящиеся в базе данных отраслевой системы мониторинга Росрыболовства (ФГБУ «Центр системы мониторинга рыболовства и связи»). Для анализа выбирали следующие параметры: вид объекта промысла, рыбопромысловая зона/подзона, судно, дата, орудие лова, суточный вылов одним судном (т/судо-сутки промысла, далее — улов), среднесуточные координаты, режим лова. Промысловое усилие (далее — усилие) рассчитывали как число суток на промысле (судо-сутки).

В качестве модельного объекта были выбраны единицы запаса краба-стригуна опилио (*Chionoecetes opilio*) из основных районов промысла — Баренцева моря, Западно-Беринговоморской зоны, подзон Карагинской, Северо-Охотоморской, Западно-Камчатской, Восточно-Сахалинской, Западно-Сахалинской, Приморье. Названия и границы зон/подзон дальневосточных морей взяты из Приложения № 1 к Приказу Министерства сельского хозяйства Российской Федерации от 23 мая 2019 г. № 267.

В расчетах использовали ССД, относящиеся к промышленному или прибрежному режиму лова, выполнявшемуся крабовыми ловушками с 2013 г., когда данные промысловой статистики стали более или менее достоверными (Шагинян, 2014).

Первый этап описанного выше алгоритма обработки данных промысловой статистики (см. «Введение») заключается в оценке промыслового запаса методом Лесли. Его реализация подразумевает, в свою очередь, несколько последовательных шагов: районирование акватории; выбор года для оценки запаса в каждом районе; оценка запаса в каждом районе в выбранный год методом Лесли.

Районирование. Необходимость районирования связана с наличием в регионе нескольких скоплений (или районов промысла) с разной плотностью, разным перечнем работающих судов, разными сроками промысла. Без учета этих факторов оценка запаса (по данным промысловой статистики) для региона в целом, может оказаться искаженной. Основные методы районирования обсуждались ранее (Буяновский, Алексеев, 2017; Буяновский, 2018), и ниже приводятся результаты их применения к каждому региону. В качестве приоритетного метода районирования выбирали традиционное деление.

В Баренцевом море обрабатывали данные ССД, поданных только из исключительной экономической зоны России, где активный промысел ведется с 2016 г. Данные по открытой части моря, откуда промысловая статистика перестала поступать с 2017 г., не обрабатывали. Поскольку четких границ между участками, откуда подавались ССД, не было (рис. 1 а), то районирование не проводили. По этой же причине не проводили районирование в Карагинской и Западно-Сахалинской подзонах (рис. 1 б, г) Дальневосточного рыбохозяйственного бассейна.

В зоне Западно-Беринговоморской традиционно выделяют Корякский и Наваринский районы промысла. Граница между ними проходит вдоль 176° в.д. (Федотов, 2017). Поскольку участки промысла, рас-

положенные между 176° и 177° в.д. располагаются ближе к скоплениям Корякского района (рис. 1 б), то в данной работе граница между районами была проведена по 177° в.д. Из расчетов были исключены точки подачи ССД, расположенные западнее 171° в.д., где реальный лов не ведется (Буяновский, Алексеев, 2017).

В Западно-Камчатской подзоне почти весь промысел сосредоточен в районе между $153^\circ 30'$ и $154^\circ 30'$ в.д. и к северу от 58° с.ш., который фактически примыкает к северо-восточному участку соседней Северо-Охотоморской подзоны (рис. 1 в). При районировании последней вначале использовали границы 5 районов, выделенных по данным 2003–2014 гг. (Буяновский, 2018). Поскольку в трех из них промысел с 2015 г. практически не велся, то вернулись к традиционному делению на 3 района (Карасев, 2014), но границы между ними провели иначе. Они прошли по тем параллелям и меридианам (с точностью до 10 и 20 мин соответственно — см. ниже), где в 2013–2017 гг. было отмечено наименьшее число точек подачи ССД. В итоге, в обеих подзонах было выделено не 3, а 4 района (рис. 1 в), но в районе D промысла практически не было.

В Восточно-Сахалинской подзоне традиционно выделяют районы у Северо-Восточного и Юго-Восточного Сахалина (Первеева, 2006). Границу между ними, опираясь на описанный выше принцип минимального числа точек подачи ССД, провели вдоль 49° с.ш. (рис. 1 г).

В подзоне Приморье (рис. 1 д), используя тот же принцип проведения границ, по данным 2013–2017 гг. было выделено 4 района. Границу между районами А и В провели по 133° в.д., В и С — по $43^\circ 30'$ с.ш., С и D — по 46° с.ш.

Выбор года оценки запаса. В разные годы промысел может вестись с разной интенсивностью и в разные сроки. Это сильно искажает ежегодные оценки запаса (методом Лесли), приводя к несоответствию результатов обработки данных промысловой статистики материалам из других независимых

источников (Буяновский, 2019 б). Чтобы избежать искажений, был разработан альтернативный подход, согласно которому метод Лесли применяется только для оценки запаса в один из годов, а во все предыдущие и последующие годы, опираясь на оцененное (далее — опорное) значение и относительную величину годового прироста (см. ниже), запас оценивается в ретроспективе рекуррентным способом.

Для применения метода Лесли (в рамках предлагаемого подхода) зависимость суточных уловов от кумулятивного вылова вначале описывается полиномом третьей степени (Буяновский, 2019 а). Кумулятивный вылов рассчитывается для каждых суток промысла, и если работает несколько судов, то каждому его значению может соответствовать несколько значений уловов, относящихся к разным судам, подавших ССД в одну дату. Значения уловов, которые аппроксимируются (левой) нисходящей ветвью полинома, составляют базовый ряд наблюдений. Значения кумулятивного вылова, при которых начинается и заканчивается нисходящая ветвь, являются границами базового ряда и вычисляются через коэффициенты полинома. После выделения границ все значения базового ряда аппроксимируются (вместо полинома) уравнением регрессии, по коэффициентам которого рассчитывается начальный запас.

Базовый ряд, таким образом, определяется двумя параметрами: общим числом ССД, поданных в даты, относящиеся к базовому ряду (каждая такая дата соответствует определенному значению кумулятивного вылова), и общим числом дат ряда, включая те, когда ССД не подавали (и для которых нет соответствующих значений кумулятивного вылова). С одной стороны, надежность коэффициентов регрессии, связывающих уловы с кумулятивным выловом (в базовом ряду) тем выше, чем больше значений последнего и соответственно — дат, когда было подано хотя бы одно ССД. С другой стороны, чем больше число дат, когда ССД не подавали, тем менее надежны выполняемые оценки. Напри-

мер, если перерыв в промысле составил один месяц, то между двумя последовательными значениями кумулятивного вылова (каждое из которых соответствует одной дате) будет находиться 30 дат. Чем подобный разрыв больше, тем больше вероятность, что в этот период с запасом могут происходить (не регистрируемые) изменения, иные, нежели истощение промыслом. Учитывая эти обстоятельства, можно предположить, что оптимальным будет год, когда базовый ряд, содержит наибольшее число дат, когда подавали ССД, и наименьшее число дат, когда их не подавали. Оптимизация может быть достигнута отношением этих двух показателей в виде индекса I :

$$I = q^2 / Q \quad (1),$$

где q — число дат в базовом ряду, в которые были поданы ССД, Q — общее число дат в базовом ряду, включая те, когда ССД не подавали. Для выбираемого года индекс I должен быть наиболее высоким. В некоторых случаях, когда наибольшие значения индексов I для двух (или более) сравниваемых лет были близки, можно использовать дополнительный показатель, умножая значение индекса I на число ССД в базовом ряду (и выбирая из полученных произведений наибольшее). Если в выбранном базовом ряду заметны разрывы в сроках промысла (неделя и более), то ряд можно сократить, уменьшая тем самым и q и Q . Если вновь рассчитанное значение I будет выше первоначального, то оценку запаса следует выполнять уже на сокращенном базовом ряде. Очевидно, что для выбора требуется определение базовых рядов для каждого года, а при наличии нескольких районов (рис. 1) — для каждого района и года, когда там велся промысел (табл. 1).

Алгоритм расчета запаса был, в целом, таким же, как и для краба-стригуна Бэрда (Буяновский, 2019 а), за исключением двух модификаций, которые потребовались вследствие увеличения числа и объемов выборок.

Первая модификация заключалась в применении формулы нормирования для изменения сомнительных вариантов. После

вычисления коэффициентов полинома 3-й степени (см. выше), рассчитывали остатки между эмпирическим значением улова и его расчетным аналогом, соответствующим тому же значению кумулятивного вылова. С совокупность всех остатков характеризовалась средним значением, близким к 0 и определенным стандартным отклонением. Если отношение максимального или минимального остатка к стандартному отклонению превышало критическое значение критерия t (Лаккин, 1990), то эмпирическое значение такого улова приравнивали к расчетному. После этого коэффициенты полинома пересчитывали и процедуру повторяли до тех пор, пока отношения становились ниже критического значения t . Чтобы избежать слишком большого числа операций, стандартное отклонение остатков после каждого преобразования считали равным первоначальному значению.

Вторая модификация связана с числом добавлений новых дат к базовому ряду для вычисления доверительных границ оцененного запаса: при каждом добавлении оценка запаса пересчитывается, в итоге получается несколько значений, позволяющих рассчитать среднее и доверительный интервал. При работе с крабом-стригуном Бэрда новые даты добавляли до тех пор, пока коэффициент наклона линии регрессии не становился положительным. При таком подходе, для краба-стригуна опилию в ряде случаев была отмечена отчетливая тенденция к смещению среднего значения в сторону увеличения. Чтобы этого избежать, было принято решение уменьшить число добавлений до 9. В итоге при общем числе оценок 10 (базовая оценка + 9 добавлений) доверительный интервал получался, как правило, достаточно узким (см. раздел «Результаты»).

Второй этап алгоритма обработки данных промысловой статистики заключается в расчете годового прироста (весовой) плотности запаса и площади его обитания.

Расчет годового прироста плотности запаса выполняли двумя методами (Буяновский, 2019 б): через отношение средних суточных уловов в одни и те же сезоны

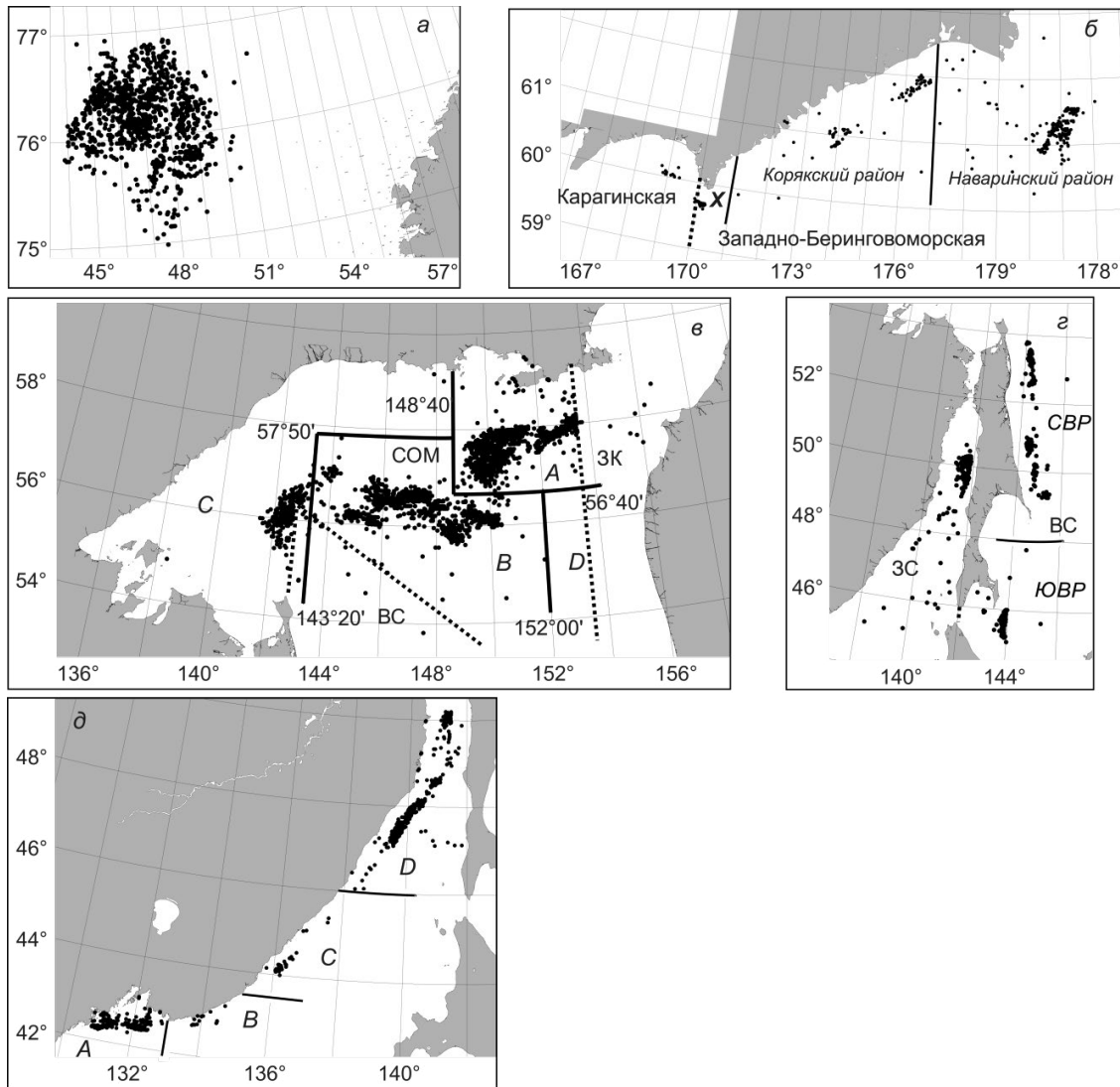


Рис. 1. Районирование акваторий и распределение точек подачи ССД по вылову краба-стригуна опилию в отдельные годы; сплошные линии — границы между районами, пунктирные линии — границы между зонами/подзонами: а — Баренцево море, 2018 г.; б — зона Западно-Берингоморская и подзона Карагинская, 2016 г., X — район, ССД из которого были исключены из анализа уловов в зоне Западно-Берингоморская; в-подзоны Северо-Охотоморская (СОМ) и Западно-Камчатская (ЗК), 2013 г., А–D — районы; г — подзоны Восточно-Сахалинская (ВС) с районами северо-восточным (СВР), юго-восточным (ЮВР) и Западно-Сахалинская (ЗС), 2018 г.; д — подзона Приморье, 2017 г. А–D — районы.

с учетом длительности сезона, фактора судна, сроков начала промысла (метод частичной стандартизации), и через отношение стандартизированных среднегодовых уловов с учетом факторов года, района, сезона, судна (метод полной стандартизации). При обоих методах период промысла разделяется на сезоны длительностью от одного до нескольких месяцев.

В отдельные месяцы уловы могут заметно различаться, и чтобы эти различия не маскировали многолетнюю изменчивость, уловы за разные годы следует сравнивать в одни и те же сезоны. Для каждого региона, в силу специфики местных условий, сезоны могут быть различными (табл. 2), но для разных лет они должны быть одинаковыми.

Таблица 1. Характеристика лет, выбранных для расчета опорных значений запаса краба-стригуна опилио в разных районах

Зона / Подзона	Район	Год	Параметры базового ряда				
			Даты	q	Q	I	ССД
Баренцево море		2018	08.03–06.04	30	30	30	239
Западно-	Корякский	2013	02.05–20.06	37	50	27	52
Берингоморская	Наваринский	2017	16.05–16.07	62	61	60	139
Карагинская*		2014	10.06–21.07	42	42	42	56
	<i>A</i>	2017	20.05–31.12	211	226	197	1470
Северо-Охотоморская	<i>B</i>	2013	09.06–02.11	126	147	108	504
	<i>C</i>	2013	17.06–21.07	35	32	29	129
Восточно-	Северный	2018	10.07–13.08	35	35	36	82
Сахалинская	Южный	2016	08.08–13.11	61	98	38	71
Западно-Сахалинская		2018	28.03–27.04	28	31	25	56
	<i>A</i>	2015	08.03–29.12	248	297	207	669
Приморье	<i>B</i>	2018	28.01–21.05	51	114	23	74
	<i>C</i>	2018	01.09–12.11	39	73	21	67
	<i>D</i>	2018	04.01–23.02	50	51	49	222

Примечание. * — с учетом «перевоза» улова (см. ниже), q , Q , I — см. формулу (1).

Таблица 2. Сезоны, выделенные для разных единиц запаса краба-стригуна опилио

Зона/ Подзона	Месяц											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Баренцево море	н.д.	н.д.	(3–5)			6	(7–9)			н.д.	11	н.д.
Западно-Берингоморская	н.д.	н.д.	(3–7)					8	9	(10–11)		12
Карагинская	н.д.	(2–6)					7	(8–11)				н.д.
Северо-Охотоморская	н.д.	н.д.	н.д.	4	5	(6–8)			(9–10)		11	12
Восточно-Сахалинская	н.д.	н.д.	(3–4)		5	(6–7)		(8–9)		(10–12)		
Приморье	(1–5)					6	(7–10)				(11–12)	
Западно-Сахалинская	(1–4)				5	н.д.	н.д.	(8–9)		10	(11–12)	

Примечание. н.д. — нет данных.

Выделение сезонов осуществляли путем объединения соседних месяцев, если за ряд лет средние уловы, полученные одними и теми же судами в один и тот же год для каждого из сравниваемых месяцев, достоверно не различались. При наличии различий сравниваемые месяцы относили к разным сезонам. По Западно-Берингоморской зоне и Северо-Охотоморской подзоне подбор данных и их сравнение выполняли вручную

(Буяновский, Алексеев, 2017), по остальным регионам применяли дисперсионный анализ, результаты которого выводятся при стандартизации с помощью обобщенных линейных моделей (см. ниже).

При использовании метода частичной стандартизации для каждого района формировали массивы, включающие информацию о названии судна, годе, сезоне и улове (Буяновский, 2019 б). Каждый массив содержал данные за два соседних года, и поэтому их обработка (завершающаяся вычислением коэффициентов) далее будет называться попарной стандартизацией. Сформированный массив обрабатывали в программной среде R, рассчитывая коэффициенты обобщенной линейной модели (GLM-метод) с логарифмической функцией отклика (Буяновский, 2019 б). Каждый из коэффициентов показывает влияние на улов факторов года, сезона и судна (включающего типы и число ловушек, виды приманки, тактику лова и т.п.). Значения последних (далее — фактор судна) использовали в формуле расчета относительного годового прироста плотности запаса (Буяновский, 2019 б):

$$\frac{B^t}{B^{t-1}} = \frac{S^t}{S^{t-1}} \times \frac{\sum_{i=1}^P \left(\frac{p_i \times C_i^t \times E_i^t}{\sum_{k=1}^{K_i} f_k \times e_{k_i}^t} \right)}{\sum_{i=1}^P \left(\frac{p_i \times C_i^{t-1} \times E_i^{t-1}}{\sum_{k=1}^{K_i} f_k \times e_{k_i}^{t-1}} \right)}, \quad (2)$$

где t и $t-1$ — текущий и предшествующий годы, B — начальный промысловый запас, т, S — площадь, занимаемая запасом, км²; p_i — доля временной ячейки (выделенного сезона) от 0 до 1; C_i — средний суточный улов в ячейке, т/судо-сут.; E_i — суммарное промысловое усилие (судо-сут.) в ячейке; K_i — число судов в ячейке, e_{k_i} — промысловое усилие k -го судна (судо-сут.) в ячейке; f_k — коэффициент влияния фактора судна на величину суточного улова (фактор судна).

Если в сравниваемые годы промысел начинался в разные сезоны, то вводили поправки. Если в год, когда запас известен,

промысел начинался раньше, чем в год, когда он неизвестен, использовали формулу (Буяновский, 2019 б):

$$B_x = (B_0 - Y_0) \times \left(\frac{B_x}{B_0} \right), \quad (3a),$$

если — наоборот:

$$B_x = \left[B_0 \times \left(\frac{B_x}{B_0} \right) \right] + Y_x, \quad (3б)$$

где B_x , B_0 — начальные запасы в неизвестный и известный год соответственно, Y_0 и Y_x — вылов до наступления первого общего сезона в известный и неизвестный год соответственно; $\left(\frac{B_x}{B_0} \right)$ — коэффициент, рассчитываемый по формуле (2), если неизвестный год предшествовал известному, использовали обратное значение коэффициента.

При методе полной стандартизации массивы, включающие данные за все годы исследований (но не ранее 2013 г.), формировали для каждого региона. В отличие от метода частичной стандартизации, такой массив, помимо сведений о названии судна, годе, сезоне и улове включал сведения о районе (если их было больше одного). Алгоритм обработки был таким же, как при попарной стандартизации. Как и для краба-стригуна Бэрда, относительный годовой прирост плотности запаса считали как экспоненту коэффициента влияния фактора года (Буяновский, 2019, б)². Метод позволяет получать экстраполированные данные по уловам в те годы и в тех районах, где промысловой статистики не было или ее было недостаточно для применения метода частичной стандартизации. Кроме того, для ряда регионов метод использовали при выделении сезонов (см. выше), изначально задав их равными одному календарному месяцу.

² В действительности сравниваются стандартизированные уловы, но при их отношении коэффициенты влияния других факторов сокращаются, и, в итоге, различия определяются только фактором года.

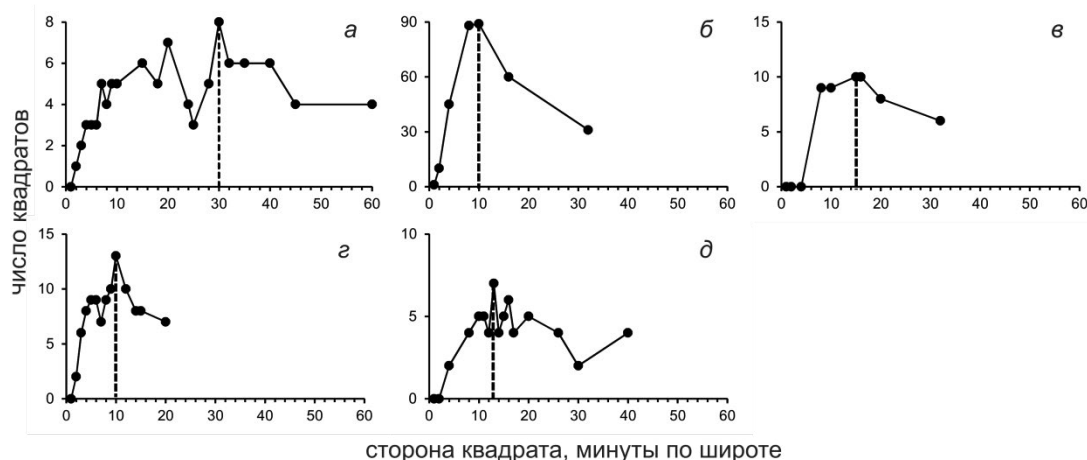


Рис. 2. Зависимость площади (числа учетных квадратов, с которых подано ≥ 10 ССД), обследованной при промысле краба-стригуна опилио, от размера стороны учетного квадрата в (а) Западно-Беринговоморской зоне в 2013 г., (б) Северо-Охотоморской и Западно-Камчатской подзонах в 2013 г., (в) Восточно-Сахалинской подзоне в 2016 г., (г) подзоне Приморье в 2014 г., (д) Западно-Сахалинской подзоне в 2018 г. Пунктиром показана выбранная сторона учетного квадрата.

Оценка прироста площади. При использовании метода Лесли оценка запаса выполняется не на всей площади, а только на участке, занимаемом промысловым скоплением (Буяновский, 2019 а). Из-за большой неопределенности при расчете площади методом оконтуривания, был предложен альтернативный подход, основанный на подсчете числа обследованных учетных площадок или квадратов (Буяновский, 2019, б). Квадрат считали обследованным, если из его пределов было подано ≥ 10 ССД³. Для вычисления стороны квадрата был разработан алгоритм (Буяновский, 2019, б), согласно которому длину стороны последовательно увеличивают, и в итоге выбирают ту, при которой число обследованных квадратов наибольшее (рис. 2). Как и для краба-стригуна Бэрда в качестве начальной стороны квадрата брали одну минуту по широте и две минуты по

долготе. Сумма обследованных квадратов характеризует обследованную площадь промыслового скопления.

Обследованная площадь не всегда равна реальной площади, занимаемой промысловым скоплением. Как правило, первая меняется вместе с изменением промыслового усилия — чем больше выполняется промысловых операций, тем большую площадь они охватывают, и — наоборот. В данной работе принято предположение, что реальная площадь промыслового скопления, из года в год не меняется (что для сравнительно малоподвижных донных беспозвоночных вполне закономерно), а изменения обследованной площади связаны с межгодовыми различиями в величине промыслового усилия. Если же удастся показать, что приращение обследованной площади не зависит от приращения усилия, это может указывать на возможность изменения реальной площади, и в этом случае поправку на отношение площадей, как отношение сумм обследованных квадратов, следует использовать для расчетов по формуле (2).

После оценок запаса по данным промысловой статистики выполняется инди-

³ В специальном исследовании, не вошедшем в данную публикацию, было показано, что при увеличении числа ССД, поданных из одного квадрата, коэффициент вариации улова снижается. При их числе, равном 10, скорость снижения заметно уменьшается.

каторная оценка изменений его состояния методом «светофора» и рассчитывается интегральная оценка его годового прироста. Здесь также был использован алгоритм, примененный к запасам краба-стригуна Бэрда (Буяновский, 2019 б). В качестве индикаторов использовали: относительный годовой прирост промыслового запаса по данным учетных съемок (индикатор 1), относительный годовой прирост доступного (см. ниже) запаса (2), относительный годовой прирост нестандартизированного среднего суточного улова (3), долю вылова от доступного запаса в более поздний из двух сравниваемых лет (4).

Данные учетных съемок взяты из материалов, обосновывающих общие допустимые уловы (Баканев, Павлов, 2019; «Крабы-стригуны...», 2018), подготовленные специалистами филиалов ВНИРО: С.В. Баканевым, В.А. Павловым (ПИНРО), В.Н. Кобликовым, А.Г. Слизкиным, П.А. Федотовым, И.С. Черниенко (ТИНРО), А.Г. Васильевым, Е.А. Метелевым, С.В. Клинушкиным (МагаданНИРО), П.Ю. Ивановым, Э.Р. Шагиняном (КамчатНИРО), Е.Р. Первеевой (СахНИРО), В.Н. Шаленко (ХФ ВНИРО).

В соответствии с определением (Буяновский, 2019 а) доступным запасом является та часть промыслового запаса, которая может быть добыта в промысловом скоплении. За пределами скоплений, где промысел не ведется, существует оставшаяся, фоновая, часть промыслового запаса, характеризующая более низкой плотностью. Оценка всего промыслового запаса, включая его фоновую часть, может быть выполнена только при проведении учетной съемки. Описанные выше методы оценки запаса по данным промысловой статистики позволяют оценивать именно доступный запас.

Расчет среднегодового суточного улова выполнен путем усреднения всех ССД, относящихся к промышленному и прибрежному ловушечному лову, и поданных в течение года из региона без разделения на районы. Данные ССД, поданных из Западно-Беринговоморской зоны к западу от 171° в.д.,

(рис. 1 б) использованы для уточнения уловов в соседней, Карагинской, подзоне (см. «Результаты»).

Каждому из выбранных индикаторов ежегодно присваивается один из трех цветов светофора (Буяновский, 2019 б). Индикаторам 1–2 зеленый цвет присваиваются, если годовой рост запаса превышает 20%, красный — если снижение превышает 20%, желтый — роста или снижения не более 20% (табл. 3). Индикатору 3 зеленый цвет присваивается, если в более поздний из двух сравниваемых лет уловы достоверно выше ($p < 0,05$), красный — ниже, желтый — различия в уловах недостоверны. Индикатору 4 зеленый цвет присваивается, если доля вылова менее 32%: данная величина равна 90-му перцентилю доверительного интервала для среднего по всем зонам/подзонам без разделения на районы. Красный цвет присваивается, если доля вылова выше 65% — взята по аналогии с таковой для краба-стригуна Бэрда. При остальных значениях индикатору присваивается желтый цвет.

Интегральная оценка прироста определяется сочетанием цветов индикаторов (Буяновский, 2019 б). Если все индикаторы одного цвета, то относительный годовой прирост запаса такой же, как у приоритетного индикатора — оценок по данным учетных съемок (№ 1). Если один или два вспомогательных индикатора (№ 2–4) иного цвета, чем приоритетный, интегральный прирост оценивается по средней величине для индикаторов 1–3. Если иной цвет обнаруживался у всех вспомогательных индикаторов, то в зависимости от цвета индикатора 1 берется одно из значений индикаторов 2–3: если он зеленый, то берется наибольшее значение, если желтый — то, которое ближе к 1, если красный — наименьшее из двух значений (табл. 3). Если определить цвет индикатора 1 невозможно, то используют среднее значение для индикаторов 2–3.

На заключительном этапе рассчитывается скорректированная оценка запаса. Для этого берут все оценки запаса, выполненные по репрезентативным данным учет-

Таблица 3. Алгоритм расчета скорректированной оценки запаса на примере краба-стригуна опилю в Баренцевом море (объяснение в тексте)

Шаг 1. Исходные данные для определения индикаторов			
	2016	2017	2018
Запас по данным учетных съёмок, тыс. т	436	489	601
Доступный запас, тыс. т	24,3	30,8	32,0
Среднегодовой суточный улов, т/судо-сут.	8,0	8,7	9,3
Вылов, тыс. т	1,5	7,7	9,7
Шаг 2. Расчет прироста запаса и определение цветов индикаторов			
№ и название индикатора	2017/2016	2018/2017	
1. Прирост запаса по данным учетных съёмок	1,12 (ж)	1,23 (з)	
2. Прирост доступного запаса	1,27 (з)	1,04 (ж)	
3. Прирост среднегодовых уловов	1,09 (з)	1,06 (з)	
4. Доля вылова от доступного запаса	0,25 (з)	0,30 (з)	
Шаг 3. Расчет интегральной оценки прироста запаса			
	2017/2016	2018/2017	
Прирост	1,09	1,11	
Комментарий	По индикаторам 2—3 взято значение ближе к 1	Среднее по индикаторам 1—3	
Шаг 4. Расчет скорректированной оценки запаса, тыс. т			
	2015	2016	2017
Пересчет от 2016 г.	436	476	529
Пересчет от 2017 г.	448	489	543
Пересчет от 2018 г.	496	541	601
Среднее ± 90% доверительный интервал	460±30	502±33	557±36

Примечание. з, ж, к — соответствующие цвета светофора.

ных съемок, и от каждой оценки делается пересчет рекуррентным способом с использованием интегральных оценок прироста. По результатам рассчитывается среднее значение и соответствующий ему доверительный интервал (табл. 3).

РЕЗУЛЬТАТЫ

Зона Баренцево море. Опорное значение доступного запаса в 2018 г. (табл. 1, 3) составило $32,0 \pm 10,1$ (здесь и далее средние значения приводятся с 90% доверительным

интервалом) тыс. т. Расчет годового прироста выполняли по формуле (2). В течение трех лет промысел велся приблизительно в одних и тех же границах, и при оценках доступного запаса поправку на площадь не вводили. Динамика запаса по данным учетных съемок и ее скорректированная оценка в 2016–2017 гг. отличались незначительно (табл. 3).

Зона Западно-Беринговоморская.

Опорное значение доступного запаса в Корякском районе в 2013 г. составило $0,46 \pm 0,01$ тыс. т, Наваринском в 2017 г. — $6,03 \pm 0,22$ тыс. т.

В Корякском районе уменьшение обследованной площади в 2016 г. может быть связано со снижением усилия, то же относится и к 2018 г. (рис. 3 а). Исходя из предположения о стабильности реальной площади, занимаемой промысловым скоплением, при расчете прироста запаса по формуле (2) поправку на площадь не вводили (отношение площадей считали равным 1).

В Наваринском районе обследованная площадь заметно уменьшилась в 2016 г. и в дальнейшем, несмотря на увеличение усилия, оставалась стабильной (рис. 3 б). Если бы реальная площадь промыслового скопления, оставалась постоянной, то после 2016 г. обследованная площадь должна была бы

увеличиться вместе с ростом усилия. Так как этого не произошло, был сделан вывод о снижении реальной площади в 2015/2016 гг. с 6 до 4 квадратов, что соответствует поправке в формуле (2), равной 2/3.

В Корякском районе в 2018 г. промысла практически не было, и коэффициент годового прироста за период 2018–2017 гг. был рассчитан методом полной стандартизации. В остальных случаях для расчета использовали формулы (2) – (3).

Доступный запас для всей зоны оценивали, суммируя его значения из обоих районов. Для расчета скорректированных оценок запаса использовали данные учетных съемок 2013–2016 гг. Заметные расхожде-

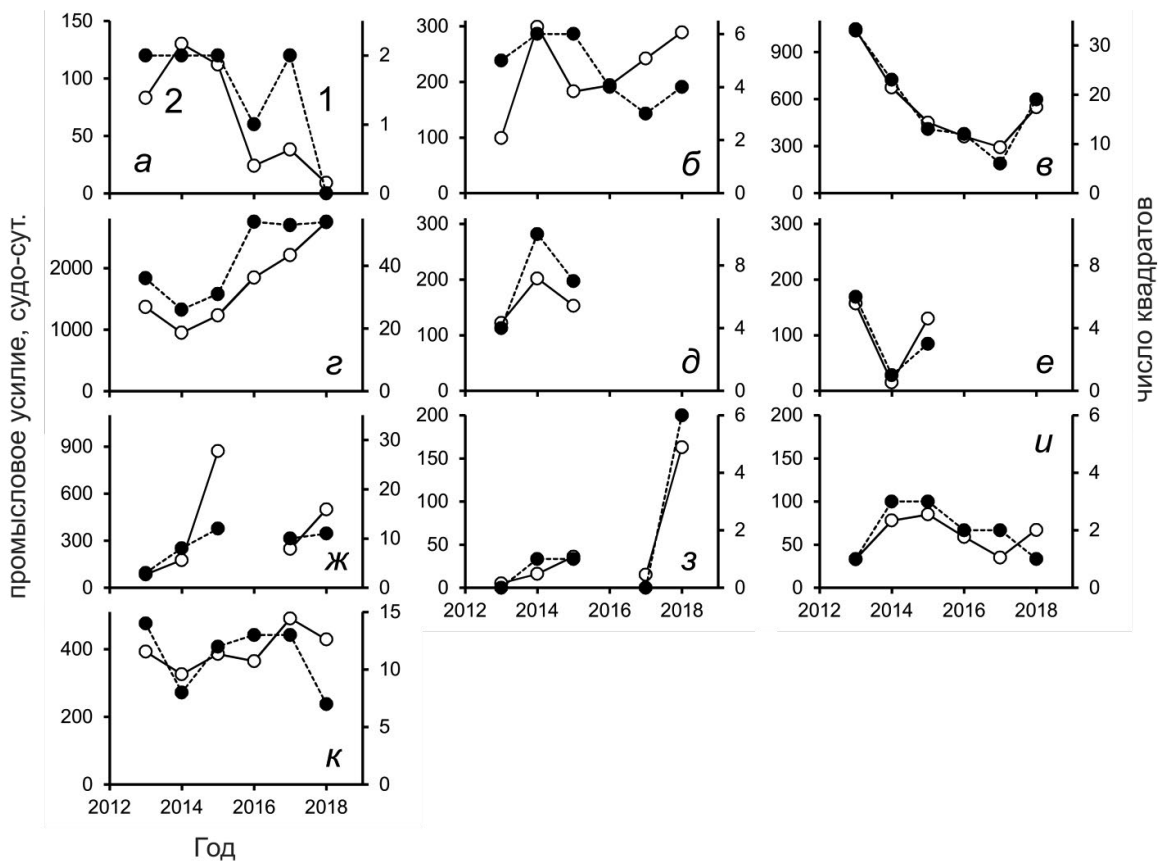


Рис. 3. Динамика обследованной площади (1, число квадратов, с которых подано ≥ 10 ССД) и промыслового усилия (2, судо-сут.) в разных районах: а — зона Западно-Берингоморская, Корякский район; б — там же, Наваринский район; в–г — подзоны Северо-Охотоморская и Западно-Камчатская, районы В и А соответственно; д–е — подзона Восточно-Сахалинская, северо-восточный и юго-восточный районы соответственно; ж–к — подзона Приморье, районы А–Д соответственно.

ния, между скорректированными оценками и оценками по данным учетных съемок, отмеченные для 2017–2018 гг. (табл. 4), могли быть связаны с тем, что в эти годы учетные съемки охватывали не всю акваторию, занимаемую промысловым запасом.

Подзона Карагинская. Промысловая статистика отсюда наименее надежна, поскольку регулярно производится «перевозка улова» в соседнюю Западно-Берингоморскую зону (Буяновский, Алексеев, 2017). Чтобы преодолеть связанное с этим затруднение в оценках запаса был проведен дополнительный анализ ССД, подававшихся из обоих регионов. Между 170° (граница

между регионами) и 171° в.д. промысловых скоплений нет, и поэтому все ССД подававшиеся с этого участка (рис. 1 б), входящего в Западно-Берингоморскую зону, относили к Карагинской подзоне. Далее, если судно в один день из одних и тех же координат подавало сообщение из двух регионов, то улов суммировали, а ССД относили к Карагинской подзоне: происхождение улова легко определялось по координатам подачи ССД в соседние дни. Сформированный таким образом массив, как привило, характеризовался и более высокими уловами, и более значительным годовым выловом. Исходя из этих данных, были пересчитан не только доступ-

Таблица 4. Расчет скорректированной оценки запаса краба-стригуна опилио в Дальневосточных морях России

Регион	Год	Исходные данные				Прирост по индикаторам 1–3, год t / год $t-1$ (цвет)			Индикатор 4 (цвет)	Интегральный прирост	Скорректированный запас тыс. т
		1	2	3	4	5	6	7			
Зона Западно-Берингоморская	2013	9,5	3,7	3,3	-	1,31	1,15	0,96	-	1,15	9,3 ± 0,8
	2014	12,4	4,3	3,2	0,9	(з)	(ж)	(ж)	0,32 (ж)		10,7 ± 0,9
	2015	12,5	5,4	4,8	1,0	1,01	1,26	1,52	0,33 (ж)	1,26	13,5 ± 1,2
						(ж)	(з)	(з)			
	2016	12,3	6,4	4,4	1,0	0,98	1,18	0,91	0,20 (з)	1,02	13,58 ± 1,2
						(ж)	(ж)	(ж)			
	2017	7,6	7,1	5,6	1,2	0,62	1,10	1,27	0,22 (з)	1,10	15,2 ± 1,3
						(к)	(ж)	(з)			
Подзона Карагинская	2013	н.д.	9,4	6,9	2,1	н.д.	1,33	1,22		1,28	19,4 ± 1,7
	2014	н.д.	9,4	6,9	2,1		(з)	(з)	0,22 (з)		
	2013	2,0	1,7	4,8	-	1,48	0,73	1,48	-	1,23	2,7 ± 0,6
	2014	2,9	1,2	7,0	0,8	(з)	(к)	(з)	0,63 (к)		3,3 ± 0,7
	2015	6,0	1,12	6,8	0,3	2,08	0,96	0,97	0,29 (з)	1,34	4,5 ± 1,0
						(з)	(ж)	(ж)			
	2016	н.д.	2,4	12,4	1,3	н.д.	2,01	1,82	0,52 (ж)	1,91	8,6 ± 2,3
						(з)	(з)	(з)			
	2017	7,2	1,8	9,8	1,4	н.д.	0,77	0,81	0,74 (к)	0,79	6,8 ± 1,5
	2018	н.д.	1,4	5,8	1,0	н.д.	0,74	0,59		0,66	
						(к)	(к)	(к)	0,73 (к)		5,3 ± 1,8

Таблица 4. Продолжение

Регион	Год	Исходные данные				Прирост по индикаторам 1–3, год t / год $t-1$ (цвет)			Индикатор 4 (цвет)	Интегральный	Скорректированный запас
		1	2	3	4	5	6	7		прирост	тыс. т
Подзоны Северо-Охотоморская и Западно-Камчатская	2013	120,9	33,7	4,2	-	н.д.	1,41	1,45	-	1,43	120,9
	2014	н.д.	47,5	6,1	12,0		(з)	(з)	0,27 (з)		172,7
	2015	н.д.	51,3	7,1	12,0	-	1,08	1,17		1,12	
							(ж)	(з)	0,26 (з)		194,2
	2016	н.д.	46,4	6,2	13,6	н.д.	0,90	0,91		0,91	
							(ж)	(ж)	0,33 (ж)		175,8
	2017	-	47,4	6,2	15,8	н.д.	1,02	0,99		1,01	
							(ж)	(ж)	0,37 (ж)		177,0
Подзона Восточно-Сахалинская	2016	н.д.	6,7	5,0	-	н.д.	1,24	1,23	-	1,24	18,1
	2017	н.д.	8,4	6,1	1,5		(з)	(з)	0,18 (з)		22,4
	2018	16	5,7	4,6	1,6	н.д.	0,68	0,75			
							(к)	(к)	0,28 (з)	0,71	16,0
Подзона Западно-Сахалинская	2017	4,5	0,7	3,7	-	1,04	1,27	0,71	-	1,01	4,6 ± 0,1
	2018	4,7	0,9	2,6	0,5	(ж)	(з)	(к)	0,44 (ж)		4,6 ± 0,1
Подзона Приморье (к югу от м. Золотой)	2013	26,3	4,9	4,0	-	0,83	1,01	0,67	-	0,84	23,4 ± 3,9
	2014	21,9	5,2	2,7	0,7	(ж)	(ж)	(к)	0,14 (з)		20,1 ± 3,3
						0,71	1,44	1,11		1,11	
	2015	15,6	6,5	2,9	3,1	(к)	(з)	(з)	0,48 (ж)		22,3 ± 3,7
						1,55	0,83	1,00		1,00	
	2016	24,1	5,8	2,9	0,2	(з)	(ж)	(ж)	- *		22,3 ± 3,7
						н.д.	1,15	0,87		1,13	
	2017	н.д.	6,7	3,3	1,2		(ж)	(ж)	0,18 (з)		25,3 ± 4,2
						н.д.	0,87	0,81		0,84	
	2018	3,7	5,2	2,7	3,5		(ж)	(к)	0,67 (к)		20,0 ± 3,3

Таблица 4. Окончание

Регион	Год	Исходные данные				Прирост по индикаторам 1–3, год t / год $t-1$ (цвет)			Индикатор 4 (цвет)	Интегральный	Скорректированный запас
		1	2	3	4	5	6	7		прирост	тыс. т
Подзона Приморье (к северу от м. Золотой)	2013	н.д.	14,6	2,9	-	н.д.	1,13	1,29	-	1,21	$29,6 \pm 30,2$
	2014	н.д.	16,5	3,8	1,3		(ж)	(з)	0,08 (з)		$35,8 \pm 36,5$
	2015		15,7	16,5	5,0	н.д.	1,00 (ж)	1,31 (з)	0,10 (з)	1,15	$41,3 \pm 42,1$
	2016	н.д.	14,0	4,3	1,5	н.д.	0,85 (ж)	0,78 (к)	0,11 (з)	0,82	$33,7 \pm 34,3$
	2017	н.д.	11,2	3,9	1,7	н.д.	0,80 (ж)	0,92 (ж)	0,15 (з)	0,86	$28,8 \pm 29,4$
	2018	37,1	8,1	3,4	1,6	н.д.	0,73 (к)	0,86 (к)	0,19 (з)	0,79	$22,9 \pm 23,4$

Примечание. Заголовки столбцов: 1 — запас по данным учетных съемок, тыс. т; 2 — доступный запас, тыс. т; 3 — средний суточный улов, т/судо-сут.; 4 — вылов, тыс. т; 5–7 — годовые приросты запаса по данным учетных съемок, доступного запаса и среднего годового улова соответственно; з, ж, к — соответствующие цвета светофора, присваиваемые индикаторам; н.д. — нет данных; * — по организационным причинам промысел был ограничен, цвет индикатора не определяли.

ный запас, но и средние суточные (нестандартизированные) уловы.

Опорное значение доступного запаса в 2014 г. составило $1,22 \pm 0,06$ тыс. т. Обследованная площадь во все годы практически не менялась. Годовой прирост доступного запаса считали по формулам (2) — (3).

Все оценки, выполненные по данным учетных съемок (2013–2015, 2017 гг.) находились в пределах доверительных границ скорректированных оценок (табл. 4). Максимальный годовой прирост, равный 91% отмечен для периода 2016/2015 гг. От других лет 2015 г. отличался существенно меньшим числом ССД, указывающих на «пере-

возку» улова (см. выше). Возможно, они не были показаны в официальной статистике, и потому расчетная величина доступного запаса, так же как и значение среднегодового суточного улова в этот год оказались заниженными.

Подзоны Северо-Охотоморская и Западно-Камчатская. Опорные значения доступного запаса в районах В и С (рис. 1 в) в 2013 г. составили $8,94 \pm 0,04$ и $2,24 \pm 0,20$ тыс. т, соответственно. В районе А в 2017 г. оно составило $29,90 \pm 0,12$ тыс. т.

В районе С обследованная площадь в 2014 г. снизилась по сравнению с 2013 г. в 2 раза, усилие — в 3,2 раза. С 2015 г. про-

мысел практически не велся. Исходя из этого, представляется, что реальная площадь промыслового скопления здесь постепенно уменьшалась — с 8 квадратов в апреле-августе 2013 г. до 4 в тот же период 2014 г. и далее — до 1 (минимум) в 2015–2018 гг. В районе В динамика обследованной площади была тесно скоррелирована с динамикой промыслового усилия (рис. 3 в), и нет оснований считать, что реальная площадь не оставалась постоянной. В районе А в 2013–2016 гг. эти показатели также были скоррелированы, а в 2016–2018 гг., несмотря на рост усилия, обследованная площадь оставалась неизменной (рис. 3 г). Скорее всего, в 2016–2018 гг. скопление осваивалось по всей его площади, то есть обследованная площадь совпала с реальной. Следовательно, и в этом районе поправку на изменение площади в формулу (2) вводить нецелесообразно.

При расчете коэффициентов годового прироста доступного запаса полную стандартизацию применяли только для района С при (рекуррентной) оценке запаса в 2015–2018 гг. Для расчета прироста средних суточных (не стандартизированных) уловов данные по Северо-Охотоморской и Западно-Камчатской подзонах были объединены. Вылов считали, суммируя данные из обеих подзон.

Учетные съемки в 2013–2014 и 2017 гг. охватывали не всю акваторию, занимаемую запасом. Согласно данным наиболее полной съемки, выполненной в 2012 г. оцененный запас составил 120,9 тыс. т. Допуская (так же как и коллеги из Магадан-НИРО), что в 2013 г. запас не изменился, значение 2012 г. было использовано для расчета скорректированной оценки (табл. 4). Максимальный прирост доступного запаса в 2014–2013 гг. составил 41%.

В подзоне Западно-Камчатская площадь участка, где велся промысел, составляла в 2018 г. 5,5% от площади района А, где доступный запас в этот год составил 31,9 тыс. т. Если допустить, что в пределах района запас распределен равномерно, то на участке подзоны Западно-Камчатская он со-

ставит 1,8 тыс. т. Вылов в 0,14 тыс. т равный 8% от доступного запаса был существенно ниже, чем в соседней Северо-Охотоморской подзоне (табл. 4).

Подзона Восточно-Сахалинская. Опорное значение доступного запаса в северо-восточном районе (рис. 1 г) в 2018 г. составило $2,45 \pm 0,32$ тыс. т, в юго-восточном — в 2016 г. $4,2 \pm 0,63$ тыс. т. В обоих районах ежегодная обследованная площадь коррелировала с величиной промыслового усилия (рис. 3 д, е), не опровергая предположения о постоянстве реальной площади промыслового скопления. Соответственно, поправок на изменение площади в формулу (2) не делали.

При расчете годового прироста доступного запаса для южного скопления, где в 2017 г. промысел был ограничен, использовали полную стандартизацию. В остальных случаях применяли формулы (2) — (3).

После открытия промысла в 2016 г. учетных съемок не проводили. Для расчета скорректированной оценки использовали данные Е. Р. Первеевой и И. С. Черниенко, согласно которым, на основе модели Деризо-Шнюте (Черниенко, 2016) в 2018 г. запас должен был составить 16 тыс. т. По скорректированным данным (табл. 4) максимальный прирост запаса составил 24%.

Подзона Приморье. В районе А (залив Петра Великого, рис. 1 д) опорное значение доступного запаса составило в 2015 г. $3,59 \pm 0,04$ тыс. т. В 2013–2014 г. увеличение обследованной площади совпадало с увеличением промыслового усилия (рис. 3 ж), а в 2014–2015 г. прирост усилия был выше прироста площади. В 2018 г. по сравнению с 2017 г. усилие было меньше, но обследованная площадь осталась практически такой же, как в 2015 г. Вероятно, в эти годы здесь, так же как и в районе А Северо-Охотоморской подзоны обследованная площадь совпала с реальной. С учетом всех этих обстоятельств поправку на площадь в формулу (2) не вводили. Коэффициенты ежегодного прироста доступного запаса считали по формулам (2) — (3), за исключением периодов 2016/2015 и 2017/2016 гг., когда из-за от-

сутствия промысла в 2016 г., пришлось применить метод полной стандартизации.

В районе *B* опорное значение доступного запаса составило в 2018 г. $0,68 \pm 0,02$ тыс. т. Динамика обследованной площади была скоррелирована с динамикой промыслового усилия (рис. 3, з), не опровергая предположения о постоянстве реальной площади, занимаемой промысловым скоплением. Так же как и в районе *A* годовые приросты по отношению к 2016 г. считали методом полной стандартизации.

В районе *C* опорное значение доступного запаса составило в 2018 г. $0,60 \pm 0,14$ тыс. т. В 2013–2017 гг. динамика обследованной площади была скоррелирована с динамикой промыслового усилия. В 2018 г. на фоне роста усилия число обследованных (подано ≥ 10 ССД) квадратов уменьшилось (рис. 3 и). Тем не менее, число квадратов, в которых было подано 5–9 ССД в 2017 г. было равно 1, а в 2018–5 ССД. При таких данных, базируясь на предположении о постоянстве реальной площади промыслового скопления, было принято решение не вводить поправок на площадь в формулу (2).

В районе *D* опорное значение доступного запаса составило в 2018 г. $8,24 \pm 0,80$ тыс. т. В 2013–2017 гг. динамика обследованной площади была скоррелирована с динамикой промыслового усилия, а в 2017–2018 г. площадь, по сравнению с усилием, уменьшилась значительно сильнее (рис. 3 к). Среднее значение промыслового усилия в квадрате выросло с 32 судо-сут. в 2017 г. до 46 судо-сут. в 2018 г. Все это указывает на возможность уменьшения реальной площади промыслового скопления, и поэтому в формулу (2) была введена поправка на площадь, равная 0,7 для периода 2018/2017 гг.

До 2018 г. учетные съемки в подзоне проводили отдельно — на акваториях к северу и югу от м. Золотой ($47^{\circ}20'$ с.ш.), границе между Хабаровским и Приморским краями. Поскольку годы выполнения съемок не всегда совпадали, то оценить объединенный запас по их данным для ряда лет не представляется возможным. Поэтому при

корректировке оценок запаса каждая из акваторий рассматривалась отдельно (табл. 4). Районы *A–C* целиком расположены к югу от м. Золотой (рис. 1 д), а район *D* — в основном, к северу от него. Для этого района доли доступного запаса на каждой из двух акваторий считали пропорционально числу точек, откуда подавали ССД. В итоге для расчета скорректированной оценки запаса к югу от м. Золотой (табл. 4) использовали объединенные данные по доступному запасу из районов *A–C* и частично — из района *D*, а — к северу от м. Золотой — только из района *D* (частично).

К югу от м. Золотой репрезентативные учетные съемки были выполнены в 2013–2016 гг. Промысловый запас по их данным принимали как биомассу морфометрически зрелых, «широкопалых» (Иванов, Соколов, 1997), самцов шириной карапакса свыше 100 мм. Межгодовые колебания скорректированных оценок запаса варьировали в пределах 16%, а их абсолютные значения — от 20 до 25 тыс. т (табл. 4). К северу от м. Золотой в 2013–2018 гг. было выполнено две учетных съемки. Сильный разброс в оценках запаса обусловил сравнительно широкие границы доверительного интервала для скорректированной оценки.

Подзона Западно-Сахалинская. Промысел открылся в 2017 г. Опорное значение доступного запаса в этот год составило $0,72 \pm 0,03$ тыс. т. Уменьшение обследованной площади в 2018 г. совпало с уменьшением величины промыслового усилия, и поэтому поправку на площадь в формулу (2) не вводили. Согласно скорректированной оценке запас в 2018 г. остался на уровне 2017 г. (табл. 4).

ОБСУЖДЕНИЕ

Так же как и для краба-стригуна Бэрда (Буяновский, 2019 б), скорректированные оценки запасов краба-стригуна опилио были близки к оценкам по данным репрезентативных учетных съемок (табл. 4). Когда учетные съемки были выполнены не в полном

объеме, скорректированные оценки показывали более высокие значения. Все это подтверждает, что значения скорректированных оценок, учитывающие данные промысловой статистики, могут заменить результаты учетных съемок в качестве входных данных для настройки моделей и дальнейшего прогнозирования (Буяновский, 2019 б). Вместе с тем, так же как и результаты расчета по моделям, скорректированные оценки должны постоянно опираться на материалы учетных съемок, на основе которых и выполняется корректировка (табл. 3).

Зависимость между выловом и приростом доступного запаса на следующий год (рис. 4) показывает, что низкая промысловая смертность не всегда является причиной уменьшения ресурса. Тем не менее, видна отчетливая тенденция, что при изъятии доступного запаса свыше 40%, на следующий год его величина снижается. Единственное положительное значение относится к подзоне Западно-Сахалинская, где исследования ограничены 2 годами, и оценки являются сугубо предварительными. Поскольку оценку вылова и доступного запаса можно выполнять в текущем году, то долю изъятия следует учитывать при обосновании ОДУ на следую-

щий год, не допуская, чтобы прогнозируемый вылов был более 40% от ожидаемого доступного запаса. Для оценки ожидаемого значения можно использовать какой-нибудь из немодельных методов (Бабаян и др., 2018), опираясь на данные таблицы 4.

Наряду с формулами (2) — (3), лежащими в основе метода частичной стандартизации, годовой прирост доступного запаса можно оценивать, в рамках попарной стандартизации, рассчитывая экспоненту (при логарифмической функции отклика) коэффициента влияния фактора года. Для краба-стригуна Бэрда результаты расчета по формулам (2) — (3), дали лучшие оценки (Буяновский, 2019 б), чем результаты сравнения стандартизированных уловов, вычисленных в рамках метода попарной стандартизации. Для краба-стригуна опилио аналогичное сопоставление показало высокую степень сходства (рис. 5). В первом варианте, когда не учитывали поправку на смещение сроков промысла, только в одном случае расчет по первому методу завысил прирост, а в другом — расчет по второму методу сильно занижил его (рис. 5 а). При учете данной поправки добавился еще один случай, когда расчет в рамках попарной стандартизации также чрезмерно занижил прирост (рис. 5 б).

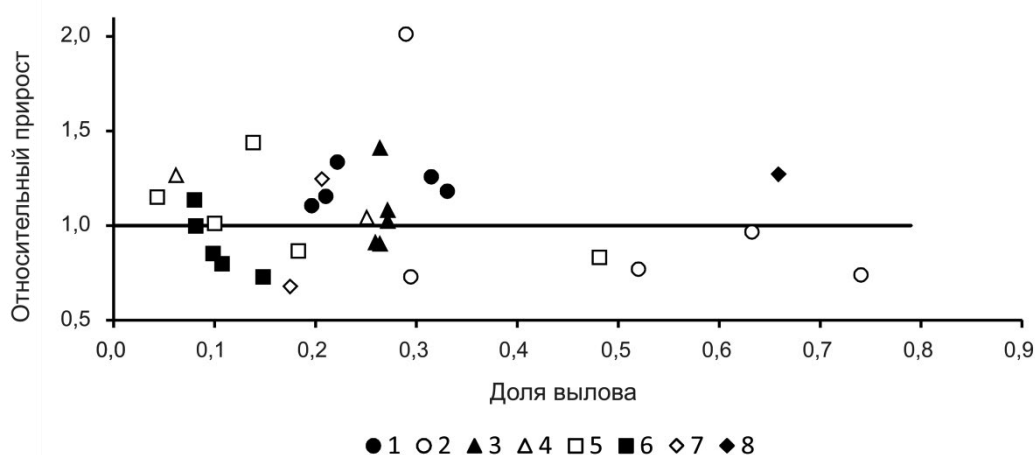


Рис. 4. Зависимость годового прироста доступного запаса от доли его изъятия в предыдущем году. Зоны: 1 — Западно-Беринговоморская, 4 — Баренцево море; подзоны: 2 — Карагинская, 3 — Северо-Охотоморская и Западно-Камчатская, 5—6 — Приморье к северу и югу от м. Золотой соответственно, 7 — Восточно-Сахалинская, 8 — Западно-Сахалинская.

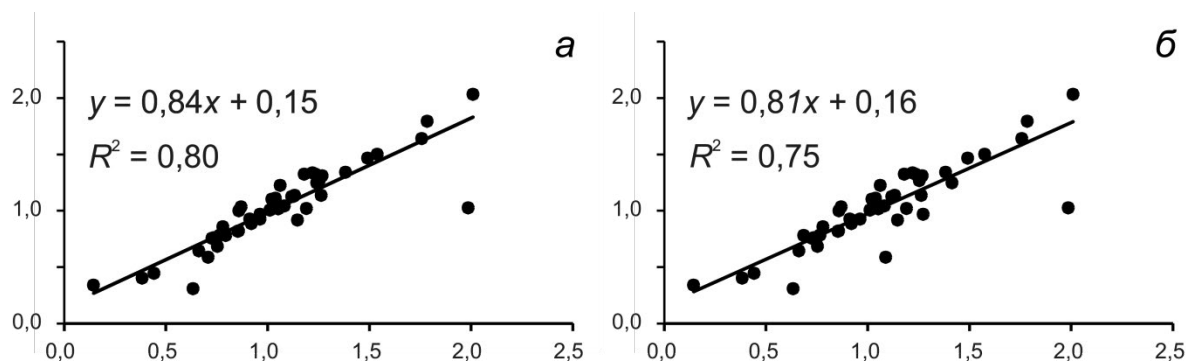


Рис. 5. Зависимость годового прироста доступного запаса краба-стригуна опилио, оцениваемого методом попарной стандартизации от прироста, оцениваемого методом частичной стандартизации без учета (а) и с учетом (б) различий в сроках начала промысла.

Попарная стандартизация является одним из этапов метода частичной стандартизации, позволяющим вычислить коэффициенты влияния фактора судна для их последующего использования в формуле (2). Она не позволяет оценить годовой прирост запаса, если в один из сравниваемых годов в районе нет промысла. Это можно сделать методом полной стандартизации, когда анализируются данные из разных районов зоны или подзоны за многолетний период. У метода есть два недостатка: во-первых, при появлении новых данных, все коэффициенты надо заново пересчитывать, и, во-вторых, при использовании логарифмической функции отклика расчетный годовой прирост во всех районах будет одинаковым, что не всегда соответствует действительности (табл. 4).

Таким образом, оценка годового прироста доступного запаса через отношение стандартизированных уловов, вычисленных в рамках метода попарной стандартизации, вполне приемлема. Важным преимуществом по отношению к другим методам является быстрота расчета. Если же полученная оценка вызывает сомнение, ее можно проверить методом частичной стандартизации, когда по формулам (2) – (3), сравниваются данные, собранные в одни и те же сезоны. Это особенно актуально, если в сравниваемые годы сроки начала промысла сильно различаются. Метод полной стандартизации, учитывая указанные выше недостатки, лучше исполь-

зовать как вспомогательный, когда необходимо оценить доступный запас, в районах, где промысел в отдельные годы не выполнялся.

Итак, результаты, полученные по крабам-стригунам Бэрда (Буяновский, 2019 б) и опилио показывают, что корректировка оценки запаса с привлечением промысловой статистики, дает тем более точные значения, чем чаще выполняются учетные съемки. И хотя предлагаемый алгоритм позволяет рассчитать запас в годы отсутствия съемок (табл. 4), накопление таких лет неизбежно приведет к искажению информации.

Во время промысла эксплуатируется только часть запаса, сосредоточенная в промысловых скоплениях — доступный запас. Предварительные данные показывают, что при изъятии свыше 40% велика вероятность его уменьшения на следующий год. Поэтому при обосновании ОДУ данное значение можно использовать как еще один ограничитель, обеспечивающий устойчивость эксплуатации запаса.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Алексеев Д. О., Буяновский А. И., Бизиков В. А. Принципы построения единой стратегии регулирования промысла крабов в морях России // *Вопр. рыболовства*. 2017. Т. 18. № 1. С. 21–41.

Бабаян В. К., Бобырев А. Е., Булгакова Т. И. и др. Методические рекоменда-

ции по оценке запасов приоритетных видов водных биологических ресурсов. М.: Изд-во ВНИРО, 2018. 312 с.

Баканев С.В., Павлов В.А. Краб-стригун опилио // Состояние биологических ресурсов Баренцева и Белого моря в 2019 г. Мурманск: ПИНРО им. Н.М. Книповича, 2019. С. 45–47.

Буяновский А.И. Использование промысловой статистики для районирования акватории при исследовании морских донных беспозвоночных // Вопр. рыболовства. 2018. Т. 19. № 1. С. 115–126.

Буяновский А.И. К использованию моделей истощения для оценки промысловых запасов крабов // Там же. 2019 а. Т. 20. № 1. С. 107–122.

Буяновский А.И. Использование промысловой статистики для оценки динамики запаса краба-стригуна Бэрда // Там же. 2019 б (в печати).

Буяновский А.И., Алексеев Д.О. Промысловая статистика как индикатор состояния запаса промысловых беспозвоночных // Там же. 2017. Т. 18. № 3. С. 268–282.

Иванов Б.Г., Соколов В.И. Краб-стригун *Chionoecetes opilio* (Crustacea Decapoda, Brachyura Majidae) в Охотском и Беринговом морях // Arthropoda Selecta. 1997. Т. 6. Вып. 3–4. С. 63–86.

Карасев А.Н. Краб-стригун опилио северной части Охотского моря (особенно-

сти биологии, запасы, промысел). Магадан: Новая полиграфия, 2014. 194 с.

Крабы-стригуны — 2018 (путинный прогноз). Владивосток: ТИНРО-Центр, 2018. 141 с.

Лакин Г.Ф. Биометрия. М.: Высш. школа, 1990. 352 с.

Первеева Е.Р. Распределение и биология стригуна опилио *Chionoecetes opilio* (Fabricius, 1788) в водах, прилегающих к о. Сахалин. Автореферат дисс. ... канд. биол. наук. Южно-Сахалинск.: СахНИРО, 2006. 22 с.

Федотов П.А. Текущее состояние запасов краба-стригуна берди и ближайшие перспективы его промысла в западно-беринговоморской зоне // Природные ресурсы, их современное состояние, охрана, промысловое и техническое использование. Петропавловск-Камчатский: Изд-во КГТУ, 2017. С. 181–185.

Черниенко И.А. Моделирование динамики запаса колючего краба *Paralithodes brevipes* южных Курильских островов конечно-разностной моделью с запаздыванием // Изв. ТИНРО. 2016. Т. 185. С. 1–10.

Шагинян Э.Р. Состояние запаса и оценка численности синего краба (*Paralithodes platypus* Brandt) Западно-Камчатской подзоны в путину 2013 г. // Исслед. вод. биол. ресурсов Камчатки и Северо-западной части Тихого океана. 2014. Вып. 35. С. 56–62.

THE SNOW CRAB STOCKS DYNAMICS IN THE RUSSIAN SEAS: ATTEMPT OF THE CORRECTED ASSESSMENT APPLICATION

© 2020 y. A. I. Buyanovsky

Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography (VNIRO), Moscow, 107140

Dynamics of the snow crab stocks from different Russian seas is given for the period 2013–2018. The stocks assessments were made by the original algorithm which allows to correct data of research surveys by fisheries statistics (corrected stock assessment). Algorithm application to cases of both fisheries in spatially isolated patches and years of missed research surveys are examined particularly. Generally the difference between the data of representative research surveys and corrected stock assessments are not great. If the yield exceed 40 percent from the available stock the last trends to reduce next year.

Keywords: fisheries, catch per effort (CPUE), stock assessment, snow crab, general linear models, traffic-light method, TAC

Компьютерная верстка

А.А. Шимчук

Свидетельство о регистрации средства массовой информации ПИ №ФС77-45410
от 15 июня 2011 г. в Федеральной службе по надзору в сфере связи, информационных
технологий и массовых коммуникаций (Роскомнадзор)
Учредитель — ФГБНУ «ВНИРО»

Подписано в печать 25.02.2020 г.

Печать офсетная

Формат бумаги 60×90 1/8

Бумага 70 г/м²

Тираж 100 экз.

Редакция журнала «Вопросы рыболовства»
Тел.: 8 (499) 264-65-33, e-mail: vr@vniro.ru

Отпечатано в типографии Book Jet
390005, г. Рязань, ул. Пушкина, д. 18

Сайт: <http://bookjet.ru>

Почта: info@bookjet.ru

Тел.: +7(4912) 466-151