

Промысловые виды и их биология

УДК 597.551.2:504.5[546.3+661.16](262. 54)

Азовская тарань как показатель антропогенного загрязнения экосистемы Азовского моря*И.В. Кораблина, С.В. Котов, Т.О. Барабашин*

Азово-Черноморский филиал ФГБНУ «ВНИРО» («АзНИИРХ»), г. Ростов-на-Дону
E-mail: korablina_i_v@azniirkh.ru

Представлены результаты исследований загрязнения тяжёлыми металлами (медь, цинк, свинец, кадмий, ртуть), мышьяком, хлорорганическими пестицидами (ХОП) и полихлорированными бифенилами (ПХБ) воды, донных отложений и тарани *Rutilus heckelii* Азовского моря в период с 1982 по 2018 гг. Отмечено снижение концентраций тяжёлых металлов, мышьяка, ХОП и ПХБ в воде и донных отложениях Азовского моря в современный период по сравнению с этапом наибольшего загрязнения (1982–1995 гг.). В 1982–2007 гг. в отдельных пробах воды концентрации меди, ртути, ХОП и ПХБ превышали предельно-допустимую концентрацию для рыбохозяйственных водоёмов. Содержание свинца и кадмия в донных осадках в течение ряда лет также было выше среднего характерного для соответствующего типа донных отложений. Из перечня определяемых тяжёлых металлов превышение допустимого уровня в тарани отмечалось только для свинца в печени, икре и молоках в период до 1992 г. Из определяемых конгенов ПХБ в воде, донных отложениях и органах тарани идентифицированы стойкие и опасные пента- и гексахлорбифенилы, среди которых обнаружены и диоксиноподобные конгены. Показаны различия в биоаккумуляции загрязнителей органами тарани.

Ключевые слова: Азовское море, тарань, тяжёлые металлы, мышьяк, хлорорганические пестициды, полихлорированные бифенилы.

DOI: 10.36038/2307-3497-2019-178-84-103

ВВЕДЕНИЕ

Тарань (*Rutilus heckelii* Nordmann, 1840) — один из важных промысловых объектов Азовского моря. Пополнение стада азовской тарани осуществляется за счёт естественно-го её нереста в Азовских лиманах (Челбасские, Ахтарско-Гривенские, Черноерковско-Сладковские), дельте Дона, небольших речках, впадающих в Таганрогский залив, а также за счёт выращивания молоди нерестово-выростными хозяйствами (НВХ).

Роль лиманных НВХ (Черноерковское и Восточно-Ахтарское НВХ) в восточном районе собственно моря и в Азово-Донском районе (Ейское экспериментальное хозяйство по разведению и выращиванию рыб) в Таганрогском заливе в воспроизводстве запасов тарани в Азовском море в настоящее время достаточно велика.

Тяжёлые металлы и мышьяк относятся к широко распространенным в естественных водоёмах загрязняющим веществам. Токси-

ческое действие тяжелых металлов на гидробионты проявляется, как правило, при высоком уровне техногенного загрязнения и во многом зависит от свойств и особенностей поведения конкретного металла. В природе ионы металлов редко встречаются изолированно друг от друга, поэтому разнообразные комбинаторные сочетания приводят к изменениям свойств отдельных элементов в результате их синергического или антагонистического воздействия на водные организмы. Очевидно, что суммарный токсикологический эффект от загрязнения среды тяжёлыми металлами зависит не только от набора и уровня содержания конкретных элементов, но и особенностей их совместного влияния на биоту [Иванов, Пономаренко, 2002].

Попав в водоём, металлы включаются в круговорот веществ и подвергаются различным превращениям. Наиболее значительное их количество (85–95%) находится в воде в виде ассоциатов с коллоидными частицами и комплексов с органическими и неорганическими лигандами и являются наиболее токсичным и при этом легкодоступным для гидробионтов. Вследствие своей химической природы, металлы именно в такой форме наиболее активно участвуют в метаболизме живых организмов и обладают тенденцией в них аккумулироваться [Заботкина, Лапинова, 2003].

Многие металлы при токсичных уровнях концентраций ингибируют деятельность ферментов (медь, ртуть), некоторые — образуют хелатоподобные комплексы с обычными метаболитами, нарушая нормальный обмен веществ. Такие металлы, как кадмий и медь взаимодействуют с клеточными мембранами, меняя их проницаемость.

Из множества загрязняющих веществ, поступающих в водные объекты, хлорорганические соединения (ХОС) — хлорорганические пестициды (ХОП) и полихлорированные бифенилы (ПХБ) — имеют наивысший класс опасности, поскольку оказывают наиболее сильное влияние на состояние гидробионтов. Отмечено возрастание токсических эффектов в случае одновременного присутствия ХОП и пестицидов других классов [Корпакова, 1998]. Имеются данные о губи-

тельном характере действия ХОП и тяжёлых металлов, которое приводит к необратимым морфоструктурным изменениям внутренних органов рыб [Макаров и др., 1996]. Особую опасность представляет способность ПХБ (как и диоксинов) к синергизму, то есть к усилению токсических свойств другого токсиканта. Так, присутствие ПХБ одновременно с ДДЕ усиливает токсический эффект каждого из токсикантов, а также способно замедлить скорость разложения ДДТ.

В конце 1970–х гг. производство и использование ДДТ и ГХЦГ было официально запрещено в ряде стран, а в ряде — строго ограничено [Ritter et al., 1995]. Несмотря на запрет, эти соединения присутствуют в основных элементах водных экосистем вследствие своей высокой устойчивости и продолжающегося их использования [Guruge, Tanabe, 2001], и поэтому проблема мониторинга этих соединений в морской среде и гидробионтах остается актуальной.

Прилегающие к Азовскому морю территории в большей части являются районами развитого сельского хозяйства. Многочисленные возделываемые на них культуры определяют широкий спектр применяемых пестицидов. Одной из главных причин сокращения запасов промысловых рыб в Азовском море было его беспрецедентное загрязнение в 80–90–е годы прошлого века многочисленными поллютантами, в том числе стойкими хлорорганическими пестицидами [Израэль, Цыбань, 1992].

Не менее опасна для морских экосистем другая группа хлорсодержащих соединений — ПХБ. В 2001 г. большинством Европейских стран была подписана Стокгольмская конвенция о стойких органических загрязнителях. Участники этой конвенции приняли на себя обязательства полностью обезвредить имеющиеся в своих странах ПХБ до 2028 г. В силу своего географического положения Азовское море несёт большую нагрузку от промышленности и судоходства, которые являются источниками загрязнения моря ПХБ. Источниками поступления ПХБ в водную среду могут быть морские порты, судоходные каналы, сточные воды промышленных предприятий в прибрежных городах,

выделения при сжигании бытовых и промышленных отходов.

Попавшие в водоём ХОС могут вызывать как острые отравления рыб, так и хронические, включаться в трофические цепи и круговорот веществ. При этом они могут накапливаться в рыбе, иле, грунтах, зоо- и фитопланктоне, водорослях и водных растениях. Хроническое воздействие даже малых концентраций ХОС вызывает патоморфологические и патофизиологические изменения в крови, глубокие нарушения функций и гистологических структур печени, нарушается воспроизводительная функция гидробионтов, увеличивается частота злокачественных новообразований и ряд других патологий [Корпакова, Воловик, 2001].

В задачу настоящей работы входило определение содержания тяжёлых металлов, мышьяка, хлорорганических пестицидов и полихлорированных бифенилов в воде и донных отложениях Азовского моря в 1982–2018 гг. и исследование влияния загрязнения среды на накопление этих токсикантов в органах азовской тарани. Гидробионты являются хорошим индикатором загрязнения водных экосистем и различные

морфологические нарушения у рыб могут быть использованы в качестве критерия экологического состояния водоёма [Минеев, 2017].

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Оценка состояния бассейна Азовского моря, динамика изменений качества среды обитания и собственно состояния водных биоресурсов осуществляется Азово-Черноморским филиалом ФГБНУ «ВНИРО» («АзНИИРХ») на основе результатов ежегодных экспедиций комплексного экологического мониторинга в различные вегетационные периоды (весной, летом и осенью). Мониторинговые наблюдения за содержанием приоритетных токсикантов в воде Азовского моря проводятся с 1982 г., в донных отложениях — с 1987 г., в азовской тарани — с 1992 г. За период исследований отобрано и проанализировано около 12 000 проб.

В настоящей работе представлены сведения о загрязнении районов Азовского моря на акваториях, где расположены нерестово-выростные хозяйства по воспроизводству азовской тарани: Таганрогский залив и восточный район собственно моря (рис. 1).

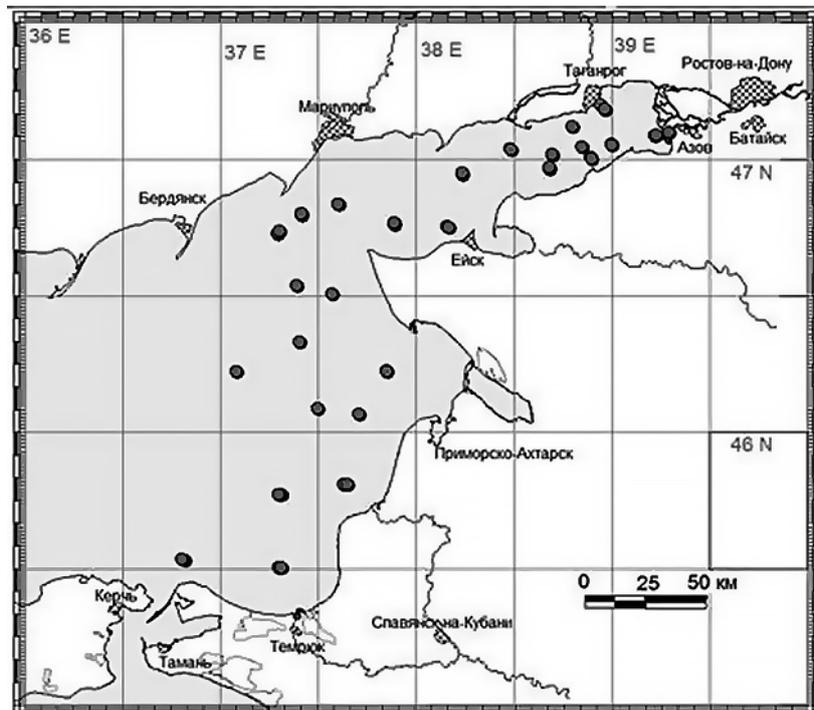


Рис. 1. Карта-схема района исследований

Оценка уровня накопления тяжёлых металлов в различные годы проводилась по цинку, меди, свинцу, кадмию и ртути, также в тарани определялся мышьяк. Контроль за загрязнением воды и донных отложений проводился по более широкому перечню элементов, но для корректности сравнения в данной работе рассмотрим только те металлы, которые определялись в тарани. Анализ проб воды и органов тарани на содержание тяжёлых металлов и мышьяка проводили с использованием метода атомной абсорбции в двух модификациях: с электротермической атомизацией и в «холодном паре», приборное обеспечение исследований — атомно-абсорбционный спектрометр МГА-915 МД («Люмэкс», Россия) и анализатор ртути («Метрология+», Россия). Для определения валового содержания тяжёлых металлов и мышьяка в донных отложениях использовался рентгенофлуоресцентный метод, приборное обеспечение — рентгеноспектрометр 3270E1 («Rigaku», Япония).

Оценка накопления ХОП в пробах воды, донных отложениях и органах рыб дана по сумме концентраций наиболее распространенных стойких хлорорганических пестицидов: изомеров гексахлорциклогексана (α -, γ -, β -ГХЦГ) и метаболитов 4,4'-дихлордифенилтрихлорметилметана (ДДТ): дихлордифенилдихлорэтилена (ДДЕ) и дихлордифенилдихлорэтана (ДДД) и их изомеров (2,4'-ДДЕ, 4,4'-ДДЕ, 4,4'-ДДД, 2,4'-ДДД, 2,4'-ДДТ). Полихлорбифенилы с 1989 по 2009 г. определяли по смесевому препарату Арохлор 1254 (АХ-1254), с 2010 г. — по

сумме конгенов ПХБ: 28, 29, 44, 47, 49, 52, 87, 98, 99, 101, 105, 110, 118, 138, 153, 156, 157, 167, 180 — обозначения по системе ИЮПАК [Клюев, Бродский, 2000]. Анализ проб на содержание ХОП проводили с использованием метода газо-жидкостной хроматографии на газовом хроматографе «Кристалл 2000М» («Хроматэк», Россия), оснащённом детектором по захвату электронов. Анализ на содержание конгенов ПХБ проводили с использованием хроматомасспектрометрической системы, включающей газовый хроматограф и масс-спектрометрический детектор высокого разрешения GCMS-2010 Plus («Shimadzu», Япония). Оба прибора оснащены капиллярными колонками с фазой EquityTM -5, 30 м × 0,25 мм.

Все методики определения приоритетных токсикантов, использованные в данном исследовании, разработаны в Азово-Черноморском филиале ФГБНУ «ВНИРО» («АзНИИРХ») и включены в Государственный реестр методик количественного химического анализа и оценки состояния объектов окружающей среды, допущенных для государственного экологического контроля и мониторинга [Практическое руководство ..., 2018].

Безопасность уровней накопления ХОП, ПХБ, тяжёлых металлов и мышьяка в органах тарани оценивали по санитарно-эпидемиологическим правилам и нормативам «Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. СанПиН 2.3.2.1078-01» (табл. 1).

У тарани анализировались отдельно печень, гонады, мышцы (в ряде случаев и жа-

Таблица 1. Допустимые уровни накопления токсикантов в рыбе, мкг/кг сырой массы

Показатель	Объекты исследований		
	мышцы	Печень	Икра и молоки
Свинец	1000	1000	1000
Кадмий	200	700	1000
Мышьяк	5000	ДУ не установлен	1000
Ртуть	500	500	200
ГХЦГ (α -, β -, γ -изомеры)	200	1000	200
ДДТ и его метаболиты	200	3000	2000
Полихлорированные бифенилы	2000	5000	2000

бры), усредненные от 10–15 особей. Пробы молоди тарани анализировались как интегральные из 10–15 рыб.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В период наблюдений 1992–2018 гг. концентрации меди в воде Таганрогского залива и восточного района собственно моря (акватория Азово–Кубанских лиманов) находились в диапазоне от <1,0 до 30 мкг/л. Превышение ПДК меди до 2–4-х раз отмечалось в воде Таганрогского залива в 1992, 1993, 1998–2002, 2004–2008, 2011 и 2014 гг., главным образом, в восточной его части на траверзе порта Таганрог. Максимальное превышение ПДК до 30 раз зафиксировано в восточном районе моря в летний период 2006 г., на уровне 10–17 ПДК — там же во все сезоны 1999 и 2004 гг. В среднем, в течение всего периода наблюдений содержание меди в воде Таганрогского залива было примерно вдвое выше, чем в акватории Азовских лиманов Краснодарского края (рис. 2). В донных отложениях содержание меди в тот же период составляло 8,8–53 мг/кг сухой массы, что в целом соответствовало среднему содержанию в земной коре 47 мг/кг [Виноградов, 2001] и средней характерной концент-

рации (СХК) в однотипных донных осадках (16 до 46 мг/кг) [Кленкин и др., 2007].

Концентрация ртути в воде Таганрогского залива и восточного района собственно моря в течение всего периода наблюдений колебалась в интервале от <0,01 до 0,90 мкг/л. Превышение ПДК ртути в 1,2–9 раз отмечено во все сезоны 1992–2005 гг., в летний период 2006 г. и весенний период 2007 г. практически на всей акватории Таганрогского залива и Азовских лиманов. Аномально высокие значения были зафиксированы в Таганрогском заливе летом 2000 г. В последнее десятилетие случаи превышения ПДК ртути на всей акватории Азовского моря носят единичный характер, территориально привязаны к портовым акваториям (рис. 3). В донных отложениях, в отличие от воды, концентрации ртути были низкими (<0,10–0,30 мг/кг сухой массы), но все-таки в ряде случаев превысили средние показатели в земной коре (0,08 мг/кг) до 3,8 раза [Виноградов, 2001].

Содержание цинка в воде обеих исследуемых акваторий в течение всего периода наблюдений находилось в диапазоне <2,0–193 мкг/л. Случаи превышения ПДК носили единичный характер и тяготели к восточной

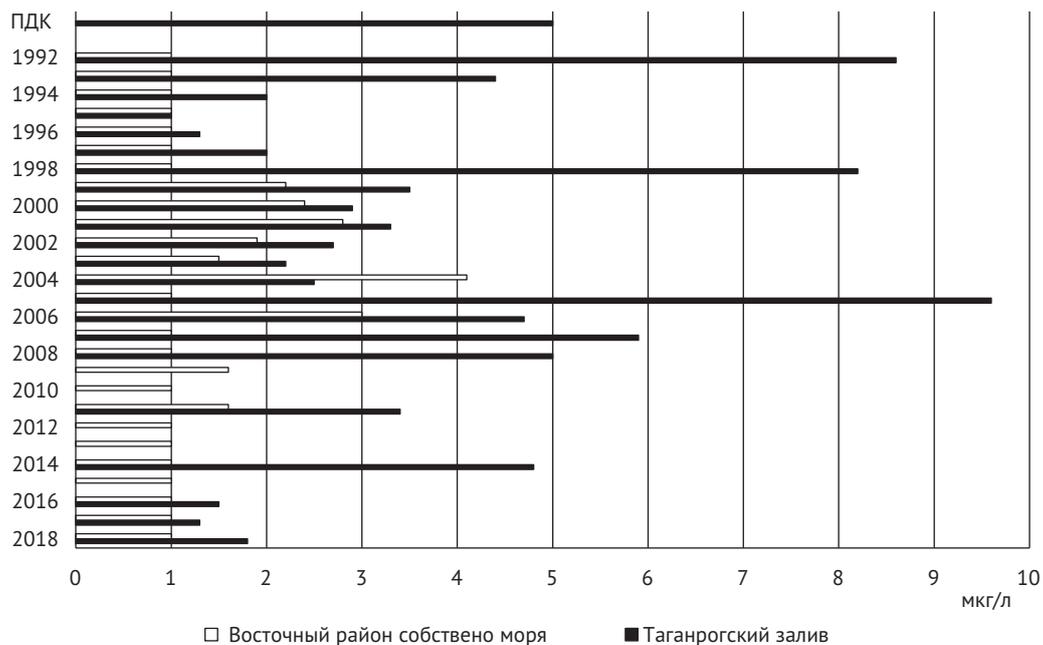


Рис. 2. Усреднённое содержание меди в воде Таганрогского залива и восточного района собственно моря, 1992–2018 гг., мкг/л

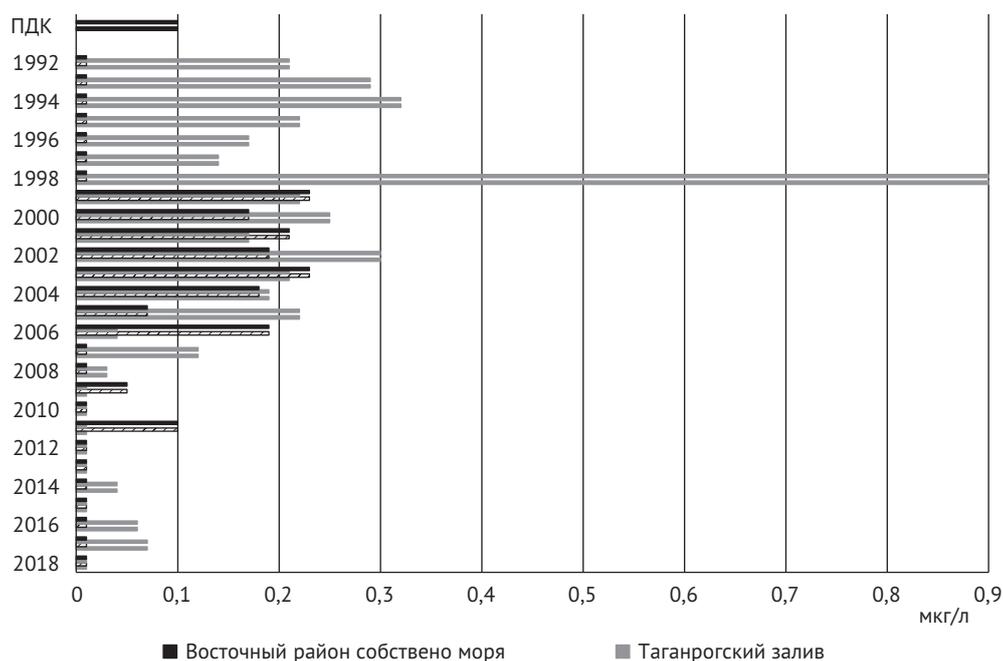


Рис. 3. Усреднённое содержание ртути в воде Таганрогского залива и восточного района собственно моря, 1992–2018 гг., мкг/л

части Таганрогского залива в период 90–х годов. Максимальная концентрация цинка на уровне 3,8 ПДК отмечалась в летний период 1998 г. на траверзе порта Таганрог

и в 2005 г. — в акватории Азовских лиманов (рис. 4). В донных отложениях содержание цинка варьировало в широком диапазоне от 1,3 до 122 мг/кг сухой массы, не превышало

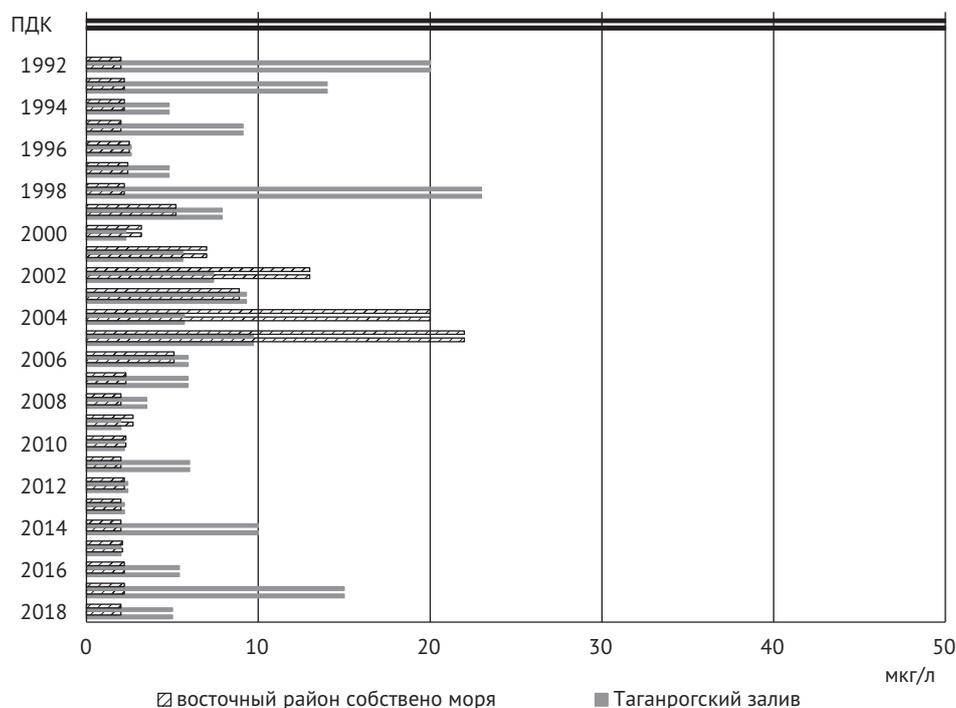


Рис. 4. Усреднённое содержание цинка в воде Таганрогского залива и восточного района собственно моря, 1992–2018 гг., мкг/л

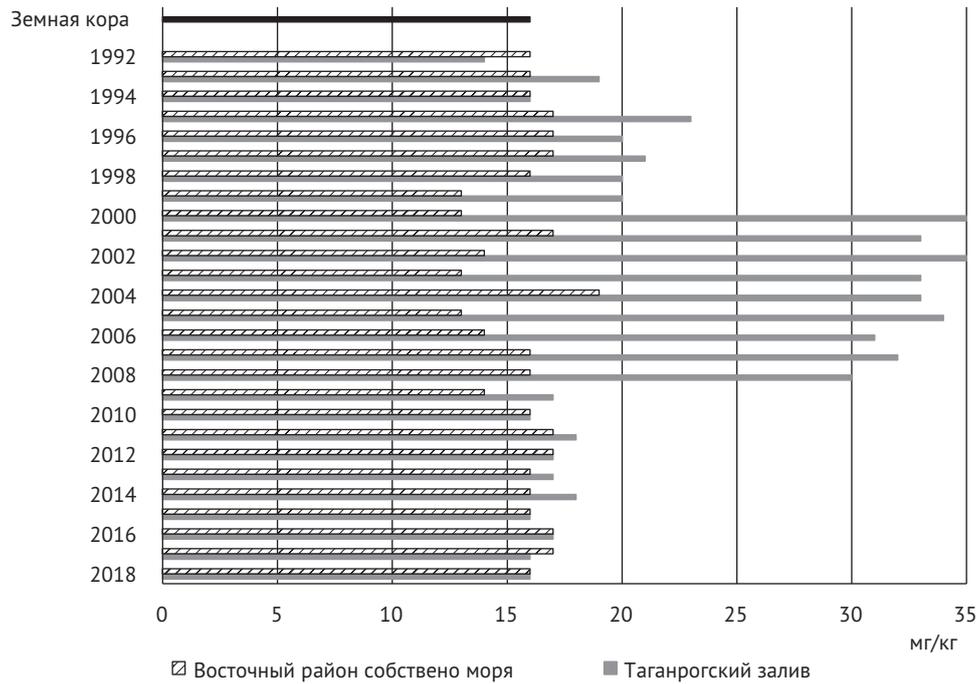


Рис. 5. Усреднённое содержание свинца в донных отложениях Таганрогского залива и восточного района собственно моря, 1992–2018 гг., мг/кг сухой массы

среднего содержания в земной коре (170 мг/кг) [Виноградов, 2001] и СХК (17–120 г/кг) [Кленкин и др., 2007].

В период наблюдений 1992–2018 гг. концентрации свинца в воде как Таганрогского залива, так и восточного района моря были низкими: <0,40–2,8 мг/л. Случаев превышения ПДК не отмечалось. Содержание свинца в донных отложениях находилось в диапазоне от <1,0 до 35 мг/кг сухой массы и в ряде случаев превышало среднее содержание в земной коре (16 мг/кг) до 2,2 раза [Виноградов, 2001] (рис. 5) и соответствующее СХК — в среднем в 1,4 раза [Кленкин и др., 2007].

В течение всего периода наблюдений концентрации кадмия в воде обеих исследованных акваторий были низкими: <0,10–0,64 мг/л. Случаев превышения ПДК не отмечалось. Концентрация кадмия в донных осадках Таганрогского залива была низкой (<0,05–0,52 мг/кг), в акватории Азово-Кубанских лиманов — значительно выше: до 15 мг/кг сухой массы. В среднем превышение среднего содержания в земной коре (0,13 мг/кг) достигало 4 раз (в исключительных случаях — летом 2002 г. в восточной части Таганрогского залива — 115 раз) [Виноградов,

2001] (рис. 6), максимального значения СХК для пелитовых илов (0,27 мг/кг) — более чем 2 раза (в исключительном случае — 56 раз) [Кленкин и др., 2007].

В период наблюдений 1992–2012 гг. оценка уровней накопления тяжёлых металлов в органах и тканях тарани проводилась по содержанию в мышцах, печени, гонадах и жабрах цинка, меди, свинца, кадмия и ртути.

Концентрации цинка в органах и тканях тарани в период 1994–2012 гг. находились в диапазоне от 4,1 до 67 мг/кг, составив в среднем в мышцах 8,0 мг/кг, в печени и гонадах — по 28 мг/кг, в жабрах — 50 мг/кг сырой массы (табл. 2). Наиболее высокие уровни накопления цинка отмечены в жабрах самок и самцов тарани, выловленных в осенний период 2000 и 2003 гг. в Бейсугском и Ейском лиманах, а также в весенний период 2008 и 2012 гг. в Таганрогском заливе.

В течение всего периода наблюдений накопление цинка в органах и тканях тарани носило относительно ровный характер (рис. 7). В печени и гонадах тарани накопление было более высоким и сопоставимым, в мышцах — минимальным. Тенденций, свидетельствующих о снижении содержа-

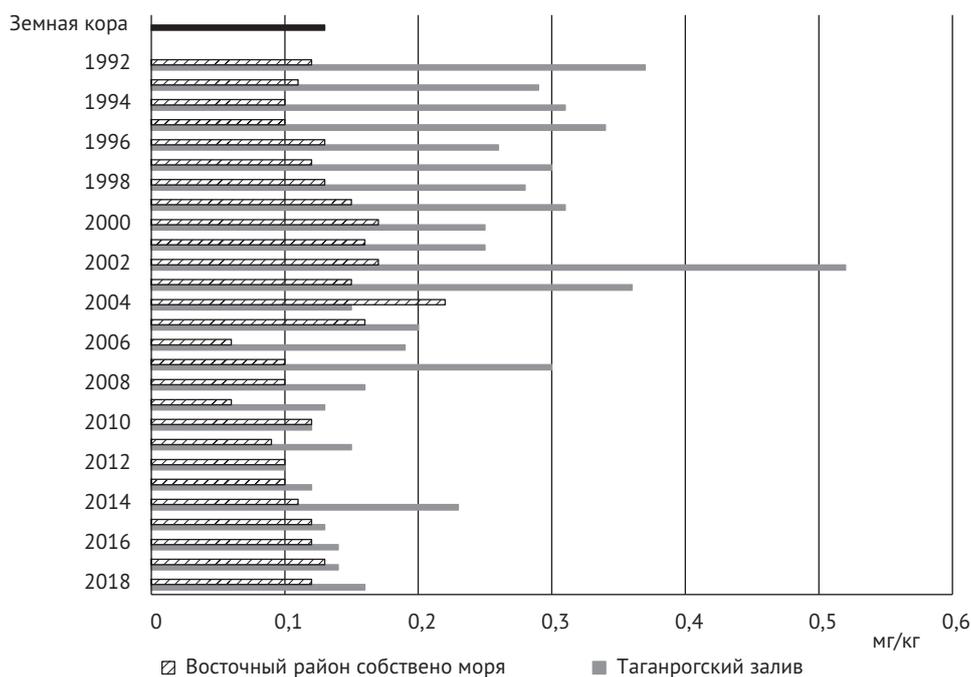


Рис. 6. Усреднённое содержание кадмия в донных отложениях Таганрогского залива и восточного района собственно моря, 1992–2018 гг., мг/кг сухой массы

Таблица 2. Диапазоны накопления тяжёлых металлов в органах и тканях азовской тарани, 1992–2012 гг., мг/кг сырой массы (P = 0,95)

Период наблюдений	Объект исследования	Цинк	Медь	Свинец	Кадмий	Ртуть
1992	печень	–*	0,85–0	0,07–2,1	<0,005–0,130	0,023–0,040
	гонады	–	1,1–14	0,07–2,0	0,010–0,060	–
1993	мышцы	–	1,0–4,0	<0,05–0,64	<0,005–0,045	–
	печень	–	1,0–18	<0,05–0,21	<0,005–0,065	–
1994	гонады	–	1,0–20	<0,05–0,60	<0,005–0,078	–
	гонады	16–49	0,85–3,5	0,16–0,32	<0,005–0,014	0,030–0,060
1997	мышцы	4,1–5,4	0,19–0,60	<0,05–0,07	<0,005–0,014	<0,005–0,011
	печень	14–28	9,5–24	0,05–0,08	0,130–0,240	0,010–0,040
2000	гонады	8,8–36	0,55–2,6	0,05–0,07	0,010–0,020	<0,005–0,020
	мышцы	6,1–17	0,21–0,51	<0,05	<0,005–0,020	0,020–0,050
	печень	14–31	3,2–9,1	0,05–0,07	0,110–0,210	0,020–0,050
2003	гонады	18–42	1,5–2,0	<0,05–0,05	0,010–0,140	0,030–0,040
	жабры	38–65	0,63–1,4	<0,05–0,10	0,010–0,070	0,010–0,050
	мышцы	6,3–13	1,8–2,5	<0,05–0,05	<0,005	<0,005–0,034
2004	печень	22–24	11–14	<0,05–0,05	<0,005–0,088	0,030–0,040
	гонады	20–55	1,7–5,0	<0,05	0,010–0,020	<0,005–0,046
	жабры	60–67	2,8–4,0	<0,05–0,05	<0,005–0,015	<0,005–0,034
2004	печень	7,9–22	1,0–5,2	<0,05	<0,005–0,013	–
	гонады	6,2–32	0,33–1,0	<0,05	<0,005–0,007	–
	жабры	8,0–63	0,12–0,64	<0,05	<0,005–0,006	–

Период наблюдений	Объект исследования	Цинк	Медь	Свинец	Кадмий	Ртуть
2005	мышцы	2,9–8,8	0,26–0,89	<0,05–0,06	<0,005–0,005	0,020–0,100
	печень	4,5–30	1,0–12	<0,05	<0,005–0,230	–
	гонады	9,6–32	0,46–2,6	<0,05–0,05	0,005–0,010	0,030–0,040
2008	мышцы	5,3–5,7	0,67–2,6	0,05–0,08	0,005–0,009	0,012–0,014
	печень	4,2–50	1,0–5,2	<0,05–0,22	<0,005–0,023	–
	гонады	11–43	<1,0–4,7	<0,05–0,22	<0,005–0,010	–
	жабры	20–36	0,70–2,8	0,05–0,31	0,006–0,008	–
2011	мышцы	6,7–8,7	0,23–0,43	<0,05	<0,005	–
	печень	23–43	2,9–3,8	<0,05–0,13	0,005–0,014	–
	гонады	15–39	0,55–2,8	<0,05–0,09	<0,005	–
	жабры	35–48	0,53–0,71	<0,05–0,06	<0,005	–
2012	мышцы	8,8–11	0,28–0,46	<0,05–0,07	<0,005	–
	печень	34–46	3,7–4,8	<0,05	<0,005–0,008	–
	гонады	18–33	0,51–1,4	<0,05	<0,005	–
	жабры	39–67	0,40–0,54	0,05–0,06	<0,005–0,005	–

* определение не проводилось

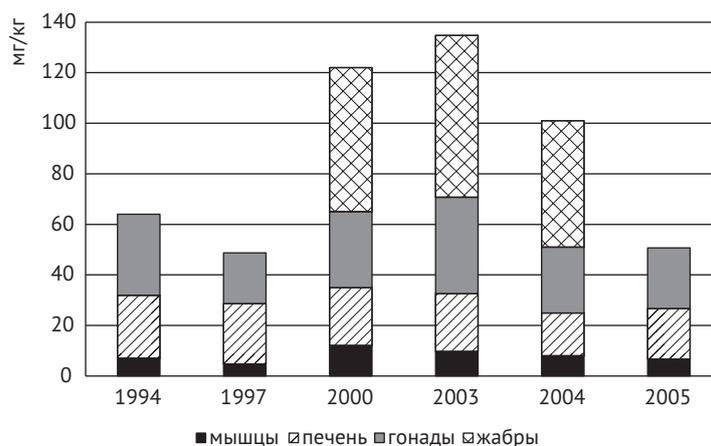


Рис. 7. Накопление цинка в органах и тканях тарани, 1994–2005 гг., мг/кг сырой массы (P = 0,95)

ния цинка в мышцах, печени, гонадах и жабрах тарани не выявлено. Возможно предположить, что данные уровни концентраций цинка в органах и тканях тарани являются физиологически нормальными, т. к. каких-либо патологических изменений у проанализированных рыб не зафиксировано.

Концентрация меди в органах и тканях тарани варьировала от 0,19 до 24 мг/кг, составив в мышцах в среднем 1,1 мг/кг, в печени — 7,7 мг/кг, в гонадах — 3,5 мг/кг, в жабрах — 1,3 мг/кг сырой массы (табл. 2). Высокие уровни накопления меди отмеча-

лись в печени самок и самцов, а также в икре тарани, выловленных в весенний период 1992, 1993 и 1997 гг. в Ейском лимане.

Накопление меди в мышцах тарани в течение всего периода наблюдений было минимальным, в печени в период с 1992 по 2000 гг. — сопоставимым, в 2003 г. — наиболее высоким, а в 2005 г. — наиболее низким за весь период наблюдений. В 1993 г. концентрации меди в гонадах и печени рыб оказались близкими, в 2005 г. — уровень накопления меди в гонадах был абсолютно максимальным по отношению к содержа-

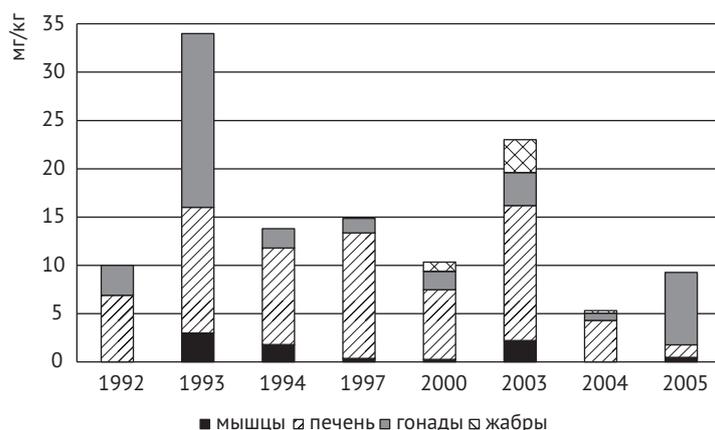


Рис. 8. Накопление меди в органах и тканях тарани, 1992–2005 гг., мг/кг сырой массы (P = 0,95)

нию в других органах и тканях за весь период наблюдений (рис. 8).

В период наблюдений 2013–2018 гг. к перечню элементов, контролируемых в органах и тканях тарани, добавился мышьяк, и была прекращена оценка содержания цинка и меди как наименее опасных для гидробионтов металлов. Так же из мониторинговых исследований были исключены жабры (не нормируются по санитарно-эпидемиологическим правилам и нормативам, табл. 1).

Концентрации свинца в органах и тканях тарани в 1992–2013 гг. составляли <0,05–4,2 мг/кг, находясь в мышцах в среднем на

уровне 0,09 мг/кг, в печени — 0,12 мг/кг, в гонадах — 0,19 мг/кг, в жабрах — 0,07 мг/кг сырой массы (табл. 2). Массовые случаи превышения ДУ были зафиксированы в 1992 г. у самок и самцов, выловленных в весенний период (март–апрель) в Большом Карпиевском, Ахтанизовском и Ейском лиманах. Превышение ДУ в печени рыб составило 1,3–3,3 раза, в икре — 1,5–2 раза, в гонадах самцов — 1,3–1,8 раза. После 1992 г. случаев превышения ДУ свинца в органах и тканях тарани не отмечалось.

С 2013 по 2018 гг. содержание свинца в органах и тканях тарани находилось

Таблица 3. Диапазоны накопления тяжёлых металлов и мышьяка в органах и тканях азовской тарани, 2013–2018 гг., мг/кг сырой массы (P = 0,95)

Период наблюдений	Объект исследования	Мышьяк	Свинец	Кадмий	Ртуть
2013	мышцы	<0,50	<0,05	<0,005–0,007	0,010–0,027
	печень	<0,50	0,05–0,06	0,008–0,036	0,010–0,031
	гонады	<0,50–0,50	0,06–0,20	<0,005–0,008	0,005–0,025
2014	мышцы	<0,50–0,53	<0,05	<0,005–0,006	<0,005–0,007
	печень	<0,50	<0,05	<0,005–0,014	<0,005–0,007
	гонады	<0,50	<0,05	<0,005	<0,005–0,007
2015	мышцы	<0,50	0,06–0,10	<0,005–0,006	<0,005–0,005
	печень	<0,50	<0,05–0,07	0,009–0,029	0,005–0,012
	гонады	<0,50	0,10–0,06	<0,005–0,006	<0,005–0,006
2016	мышцы	<0,50–0,50	0,24–0,32	<0,005–0,006	<0,005–0,010
	печень	<0,50	<0,05–0,20	0,009–0,029	0,005–0,010
	гонады	<0,50–1,3	<0,05–0,10	<0,005–0,006	<0,005–0,008
2018	мышцы	<0,50	<0,05–0,21	<0,005–0,011	<0,005
	печень	<0,50	<0,05–0,19	<0,005–0,067	<0,005

в диапазоне <0,05–0,32 мг/кг с максимумом в мышцах рыб, выловленных ранней весной 2016 г. в Бейсугском лимане, кадмия — <0,005–0,036 мг/кг и ртути — <0,005–0,031 мг/кг с максимумами в печени самцов тарани, выловленных в летний период 2013 г. в центральном районе моря. Содержание мышьяка в органах и тканях тарани за редким исключением (гонады, весна 2016 г., Челбасское гирло) колебалось на уровне предела определения (табл. 3).

В отличие от цинка и меди накопление свинца в мышцах, печени и гонадах тарани в течение всего периода наблюдений подчинялось единой закономерности как в годы с максимальными показателями (1992–1994 гг.; 2008 г., 2016 г.), так и с минимальными значениями (рис. 9).

Концентрации кадмия в органах и тканях тарани в 1992–2018 гг. варьировали

в диапазоне от <0,005 до 0,24 мг/кг, составив в мышцах в среднем 0,007 мг/кг, в печени — 0,067 мг/кг, в гонадах — 0,014 мг/кг, в жабрах — 0,012 мг/кг сырой массы (табл. 3, 4). Случаев превышения ДУ не отмечено. Наиболее высокое содержание кадмия зафиксировано в печени самцов, выловленных в весенний период 1997 г. в Ейском лимане. Практически в течение всего периода наблюдений (за исключением 2004 г. и 2005 г.) уровень накопления кадмия в печени тарани был значительно выше, чем в гонадах и мышцах. Начиная с 1994 г. содержание кадмия в органах и тканях тарани понижалось, достигнув минимальных показателей в 2011–2012 гг. В 2013–2018 гг. наметилась тенденция к увеличению, главным образом, за счёт накопления в печени рыб. Содержание кадмия в мышцах было низким в течение всего периода наблюдений (рис. 10).

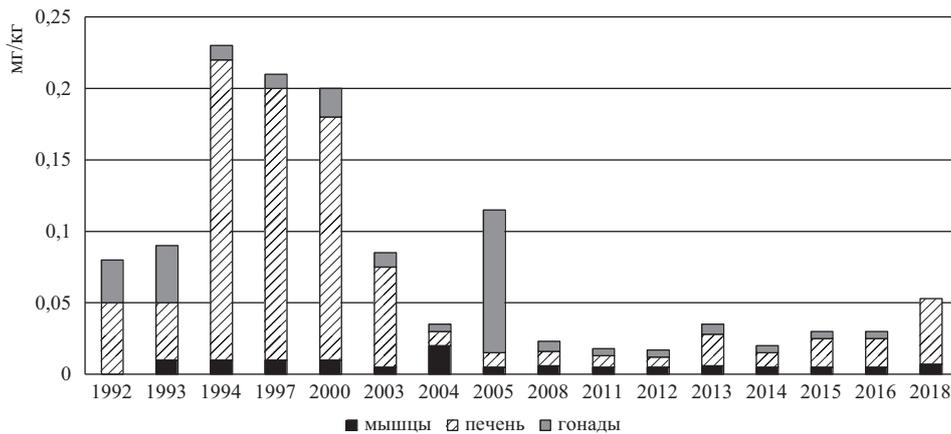


Рис. 10. Накопление кадмия в органах и тканях тарани, 1992–2018 гг., мг/кг сырой массы (P = 0,95)

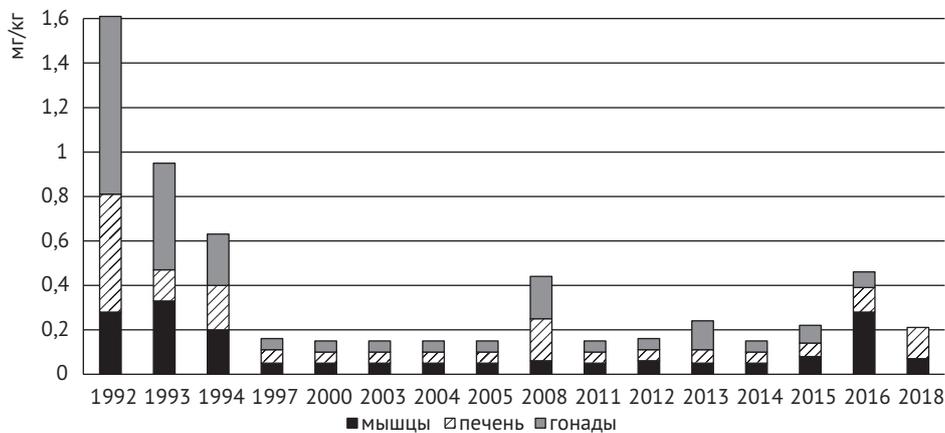


Рис. 9. Накопление свинца в органах и тканях тарани, 1992–2018 гг., мг/кг сырой массы (P = 0,95)

Оценка уровней накопления ртути в органах и тканях тарани проводилась в 1992, 1994–2003, 2005–2008, 2013–2018 гг., диапазон концентраций составил <0,005–0,100 мг/кг сырой массы. Содержание ртути в мышцах и жабрах колебалось около 0,025 мг/кг, в печени и гонадах — около 0,033 мг/кг сырой массы (табл. 3, 4). Случаев превышения ДУ ртути за период наблюдений не зафиксировано, наиболее высокая концентрация отмечалась в мышцах самок, выловленных весной 2005 г. в Ахтанизовском лимане.

Накопление ртути в органах и тканях тарани не имело чёткой закономерности. Так, более высокое содержание в мышцах и гонадах пришлось на 2000 и 2003 гг., в печени и гонадах — на 1994 г. В последнее десятилетие можно говорить о некотором снижении среднего содержания ртути в органах и тканях тарани (рис. 11).

Что касается жабр, то накопление свинца, кадмия и ртути в период наблюдений 2000–2012 гг. было максимальным в 2000 г., цинка и меди — в 2003 г. при довольно близких межгодовых содержаниях каждого из металлов.

Содержание мышьяка в мышцах, печени и гонадах тарани в 2013–2018 гг. варьировало в диапазоне <0,05–1,3 мг/кг сырой массы. Практически во всех проанализированных образцах концентрации мышьяка колебались на уровне предела определения. Исключение составил 2016 г.: в весенний период в гонадах рыб из Челбасского гирла отмечено превышение ДУ мышьяка в 1,3 раза.

Несмотря на индивидуальные особенности отдельных особей в накоплении контролируемых тяжёлых металлов и мышьяка, обнаруженных в значимых концентрациях во всех образцах тарани, практически всегда наблюдалась закономерность: Zn > Cu > As > Pb > Cd > Hg.

В период с 1982 по 2018 гг. концентрации ХОП в воде Таганрогского залива варьировали в очень широких пределах: от 0,1 до 24000 нг/л, в восточном районе собственно моря — от 0,1 до 2320 нг/л. Длительная химизация сельского хозяйства без учета требований рыбного хозяйства привели к ухудшению эколого-токсикологических условий на важнейших нерестилищах полупроходных рыб. Наиболее высокий уровень загрязнения ХОП акватории Таганрогского залива наблюдался в 1987 и 1989 гг., когда максимальные концентрации пестицидов, обнаруженные в воде, составляли в западной части залива 448 нг/л, в восточной части — 200 нг/л, в центральной части — 126 нг/л, превысив величину ПДК для рыбохозяйственных водоёмов (условно 10 нг/л) в 45; 20 и 13 раз, соответственно. В восточном районе собственно моря максимальная концентрация пестицидов в эти годы достигала 540 нг/л (54 ПДК). Подобный характер загрязнения воды пестицидами в период 1982–1989 гг. в Таганрогском заливе был связан с влиянием Донских вод, в восточном районе моря — с водами с рисовых полей Кубанского района. В собственно море наибольшая пестицидная нагрузка в этот период приходится на вос-

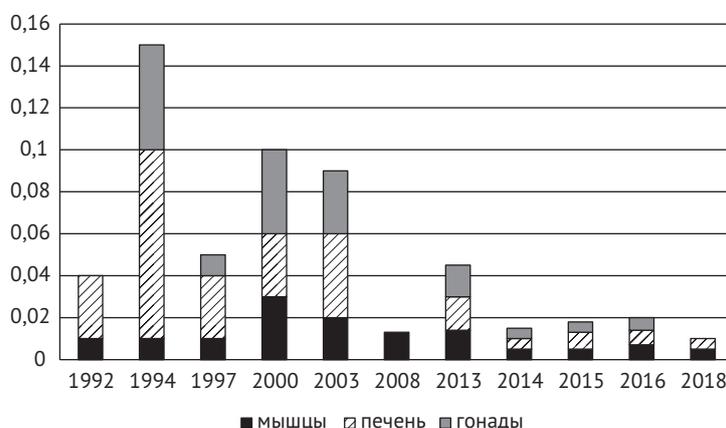


Рис. 11. Накопление ртути в органах и тканях тарани, 1992–2018 гг., мг/кг сырой массы (P = 0,95)

точный район (Бейсугский и Ахтарско–Гри-венские лиманы, Ясенский залив, район Камышеватской и Ачуевской кос) и, особенно, на Темрюкский залив.

С 1995 г. произошёл перелом в загрязнении ХОП акватории Азовского моря в сторону его постепенного снижения, но среднегодовая концентрация в воде моря вплоть до 1997 г. превышала величину ПДК. В исследуемой водной толще, по-прежнему, имели место случаи обнаружения ХОП и с концентрацией >100 нг/л (>10 ПДК).

В 1997–2018 гг. среднегодовые концентрации ХОП снизились относительно периода наибольшего загрязнения (1982–1989 гг.) и не превышали величины ПДК, составляя в среднем 1,7–7,8 нг/л. Однако, и в этот период в воде восточного района моря изредка обнаруживаются высокие концентрации хлорорганических пестицидов: до 4,2–20 ПДК. Так, в 2002 г. в воде моря между косами Должанская и Камышеватская зафиксированы аномальные концентрации ХОП: 1870 и 2320 нг/л (187 и 232 ПДК), в 2006 г. в воде центрального района моря — 364 нг/л (36 ПДК) [Короткова, 2008].

Загрязнение воды Таганрогского залива ХОП в период 1997–2018 гг. практически равномерное, средние концентрации составляют 4,6–5,9 нг/л. Одной из причин улучшения экологической обстановки в восточном районе Таганрогского залива, по сравнению с периодом наибольшего загрязнения, явилось значительное сокращение поступления пестицидов со стоком р. Дон. Повышенные концентрации ХОП в центральной и западной частях залива больше связаны с внесением ХОП с прибрежной территории. Максимальные концентрации, встречающиеся в воде залива, были не выше 32 нг/л (3,2 ПДК). Исключение составляет аномально высокое содержание ХОП, зарегистрированное в районе дноуглубительных работ в порту г. Ейск в 2003 г. — 24 мкг/л (2400 ПДК).

В течение всего исследуемого периода метаболиты и изомеры ДДТ (Σ ДДТ) встречались в воде моря в 60–70% случаев. Причём до 1991 г. в Σ ДДТ сам токсикант составлял 90–100%. Кроме него обнаруживали лишь метаболит ДДТ — ДДЕ, остальные метаболиты и изомеры до 1991 г. в воде моря отсутствовали.

Для определения длительности пребывания в среде препарата ДДТ использовался известный подход, основанный на оценке соотношения концентраций самого вещества и его изомера ДДЕ (коэффициент ДДТ/ДДЕ). В случае, когда значение коэффициента >1 , можно констатировать об относительно недавнем загрязнении. До 1994 г. загрязнение всей акватории Азовского моря пестицидом ДДТ характеризовалось, в основном, как «свежее» (коэффициент ДДТ/ДДЕ >1). В 1988 г. в воде восточного района собственно моря была зафиксирована максимальная концентрация линдана (γ -ГХЦГ) — 111 нг/л (11 ПДК). Для определения времени нахождения в воде линдана используют соотношение концентраций самого токсиканта и его α -изомера (коэффициент γ/α). С 1985 по 1994 гг. загрязнение акватории Азовского моря ГХЦГ характеризовалось, как и в случае ДДТ, как «свежее», и коэффициент γ/α достигал значений 22.

С 1995 г. стало сказываться запрещение использования препаратов ДДТ и ГХЦГ. Теперь наряду со «свежим» загрязнением акватории Азовского моря стали обнаруживаться продукты их метаболизма, и с 1998 г. загрязнение воды Азовского моря ДДТ и линданом характеризуется как «давнее». Однако, ежегодно, до 2007 г. включительно, отмечались случаи, когда коэффициент ДДТ/ДДЕ превышал 1, что свидетельствует о поступлении в море запрещенного пестицида.

Содержание ХОП в донных отложениях в 1987–2018 гг. в Таганрогском заливе менялось от 0,1 до 72 мкг/кг, в восточном районе собственно моря — от 0,1 до 24 мкг/кг. Пробы с аномально высокими концентрациями (>20 мкг/кг) чаще всего наблюдались в 1991–1999 гг., а в 2000–2007 гг. частота их встречаемости снизилась до 1%, в последующие годы самая высокая концентрации ХОП составила 12,3 мкг/кг сухой массы (2009 г.). Наибольшее поступление пестицидов отмечено в донных осадках побережья, граничащего с районами интенсивного земледелия, где ранее десятилетиями они бесконтрольно применялись, и почва накопила их в значи-

тельных количествах. К районам, подверженным повышенному пестицидному загрязнению, можно отнести:

— восточную и центральную части Таганрогского залива (Ейский лиман);

— восточный район моря: Темрюкский залив (устье р. Кубань), Ясенский залив, районы Должанской, Камышеватской и Ачуевской кос, Бейсугский и Ахтарский лиманы.

К 1989 г. число проб донных отложений, характеризующихся «свежим» загрязнением ДДТ, достигало 32%. С 1991 г. «свежее» загрязнение ДДТ носит уже эпизодический характер. В 2005 г. поступление «свежего» линдана обнаружено в донных отложениях восточной и западной частей Таганрогского залива, в 2006 г. — в Арабатском и Темрюкском заливах [Короткова, 2008].

В период с 1988 по 1990 г. исследования за содержанием ПХБ в элементах экосистемы Азовского моря носили нерегулярный характер и, в основном, проводились вблизи районов с активной хозяйственной деятельностью. Концентрации токсикантов в воде моря находились в пределах 110–620 нг/л. Особенно высокое содержание ПХБ в этот период было зафиксировано на акватории Таганрогского залива, прилегающей к крупному металлургическому комбинату, а также в районах дноуглубительных работ (акватории портов Мариуполь, Бердянск, Керчь и подходных каналов к ним). Большие концентрации ПХБ находили и в местах проведения буровых работ, например, в районе буровых платформ по разведке газоконденсатных месторождений в Темрюкском заливе — до 2990 нг/л. В донных отложениях портов и подходных каналов в период 1988–1990 гг. ПХБ постоянно обнаруживались в Таганрогском заливе (1,0–29,8 мкг/кг). Из всех обследованных в 1988–1989 гг. районов дноуглубительных работ наиболее высокое содержание ПХБ зафиксировано в пробах грунта, отобранных в подходном канале к Бердянску, — 1068 мкг/кг сухой массы. Постоянным источником поступления ПХБ в Таганрогский залив в этот период явились сточные воды крупного металлургического комбината: в местах выпуска концентрации ПХБ в донных отложениях доходили до 594

мкг/кг сухой массы. Таким образом, если наряду с загрязнением водной среды моря ХОП учитывать содержание и ПХБ, то уровень загрязнения экосистемы хлорсодержащими соединениями в 1985–1990 гг. можно квалифицировать как очень высокий. В годы экономического застоя (1991–2004 гг.) встречаемость ПХБ в воде Азовского моря снизилась до 11% случаев наблюдений, в донных отложениях — до 18%. Снизились и абсолютные значения обнаруживаемых токсикантов. В воде они изменялись в диапазоне от 5,0 до 123 нг/л, в донных отложениях — от 1,0 до 15,3 мкг/кг сухой массы.

В период наблюдений с 2005 по 2018 гг. ПХБ обнаруживались в воде Азовского моря повсеместно. Их концентрации изменялись в широком диапазоне: в воде от 1,0 до 282,4 нг/л и от 1,0 до 49,0 мкг/кг сухой массы в донных отложениях. В воде Таганрогского залива высокие концентрации ПХБ обнаружены летом 2011 г. в западной части (282,4 нг/л), там же — весной 2013 г. (43,6 нг/л); летом 2018 г. — в восточной части (72,7 нг/л). В восточном районе собственно моря наиболее высокие концентрации ПХБ в воде зафиксированы осенью 2014 г. (43,6 нг/л) и летом 2018 г. (95,5 и 116,0 нг/л). В период 2005–2018 гг. в донных отложениях Таганрогского залива самое высокое содержание ПХБ найдено в осенний период 2005 г. (49,0 мкг/кг), 2011 г. (41,6 мкг/кг) и 2013 г. (30,5 мкг/кг). В восточном районе собственно моря максимальное загрязнение донных отложений составило 29,4 мкг/кг (2011 г.) и 27,0 мкг/кг сухой массы (2016 г.).

Наблюдения за накоплением ХОП в органах тарани ведутся с 1992 г. За весь период (1992–2018 гг.) концентрации ХОП в мышцах рыб изменялись в диапазоне от <0,1 до 28,1 мкг/кг, в печени — от 0,4 до 192,0 мкг/кг, в гонадах — от <0,1 до 211,0 мкг/кг сырой массы (табл. 4).

В 1992 г. на содержание ХОП были проанализированы как производители тарани, идущие на нерест, так и молодь. Молодь была проанализирована также и в 1994 г. В среднем сумма стойких пестицидов в образцах молоди тарани в 1992 и 1994 гг. сопоставима и составляла соответствен-

Таблица 4. Концентрации ХОП и ПХБ в органах тарани в 1992–2018 гг., мкг/кг сырой массы (P = 0,95)

Год	ХОП			ПХБ		
	мышцы	печень	гонады	мышцы	печень	гонады
1992	–*	56,0–133,0	14,0–47,0		–	
1992 (молодь)		23,7			–	
1994 (молодь)		21,8			–	
1995	28,1	101,5	211,0		–	
2000	15,0	118,0	20,5		–	
2003	–	43,6–69,2	9,4–45,2	–	47,3–97,0	1,0–87,0
2004	10,0	68,7	8,8		–	
2005	1,7–11,6	19,0	5,3–140,0	4,8–20,8	17,0	1,0–79,0
2011	0,7–2,6	3,0–8,1	1,0–7,8	<1,0	4,1–17,2	3,9–13,6
2012	0,8–1,0	8,8–11,1	3,2–6,5	<1,0	6,2–7,6	<1,0
2013	1,1–3,9	1,4–46,9	0,3–0,6	<1,0	<1,0	<1,0
2014	9,1	192,0	22,3	<1,0	30,8	<1,0
2015	1,7–2,8	22,1–62,6	0,8–11,0	<1,0	7,0–13,6	<1,0
2016	6,1	2,8	1,6	<1,0	<1,0	<1,0
2018	<0,1–0,5	0,4–9,7	<0,1–0,6	<1,0	1,0–11,5	<1,0

*определение не проводилось

но 23,7 и 21,8 мкг/кг сырой массы. В 1992 г. была исследована кровь молоди рыб, в которой были обнаружены признаки различных серьёзных патологических нарушений. Наиболее сложное положение с воспроизводством тарани наблюдалось в водоёмах Черноерковского НВХ, принимающих сбросную воду с рисовых полей. По мнению учёных [Цуникова и др., 1996], ДДТ и другие токсичные поллютанты, в частности металлы, в репродуктивных органах производителей тарани могли привести к биологически неполноценному потомству, к снижению воспроизводительной способности и другим неблагоприятным для популяции последствиям.

За весь период наблюдений можно выделить максимумы в накоплении ХОП печени в 2014 г., в гонадах — в 1995 г. Среднее накопление ХОП в мышцах тарани снизилось с 28,0 до 0,2 мкг/кг сырой массы. В гонадах, после максимального содержания в 1995 г., также произошло снижение с 211,0 до 0,3 мкг/кг сырой массы. В печени рыб снижение содержания ХОП не столь однозначно, как происходило в мышцах и гона-

дах. С 2005 г. концентрации в печени тарани снизились по сравнению с периодом 1992–2004 гг., но снижение это характеризовалось периодическим уменьшением или увеличением содержания ХОП. А в 2014 г. в печени тарани, выловленной в Бейсугском лимане, зафиксировано самое высокое за весь исследуемый период накопление ХОП — 192,0 мкг/кг сырой массы (рис. 12).

В пробах органов тарани были обнаружены все определяемые пестициды в различных вариациях. Но основной вклад в сумму ХОП во все годы наблюдений вносит метаболит препарата ДДТ — ДДЕ (до 70%). Роль метаболитов препарата ДДТ часто недооценивается, хотя продукты его разложения (ДДЕ и ДДТ) — опасные и стойкие вещества, порой они более токсичны, чем исходное вещество. Концентрации ДДЕ в пробах значительно превышают уровни содержания ДДТ, что свидетельствует о длительности процесса метаболизма ДДТ в организме рыб, то есть поступление «свежего» препарата ДДТ в организм рыб не зафиксировано. Суммарное содержание изомеров ГХЦГ в общей сумме ХОП не превышает 1–8%. Высокое

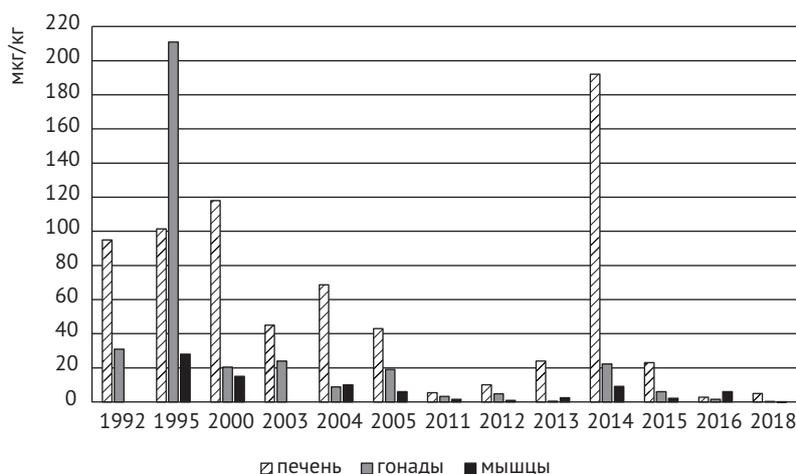


Рис. 12. Средние концентрации ХОП в печени, гонадах и мышцах производителей тарани в 1995–2018 гг., мкг/кг сырой массы ($P = 0,95$)

значение коэффициента α -ГХЦГ/ γ -ГХЦГ свидетельствует о давнем поступлении линдана (γ -ГХЦГ) в организм рыб.

Регулярный анализ проб органов тарани на содержание ПХБ показал, что в основном накопление происходит в печени рыб и концентрации в разные годы варьировали в пределах от $<1,0$ до $97,0$ мкг/кг сырой массы. Наиболее высокое содержание в печени тарани обнаружено в печени рыб, выловленных осенью 2003 г., а в 2013 и 2016 гг. концентрации ПХБ в печени тарани находились ниже предела обнаружения ($<1,0$ мкг/кг сырой массы). В мышцах тарани ПХБ были зафиксированы только в 2005 г. — $4,8$ – $20,8$ мкг/кг сырой массы, начиная с 2011 г. — токсиканты не зафиксированы. Не были обнаружены ПХБ и в гонадах рыб в период 2012–2018 гг. (табл. 5). В составе ПХБ идентифицированы пентахлорбифенилы — 87 , 99 , 101 , 110 , гексахлорбифенилы — 138 и 153 и диоксиноподобные конгенеры — 105 и 118 .

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведённые исследования показали, что более чем 25-летние наблюдения за состоянием азовской тарани позволяют считать её биологическим индикатором загрязнения Азовского моря. Оценивая экологическое состояние районов Азовского моря, на акватории которых расположены нерестово-выростные хозяйства по воспроизводству азовской тарани (Таганрогский залив и вос-

точный район собственно моря), можно заключить, что от начала периода наблюдений к сегодняшнему дню наблюдается отчётливая тенденция снижения уровня загрязнения воды и донных отложений тяжёлыми металлами, мышьяком, ХОП и ПХБ. Но даже невысокие концентрации ряда токсикантов (особенно ХОС) в воде и донных отложениях, наблюдаемые в последние годы, способствуют их накоплению в рыбе. Рост промышленного производства на прилегающих к морю территориях может привести к новому «всплеску» загрязнения водоёма, что неизбежно отразится на состоянии популяции одного из немногих оставшихся промысловых видов рыб Азовского моря тарани. Исследования, проведённые сотрудниками отдела генетики и здоровья рыб Азово-Черноморского филиала ФГБНУ «ВНИРО» («АзНИИРХ») в 2017 г., уже отмечают превышение количества аномалий личинок тарани на ранних стадиях развития от значений естественного фона природных нарушений [Сергеева и др., 2018]. Не следует также забывать, что накопление тяжёлых металлов, мышьяка, опасных хлорорганических соединений в промысловых видах рыб снижает их хозяйственную и пищевую ценность.

ЛИТЕРАТУРА

- Виноградов А. П. 2001. Химический элементарный состав организмов моря. Избранные труды. М.: Наука, 358 с.
- Иванов Г. И., Пономаренко Т. В. 2002. Тяжелые металлы в экосистеме Баренцева моря // Тез. докл. Межд. конф. «Современные проблемы океанологии шельфовых морей России». Ростов-на-Дону. С. 84–88.
- Израэль Ю. А., Цыбань А. В. 1992. Обзор экологического состояния морей СССР и отдельных районов Мирового океана за 1990 г. СПб.: Гидрометеиздат. 143 с.
- Заботкина Е. А., Лапирова Т. Б. 2003. Влияние тяжелых металлов на иммунофизиологический статус рыб // Успехи современной биологии. Т. 123. № 4. С. 401–408.
- Кленкин А. А., Корпакова И. Г., Павленко Л. Ф., Темердашев З. А. 2007. Экосистема Азовского моря: антропогенное загрязнение. Краснодар: Просвещение-Юг. 324 с.
- Клюев Н. А., Бродский Е. С. 2000. Определение полихлорированных бифенилов в окружающей среде и биоте // Полихлорированные бифенилы. Супертоксиканты XXI века. М.: ВНИТИ. Информ. вып. № 5. С. 31–63.
- Корпакова И. Г. 1998. Реакция гидробионтов на действие пестицидов разных классов // Основные проблемы рыбного хозяйства и охраны рыбохозяйственных водоёмов Азово-Черноморского бассейна. Сб. науч. тр. АзНИИРХ. Ростов-на-Дону: АзНИИРХ. С. 490–501.
- Корпакова И. Г., Воловик С. П. 2001. Антидотная терапия водных экосистем. Ростов-на-Дону: Логос. 330 с.
- Короткова Л. И. 2008. Пестициды и полихлорбифенилы в экосистеме Азовского моря. Автореф. дисс... канд. хим. наук. Краснодар: КубГУ. 26 с.
- Макаров Э. В., Спивак Э. Г., Аксенова Е. И., Идрисова Н. Х., Цыбульский И. Е. 1996. Влияние смеси хлорорганических пестицидов и тяжелых металлов на функционально-структурные характеристики ранней молоди осетра Азовского бассейна // Состояние и перспективы научно-практических разработок в области марикультуры России. М.: ВНИРО. С. 193–196.
- Минеев А. К. 2017. Современное морфофизиологическое состояние массовых видов рыб в экологических условиях водоемов и водотоков бассейна средней и нижней Волги. Автореф. дисс. ... докт. биол. наук. Тольятти: ИЭВБ. 37 с.
- Практическое руководство по химическому анализу элементов водных экосистем. 2018. Приоритетные токсиканты в воде, донных отложениях, гидробионтах. Под ред. Барабашина Т. О. Ростов-на-Дону: Мини Тайп. 436 с.
- СанПиН 2.3.2.1078–01. 2011. Гигиенические требования к безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. Российская газета, № 54.
- Сергеева С. Г., Войкина А. В., Цыбульская М. А., Булгаев Л. А., Павлюк А. А., Горбенко Е. В., Полуянов П. Н. 2018. Характеристика молоди тарани *Rutilus Rutilus* (L), выращиваемой в условиях пойменных нерестово-выростных хозяйств Азово-Кубанского района в 2017 г. // Водные биоресурсы и среда обитания. Т. 1. № 2. С. 41–50.
- Цуникова Е. П., Попова Т. М., Василенко И. Н., Иващенко Е. Р. 1996. Особенности раннего онтогенеза полупроходных рыб в нерестово-выростных водоемах Кубани в зависимости от источника водоснабжения // Основные проблемы рыбного хозяйства и охраны рыбохозяйственных водоемов Азово-Черноморского бассейна. Сб. науч. тр. АзНИИРХ. Ростов-на-Дону. С. 348–352.
- Guruge K. S., Tanabe S. 2001. Contamination by persistent organochlorines and butyltin compounds in the west coast of Sri Lanka Mar // Pollut. Bull. V. 42. P. 179–186.
- Ritter L., Solomon K. R., Forget J. 1995. An assessment report on DDT-Aldrin-Dieldrin-Endrin-Chlordane-Heptachlor-Hexachlorobenzene-Mirex-Toxaphene-Polychlorinated Biphenyls-Dioxins and Furans: The Intern. Progr. on Chemical Safety (IPCS) within the Framework of the Inter-Organization Progr. for the Sound Management of Chemicals (IOMC). Canada: Canadian Network of Toxicology Centres. 145 p.

Поступила в редакцию 11.09.2019 г.
Принята после рецензии 26.09.2017 г.

Commercial species and their biology

Azov roach as an indicator of pollution of the ecosystem of the Sea of Azov*I. V. Korablina, S. V. Kotov, T. O. Barabashin*

Azov Sea branch of FSBSI «VNIRO» («AzNIIRKH»), Rostov-on-Don, Russia

Contamination of water, bottom sediments and the roach *Rutilus heckelii* by heavy metals (copper, zinc, lead, cadmium, mercury), arsenic, organochlorine pesticides (OCPs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) has been studied in the Sea of Azov over the period 1982–2018, and the results obtained are presented. Nowadays, the concentrations of heavy metals, arsenic, OCPs and PCBs in the water and bottom sediments of the Sea of Azov are observed to decrease vs. the years of the highest pollution (1982–1995). In 1982–2007 in some water samples, the concentrations of copper, mercury, OCPs and PCBs exceeded the maximum permissible concentrations for fishery reservoirs. For several years the lead and cadmium concentrations were also higher than their average values for the corresponding type of bottom sediments. Until 1992, of the heavy metals in question, there was observed an excess of maximum permissible concentrations only for lead in the roach liver, eggs and roe. Of the PCB congeners evaluated in the water, bottom sediments and roach, persistent and dangerous penta- and hexachlorobiphenyls were identified, among which dioxin-like congeners were also found. The differences are shown in the bioaccumulation of pollutants by roach.

Keywords: Azov Sea, roach, heavy metals, arsenic, organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls.

DOI: 10.36038/2307-3497-2019-178-84-103

REFERENCES

- Vinogradov A.P.* 2001. Himicheskij elementarnyj sostav organizmov morya. Izbrannye Trudy [The chemical elemental composition of the organisms of the sea. Selected Works]. M.: Nauka, 358 s.
- Ivanov G.I., Ponomarenko T.V.* 2002. Tyazhelye metally v ekosisteme Barentseva moray [Heavy metals in the Barents Sea ecosystem] // Tez. dokl. Mezhd. konf. «Sovremennye problemy okeanologii shel'fovyyh morej Rossii». Rostov-na-Donu. S. 84–88.
- Izrael' Yu.A., Cyban' A.V.* 1992. Obzor ekologicheskogo sostoyaniya morej SSSR i ot del'nyh rajonov Mirovogo okeana za 1990 g. [Overview of the ecological state of the seas of the USSR and certain regions of the oceans for 1990]. SPb.: Gidrometeoizdat. 143 s.
- Zabotkina E.A., Lapirova T.B.* 2003. Vliyanie tyazhelyh metallov na immunofiziologicheskij status ryb [Effect of heavy metals on the immunophysiological status of fish] // Uspekhi sovremennoj biologii. T. 123. № 4. S. 401–408.
- Klenkin A.A., Korpakova I.G., Pavlenko L.F., Temerdashev Z.A.* 2007. Ekosistema Azovskogo morya: antropogennoe zagryaznenie [Ecosystem of the Sea of Azov: anthropogenic pollution]. Krasnodar: Prosveshchenie-Yug. 324 s.
- Klyuev N.A., Brodskij E.S.* 2000. Opredelenie polihlorirovannyh bifenilov v okruzhayushchej srede i biote [Determination of polychlorinated biphenyls in the environment and biota] // Polihlorirovannyye bifenily. Supertoksikanty XXI veka. M.: VINITI. Inform. vyp. № 5. S. 31–63.
- Korpakova I.G.* 1998. Reakciya gidrobiontov na dejstvie pesticidov raznyh klassov [The reaction of hydrobionts to the action of pesticides of different classes] // Osnovnye problemy rybnogo hozyajstva i ohrany rybohozyajstvennyh vodoemov Azovo-Chernomorskogo bassejna. Sb. nauch. tr. AzNIIRH. Rostov-na-Donu: AzNIIRH. S. 490–501.
- Korpakova I.G., Volovik S.P.* 2001. Antidotnaya terapiya vodnyh ekosistem [Antidote therapy for aquatic ecosystems]. Rostov-na-Donu: Logos, 330 s.

- Korotkova L.I.* 2008. Pesticidy i polihlorbifenily v ekosisteme Azovskogo moray [Pesticides and polychlorinated biphenyls in the Sea of Azov ecosystem]. Avtoref. diss. ... kand. him. nauk. Krasnodar: KubGU. 26 s.
- Makarov E. V., Spivak E. G., Aksenova E. I., Idrisova N.H., Cybul'skij I.E.* 1996. Vliyanie smesi hlororganicheskikh pesticidov i tyazhelykh metallov na funktsional'no-strukturnye harakteristiki rannej molodi osetra Azovskogo bassejna [The influence of a mixture of organochlorine pesticides and heavy metals on the functional and structural characteristics of the early juvenile sturgeon of the Azov basin] // *Sostoyanie i perspektivy nauchno-prakticheskikh razrabotok v oblasti marikul'tury Rossii*. M.: Izd-vo VNIRO, S. 193–196.
- Mineev A.K.* 2017. Sovremennoe morfofiziologicheskoe sostoyanie massovykh vidov ryb v ekologicheskikh usloviyakh vodoemov i vodotokov bassejna srednej i nizhnej Volgi [The current morphophysiological state of mass fish species in the ecological conditions of water bodies and watercourses in the middle and lower Volga basins]. Avtoref. diss. ... dokt. biol. nauk. Tol'yatti: IEHVB37 s.
- Prakticheskoe rukovodstvo po himicheskomu analizu elementov vodnykh ekosistem.* 2018. Prioritetnye toksikanty v vode, donnykh otlozheniyah, gidrobiontah [A practical guide to the chemical analysis of the elements of aquatic ecosystems. Priority toxicants in water, sediments, hydrobionts]. Pod red. Barabashina T.O. Rostov-na-Donu: Mini Tajp. 436 s.
- SanPiN2.3.2.1078-01.* 2011. Gigienicheskie trebovaniya k bezopasnosti i pishchevoj tsennosti pishchevykh produktov. [Hygienic requirements for the safety and nutritional value of food. SanPiN2.3.2.1078-01]. Rossijskaya gazeta. № 54.
- Sergeeva S.G., Vojkina A.V., Cybul'skaya M.A., Bugaev L.A., Pavlyuk A.A., Gorbenko E.V., Poluvyanov P.N.* 2018. Harakteristika molodi tarani *Rutilus rutilus* (L), vyrashchivaemoj v usloviyakh pojmennykh nerestovo-vyrostnykh hozyajstv Azovo-Kubanskogo rajona v 2017 g. [Characteristics of juvenile *Rutilus rutilus* (L) rams grown under floodplain spawning and nursery farms in the Azov-Kuban region in 2017] // *Vodnye bioresursy i sreda obitaniya*. T. 1. № 2. S. 41–50.
- Cunikova E.P., Popova T.M., Vasilenko I.N., Ivashchenko E.R.* 1996. Osobennosti rannego ontogeneza poluprohodnykh ryb v nerestovovyrostnykh vodoemah Kubani v zavisimosti ot istochnika vodosnabzheniya [Features of the early ontogenesis of semi-anadromous fish in spawning and rearing reservoirs of Kuban depending on the source of water supply] // *Osnovnye problemy rybnogo hozyajstva i ohrany rybohozyajstvennykh vodoemov Azovo-Chernomorskogo bassejna*. Sbornik nauchnykh trudov AzNIIRH. Rostov-na-Donu. S. 348–352.
- Guruge K.S., Tanabe S.* 2001. Contamination by persistent organochlorines and butyltin compounds in the west coast of Sri Lanka Mar // *Pollut. Bull.* V. 42. P. 179–186.
- Ritter L., Solomon K.R., Forget J.* 1995. An assessment report on DDT-Aldrin-Dieldrin-EndrinChlordane-Heptachlor-Hexachlorobenzene-Mirex-Toxaphene-Polichlorinated Biphenyls-Dioxins and Furans: The Intern. Progr. on Chemical Safety (IPCS) within the Framework of the Inter-Organization Progr. for the Sound Management of Chemicals (IOMC). Canada: Canadian Network of Toxicology Centres. 145 p.

TABLE CAPTIONS

- Table 1.** Permissible levels of accumulation of toxicants in fish, µg/kg wet weight
- Table 2.** The accumulation ranges of heavy metals in the organs and tissues of the Azov roach, 1992–2012, mg/kg wet weight (P = 0,95)
- Table 3.** The accumulation ranges of heavy metals and arsenic in the organs and tissues of the Azov roach, 2013–2018, mg / kg wet weight (P = 0,95)
- Table 4.** Concentrations of OCP and PCB in the organs of roach in 1992–2018, mcg/kg wet weight (P = 0,95)

FIGURE CAPTIONS

- Fig. 1.** Map of the study area
- Fig. 2.** The average copper content in the water of the Taganrog Bay and the eastern region of the sea proper, 1992–2018, mcg/l
- Fig. 3.** The average mercury content in the water of the Taganrog Bay and the eastern region of the sea proper, 1992–2018, mcg/l

- Fig. 4.** The average zinc content in the water of the Taganrog Bay and the eastern region of the sea proper, 1992–2018, mcg/l
- Fig. 5.** The average lead content in the bottom sediments of the Taganrog Bay and the eastern region of the sea proper, 1992–2018, mg/kg dry weight
- Fig. 6.** The average content of cadmium in the bottom sediments of the Taganrog Bay and the eastern region of the sea proper, 1992–2018, mg/kg dry weight
- Fig. 7.** The accumulation of zinc in the organs and tissues of the roach, 1994–2005, mg/kg wet weight ($P = 0,95$)
- Fig. 8.** The accumulation of copper in the organs and tissues of roach, 1992–2005, mg/kg wet weight ($P = 0,95$)
- Fig. 9.** The accumulation of lead in the organs and tissues of the roach, 1992–2018, mg/kg wet weight ($P = 0,95$)
- Fig. 10.** Accumulation of cadmium in the organs and tissues of the roach, 1992–2018, mg/kg wet weight ($P = 0,95$)
- Fig. 11.** Accumulation of mercury in the organs and tissues of roach, 1992–2018, mg/kg wet weight ($P = 0,95$)
- Fig. 12.** Average concentrations of OCPs in the liver, gonads and muscles of the producers of roach in 1995–2018, mcg/kg wet weight ($P = 0,95$)