

залив, район Камышеватской и Ачужевской кос).

Снижение загрязнения ХОП водной толщи не привело к существенному уменьшению их накопления в осетровых и других промысловых рыбах Азовского моря. Выявлена взаимосвязь между уровнем накопления ХОП и патологическими изменениями физиолого-биохимического статуса рыб, приводящими, в конечном итоге, к нарушению репродукции.

Анализ содержания цезия-137 в компонентах экосистем Азово-Донского бассейна в 2002-2007 гг.

И.Д. Мхитарьян, А.В. Мирзоян

На сегодняшний день стало необходимым проведение широкомасштабного радиоэкологического мониторинга для оценки последствий возможного воздействия на окружающую среду практикующегося захоронения радиоактивных отходов или потенциальных аварийных выбросов. Пуск Волгодонской АЭС потребовал создания в Азово-Донском бассейне отраслевой системы радиологического мониторинга.

Санкционированное захоронение радиоактивных отходов или аварийные выбросы атомных электростанций с неизбежностью увеличивают вероятность воздействия радиации не только на человека, но и на популяции диких животных, в том числе гидробионтов. Основной вклад в радиоактивность донных отложений вносят радионуклиды техногенного происхождения - цезий-137 и стронций-90, при этом особое внимание уделяется изучению распространения радиоцезия, проникающего в природную среду вследствие ядерных взрывов в атмосфере или при авариях ядерных реакторов различного назначения. Ранее нами было показано, что Азовское море является своеобразным аккумулятором цезия-137, поступающего в Азовское море в процессе переотложения и миграции веществ по речным системам Приазовья.

В связи с этим, проблема современного получения информации о пространственно-временном распределении радионуклидов в экосистемах водоемов, находящихся в непосредственной близости от Волгодонской АЭС, наиболее актуальна на сегодняшний день.

Задачей нашей работы являлось исследование содержания одного из важных в биологическом аспекте изотопов - цезия-137 - в донных отложениях и гидробионтах Азово-Донского бассейна в период с 2002 по 2007 гг.

Материалы и методы

Содержание цезия-137 исследовали в образцах донных отложений, отобранных в нижнем течении реки Дон, в местах впадения крупных и средних рек области, таких как Северский Донец, Аксай, Маныч, Сал.

Образцы донных отложений и гидробионтов в Азовском море были отобраны в следующих районах:

- Восточная часть Темрюкского района (31 X, 32 Ф, 30 X),
- Центральная часть, район открытая часть (27 П, 30 Р, 24 П, 27 У),
- Восточная часть Ахтарского района (37 О, 31 О, 36 Н, 40 Н, 37 П, 36 П),
- Восточная часть Камышевато-Должанского района (30 М, 31 К, 33 К, 36 М, 32 М, 32 И, 36 И),
- Восточная часть Ачуевского района (37 Т),
- Восточная часть Таганрогского залива (46 В, 51 А),
- Западная часть Таганрогского залива (38 Г, 34 Г, 37 Г, 31 Ж).

Донные отложения массой 1000-1300 г отбирали дночерпателем Петерсена, высушивали до постоянного веса и определяли удельную объемную активность цезия-137 на УСК «Гамма-Плюс». Удельную объемную активность цезия-137 пересчитывали в Бк/кг сухого веса.

Образцы рыб разных видов отбирали в соответствии с ГОСТ 7631-85 и нормами расхода рыбного сырья и продукции на один радиологический анализ.

Для определения активности радиоцезия в мышечных тканях рыб для одной пробы отбирали 1,5-2,5 кг ткани. Пробы подсушивали на алюминиевых противнях при температуре 100-150 °С, после чего переносили в фарфоровые тигли, которые предварительно были протерты обеззолеными фильтрами, смоченными в 2 Н растворе азотной кислоты. После этого тигли помещали в муфельную печь и сжигали образцы при температуре 390-400 °С в течение 48 часов.

Удельную объемную активность цезия-137 определяли на радиологической установке РЭУС-П на основе ППД Ge(Li)-DRDK-80В.

Результаты и обсуждение

В таблице 1 приведены результаты лабораторных исследований радионуклидного загрязнения донных отложений бассейна реки Дон за период с 2002 по 2007 гг.

Как видно из результатов, приведенных в таблице 1, на протяжении всего исследуемого периода с 2002 по 2007 гг., самые высокие значения удельной объемной активности цезия -137 зарегистрированы в иловых отложениях устья рек Аксай и Маныч - $21,9 \pm 6,2$ и $19,7 \pm 4,2$ Бк/кг, соответственно. В остальных образцах удельная объемная активность

цезия-137 не превышала $17,3 \pm 4,1$ Бк/кг, при этом в значительной части проб содержание цезия-137 было ниже пределов обнаружения.

В таблице 2 представлены результаты исследования радионуклидного загрязнения донных отложений Азовского моря за период с 2002 по 2007 гг.

Таблица 1

Удельная объемная активность цезия-137 в донных отложениях бассейна р. Дон

Район отбора проб	Удельная объемная активность цезия-137 Бк/кг					
	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Устье реки Северский Донец	< 3	< 3	< 3	$7,6 \pm 1,3$	$5,4 \pm 1,2$	$5,1 \pm 1,1$
500 м выше устья р. Северский Донец	< 3	$7,6 \pm 2,1$	< 3	< 3	< 3	$3,1 \pm 0,9$
500 м ниже устья р. Северский Донец	< 3	$6,4 \pm 2,5$	$3,0 \pm 0,2$	< 3	$4,2 \pm 1,1$	$3,2 \pm 1,4$
Устье реки Сал	$4,2 \pm 1,4$	$5,8 \pm 2,6$	$3,7 \pm 0,6$	$3,9 \pm 0,7$	$3,9 \pm 0,7$	$4,1 \pm 1,3$
500 м ниже устья реки Сал	$6,7 \pm 2,2$	< 3	$3,5 \pm 0,8$	< 3	< 3	< 3
500 м выше устья реки Сал	$6,5 \pm 2,8$	$9,9 \pm 3,4$	$9,6 \pm 2,4$	$7,5 \pm 2,0$	< 3	$3,0 \pm 1,1$
Устье реки Маныч	$8,6 \pm 2,4$	$14,7 \pm 2,1$	$10,3 \pm 2,7$	$6,5 \pm 1,7$	$19,7 \pm 4,2$	$12,7 \pm 2,4$
500 м выше устья реки Маныч	$7,6 \pm 4,3$	$13,8 \pm 2,5$	$17,3 \pm 4,1$	$13,3 \pm 3,1$	< 3	< 3
500 м ниже устья реки Маныч	< 3	< 3	$3,2 \pm 1,1$	< 3	< 3	< 3
Устье реки Аксай	$10,2 \pm 2,6$	$9,4 \pm 3,4$	$7,2 \pm 1,8$	$14,7 \pm 2,5$	$21,9 \pm 6,2$	$18,5 \pm 3,7$
500 м ниже устья реки Аксай	< 3	$3,8 \pm 1,8$	$4,2 \pm 1,7$	$4,8 \pm 0,9$	< 3	$3,3 \pm 1,3$
500 м выше устья реки Аксай	$14,93 \pm 1,9$	$15,2 \pm 4,8$	$16,6 \pm 3,7$	$3,0 \pm 0,5$	$3,7 \pm 0,7$	$3,9 \pm 1,4$

Таблица 2

Удельная объемная активность цезия-137 в донных отложениях Азовского моря

Район отбора проб (квадраты)	Удельная объемная активность цезия-137 Бк/кг					
	2002	2003	2004	2005	2006	2007
1	2	3	4	5	6	7
Восточная часть						
Темрюкский район, 31 X	< 3	< 3	$12,9 \pm 4,1$	$11,3 \pm 2,2$	$9,6 \pm 1,4$	$10,1 \pm 2,1$
Темрюкский район, 32 Ф	< 0,7	< 3	$11,2 \pm 2,9$	$10,4 \pm 2,1$	$10,2 \pm 2,2$	$9,7 \pm 1,9$
Ахтарский район, 37 О	$4,1 \pm 1,8$	< 3	$3,0 \pm 1,4$	< 3	< 3	< 3
Ахтарский район, 31 О	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3
Ахтарский район, 36 Н	$2,0 \pm 2,2$	$3,1 \pm 1,3$	< 3	< 3	$3,3 \pm 1,4$	$3,0 \pm 1,0$
Ахтарский район, 40 Н	$7,2 \pm 2,2$	$48,7 \pm 1,0$	$4,1 \pm 1,3$	$4,7 \pm 1,5$	$6,7 \pm 1,8$	$3,7 \pm 1,2$
Ахтарский район, 36 П	$4,2 \pm 1,4$	$4,9 \pm 1,8$	$5,9 \pm 2,2$	$5,7 \pm 2,3$	$3,6 \pm 1,7$	$3,0 \pm 1,0$
Ахтарский район, 37 П	$16,2 \pm 3,2$	$15,2 \pm 3,2$	$3,1 \pm 1,1$	$4,1 \pm 1,3$	$4,5 \pm 1,3$	$4,4 \pm 1,3$
Камышевато-Должанский р-н, 30 М	$46,0 \pm 14$	$9,1 \pm 2,5$	$42,8 \pm 5,4$	$40,8 \pm 5,3$	< 3	$33,8 \pm 4,0$
Камышевато-Должанский р-н, 36 М	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3
Камышевато-Должанский р-н, 32 М	$11,4 \pm 3,2$	$15,3 \pm 3,2$	$14,3 \pm 2,3$	$11,1 \pm 2,1$	$10,0 \pm 2,3$	$9,4 \pm 3,2$
Камышевато-Должанский р-н, 31 К	$20,3 \pm 3,3$	$17,5 \pm 2,2$	$22,4 \pm 3,2$	$26,7 \pm 3,4$	$10,2 \pm 2,2$	$11,2 \pm 2,1$
Камышевато-Должанский р-н, 33 К	$3,1 \pm 1,1$	< 3	< 3	< 3	< 3	< 3
Камышевато-Должанский р-н, 32 И	< 3	< 3	$3,3 \pm 1,1$	$3,9 \pm 1,2$	$3,9 \pm 1,2$	< 3
Камышевато-Должанский р-н, 36 И	$4,6 \pm 1,4$	$9,1 \pm 2,5$	$4,3 \pm 1,2$	$7,3 \pm 2,2$	< 3	$5,0 \pm 2,5$
Ачуевский район, 37 Т	$16,3 \pm 2,7$	$36,4 \pm 4,6$	$7,6 \pm 2,1$	$5,6 \pm 2,0$	$5,4 \pm 2,1$	$6,8 \pm 2,0$

1	2	3	4	5	6	7
Центральная часть						
Район открытого моря, 27 П	40,1±6,3	44,4 ±6,7	21,9±5,1	25,7±4,7	23,7±4,1	22,7±13,9
Район открытого моря, 30 Р	5,7±1,7	<3	23,4±3,7	24,4±3,2	22,1±3,5	25,1±3,9
Район открытого моря, 24 П	15,0±2,1	17,1±3,2	17,2±3,4	27,2±4,1	28,0±4,6	30,2±4,0
Таганрогский залив						
Восточная часть, 46 В	16,2±4,5	19,8±3,9	5,3±1,2	8,3±2,9	4,1±1,2	3,8±1,3
Восточная часть, 51 А	14,3±2,4	7,4±2,3	12,3±2,6	14,1±2,9	10,6±2,7	11,1±3,0
Западная часть, 38 Г	11,5±2,4	7,9±2,6	22,6±3,9	28,8±3,8	14,2±2,6	16,7±3,3
Западная часть, 37 Г	10,9±2,8	33,4±6,8	9,1±2,2	10,1±2,4	16,9±3,2	32,2±4,9
Западная часть, 34 Г	11,7±3,4	6,8±2,1	32,4±5,8	30,05±5,1	22,5±2,4	1,5±2,2
Западная часть, 31 Ж	<0,7	<3	15,4±3,3	16,4±3,0	16,9±3,2	7,4±3,2

Приведенные в таблице 2 результаты демонстрируют, что содержание цезия-137 по Восточному побережью колеблется от величины пределов обнаружения в квадратах 31 Х, 32 Ф, 37 О, 31 О, 36 О, 36 М, 33 К, 32 И до 48,7±1,0 Бк/кг (квадрат 40 Н – 2003 г.).

В глубинных районах центральной части моря наиболее высокие содержания цезия-137 зарегистрированы в квадратах 27 П (44,4 ±6,7 Бк/кг - 2003 г.), 24 П (30,2±4,0 Бк/кг - 2007 г.)

В восточной части Таганрогского залива наибольшая активность цезия-137 зарегистрирована в 2003 г. в квадрате 46 В (19,8±3,9 Бк/кг), в западной части в этом же году - в квадрате 37 Г (33,4±6,8 Бк/кг).

В ходе проведенного радиологического мониторинга получена картина распределения цезия-137 в тканях гидробионтов, отловленных в Азовском море.

В таблице 3 приведены данные по содержанию цезия-137 в тканях гидробионтов за период с 2002 по 2007 гг.

Цезий-137 регистрируется во всех исследованных образцах гидробионтов. За исследуемый период максимальная активность цезия-137 в тканях судаков, выловленных в Азовском море, составляет 2,20±0,07 Бк/кг, в тканях пиленгаса - 1,80±0,06 Бк/кг. Следует отметить, что концентрация цезия-137 во всех исследованных образцах находится значительно ниже допустимого уровня содержания этого изотопа в живой рыбе (до 130 Бк/кг) и не представляет радиационной опасности.

Содержание цезия-137 в образцах гидробионтов, выловленных в Азовском море

Наименование	Удельная объемная активность цезия-137 Бк/кг					
	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Восточная часть, Темрюкский район, 30 X						
Судак	1,0±0,2	1,6±0,03	1,3±0,03	1,3±0,03	1,1±0,3	1,0±0,03
Пиленгас	1,6±0,02	1,5±0,02	1,5±0,02	1,4±0,02	1,3±0,01	1,2±0,01
Центральная часть, район открытого моря, 27 У						
Судак	1,5±0,05	1,4±0,08	1,7±0,07	1,6±0,06	1,5±0,06	1,2±0,03
Пиленгас	1,7±0,08	1,4±0,02	1,8±0,06	1,8±0,04	1,8±0,04	1,4±0,03
Восточная часть Ахтарский район, 37 О						
Судак	1,0±0,2	1,4±0,08	2,2±0,07	2,0±0,09	1,7±0,07	1,4±0,05
Пиленгас	1,5±0,02	1,3±0,01	1,5±0,05	1,8±0,05	1,7±0,06	1,7±0,06
Восточная часть, Камышевато-Должанский район, 36 М						
Судак	<0,7	<0,7	1,9±0,07	1,9±0,07	1,2±0,03	1,1±0,02
Пиленгас	1,1±0,02	1,1±0,03	1,7±0,07	1,8±0,06	1,6±0,04	1,7±0,06

Анализ данных по максимальному содержанию Cs-137 в донных отложениях системы Нижний Дон - Азовское море в 2002-2007 гг. подтвердили предположение о том, что Азовское море является накопителем радионуклидов, поступающих с речными водами (Алексаньян, 1972). При этом содержание радиоцезия в донных отложениях Азовского моря в среднем более чем в два раза превышала их содержание в речных донных отложениях нижнего течения р. Дон. Таким образом, радиоактивное загрязнение бассейнов р. Дон и Азовского моря носит характер отдельных пятен с более высоким содержанием цезия-137. Их локализация приурочена к глубинным районам центральной и восточной частей Азовского моря. По данным Бессонова, пятна загрязнения Cs-137 отмечаются в зонах с высоким содержанием органического вещества, при этом значительные колебания концентраций связаны также с мелководностью моря и высокой ролью ветрового и конвективного перемешивания (Матишов, 1998).

Радиологический мониторинг компонентов экосистем р. Дон и Азовского моря, проведенный в период до пуска Волгодонской АЭС и детально освещенный в ранних работах О.М. Алексаньян и М.Г. Давыдова, показал, что активность цезия-137 в илистых донных отложениях Азовского моря составляла до 91,4 Бк/кг сухого веса. Полученные данные активности радиоцезия в период функционирования Волгодонской АЭС

свидетельствуют, что источником цезия-137 в Азово-Донском бассейне остается Чернобыльский инцидент. Увеличения накопления Cs-137 в компонентах экосистем Азово-Донского бассейна в связи с работой Волгодонской АЭС в 2002-2007 гг. не зарегистрировано. Многолетний мониторинг акватории Азово-Донского бассейна, проводимый АзНИИРХ, позволяет эффективно контролировать радиологическую обстановку в Азово-Донском бассейне и успешно отслеживать возможные изменения радиологического фона.

Влияние антропогенного загрязнения донных отложений на ранний онтогенез бычка-кругляка *Neogobius Melanostomus*

И.Е. Цыбульский., А.Ю. Виноградов, М.А. Цыбульская, О.П. Купрюшкина

Антропогенное загрязнение оказывает негативное воздействие на биологические ресурсы водоемов и является одним из основных факторов нанесения ущерба рыбному хозяйству.

Наиболее распространенным видом антропогенного воздействия на биоресурсы Азовского и Черного морей и на их экосистемы в целом является нефтяное загрязнение. Как показали исследования аналитического центра ФГУП «АзНИИРХ», в районе Южной Озереевки в Черном море, в зоне работы морского терминала «Каспийского трубопроводного консорциума» (КТК), а также в отдельных районах Азовского моря (Темрюкский залив, центральная часть) содержание нефтяных углеводородов в донных отложениях приближается и нередко превышает величину 1г/кг грунта. В районах хронического загрязнения на территориях портов концентрация углеводородов в донных отложениях может достигать еще больших величин (более 10 г/кг грунта). Существенный ущерб водным биоресурсам нанесла авария танкера в Керченском проливе, произошедшая в ноябре 2007 г., в результате которой акватория пролива и береговая полоса оказались загрязненными нефтепродуктами. Последствия аварии для биоты в полной мере еще не определены, однако донные отложения, загрязненные нефтепродуктами, на этих акваториях еще долгое время будут являться источником вторичного загрязнения водной среды.

Как временные (аварийные), так и постоянные загрязнения среды морских водоемов оказывают неизбежное влияние на донные биоценозы. Как показали наши экспериментальные исследования прошлых лет, углеводороды на уровне 1,0 г/кг грунта и выше в разной степени влияют на функциональное состояние макрофитов, бентосоядных рыб (барабуля),