



РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК



ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ВНУТРЕННИХ ВОД  
ИМ. И.Д. ПАПАНИНА РАН



РОССИЙСКИЙ ФОНД ФУНДАМЕНТАЛЬНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ



ДЕПАРТАМЕНТ ОХРАНЫ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ И ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ  
ЯРОСЛАВСКОЙ ОБЛАСТИ

## **АНТРОПОГЕННОЕ ВЛИЯНИЕ НА ВОДНЫЕ ОРГАНИЗМЫ И ЭКОСИСТЕМЫ**

**МАТЕРИАЛЫ**

V ВСЕРОССИЙСКОЙ КОНФЕРЕНЦИИ ПО ВОДНОЙ ЭКОТОКСИКОЛОГИИ,  
ПОСВЯЩЕННОЙ ПАМЯТИ Б.А. ФЛЕРОВА

И

## **СОВРЕМЕННЫЕ МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ СОСТОЯНИЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ**

**МАТЕРИАЛЫ**

ШКОЛЫ-СЕМИНАРА ДЛЯ МОЛОДЫХ УЧЕНЫХ, АСПИРАНТОВ И СТУДЕНТОВ  
Борок, 28 октября - 1 ноября 2014 г.

ТОМ 1

3. Временное методическое руководство по нормированию уровней содержания химических веществ в донных отложениях поверхностных водных объектов (на примере нефти). М.: РЭФИА, НИА-Природа, 2002. 133 с.
4. American Society for Testing and Materials: Standard guide for collection, storage, characterization and manipulation of sediments for toxicological testing. ASTM E 1391-94, Philadelphia. ASTM. 1994.
5. Руководство по определению методом биотестирования токсичности вод, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов. М.: РЭФИА, НИА-Природа. 2002. 117 с.
6. Петрова И.В. Способ расчета наибольших недействующих концентраций загрязняющих веществ для донных отложений // Влияние биологически активных веществ на гидробионтов: Сборник научных трудов. 1988. Вып. 287. С.79-87.
7. Burton G.A. Sediment quality criteria in use around the world // *Limnology*, 2002. №3. P. 65-75.
8. Томилина И.И., Комов В.Т. Донные отложения как объект токсикологических исследований (обзор) // *Биология внутренних вод*. 2002. №2. С. 20 – 26.
9. Михайлова Л.В., Исаченко-Боме Е.А. Разработка и апробация норматива содержания нефти в донных отложениях поверхностных водных объектов // *Водные ресурсы*.- 2012. Т. 39.№ 5. С. 530-536.
10. Михайлова Л.В., Исаченко-Боме Е.А., Петухова Г.А., Рыбина Г.Е., Соколовская Е.А. Токсичность нефтезагрязненных донных отложений по отношению к пресноводным гидробионтам разного таксономического уровня // *Водные экосистемы Сибири и перспективы их использования: Матер. Всероссийской конф., посвящ. 100-летию со дня рождения Б.Г. Иоганзена и 80-летию открытия в ТГУ кафедры ихтиологии и гидробиологии, 19-21 апреля 2011 г. Томск, 2011. С. 332-335.*
11. Матковский А.К. Один из подходов оценки предельно допустимого вредного воздействия (ПДВВ) на водоем // *Контроль и реабилитация среды: Матер. IV Междунар. симпоз. Томск, 2004. С. 145-146.*
12. Левич А.П., Забурдаева Е.А., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н., Машихин С.В. Лабораторные методы определения ПДК следует дополнить методами установления экологически допустимых нормативов вредных воздействий по данным экологического мониторинга // *Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы: Материалы конференции и школы-семинара, 11-16 ноября. Борок, 2008. Ч. 1. С. 92 – 107.*

УДК 504.064.3:574(262.5)

### **ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ПОВЕРХНОСТНОГО СЛОЯ ВНУТРЕННЕЙ И ВНЕШНЕЙ АКВАТОРИЙ БАЛАКЛАВСКОЙ БУХТЫ (КРЫМ, ЧЕРНОЕ МОРЕ)**

В.Н. Поповичев, М.А. Попов, О.В. Плотницyna, А.П. Стецюк, Н.Ю. Родионова,  
Т.В. Царина, Н.И. Бобко

*Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского  
299011 Севастополь, Россия, popovichev@ukr.net*

В работе приведены результаты сезонного экологического мониторинга поверхностной воды внутренней и внешней акваторий Балаклавской бухты, проведенного в период 2012 – 2013 гг. По уровню эвтрофирования и ртутному загрязнению экологическая обстановка в этих акваториях оценивается как удовлетворительная, за исключением места выпуска городских сточных вод.

*Ключевые слова:* Черное море, Балаклавская бухта, экологический мониторинг, первичная продукция, ртутное загрязнение

Экологическое состояние прибрежной полосы Черного моря зависит от совокупности природных и антропогенных факторов, которые необходимо учитывать при решении задач рационального природопользования. Неконтролируемое загрязнение прибрежной морской акватории из разных источников приводит к деградации экосистем и необратимым последствиям в импактных зонах.

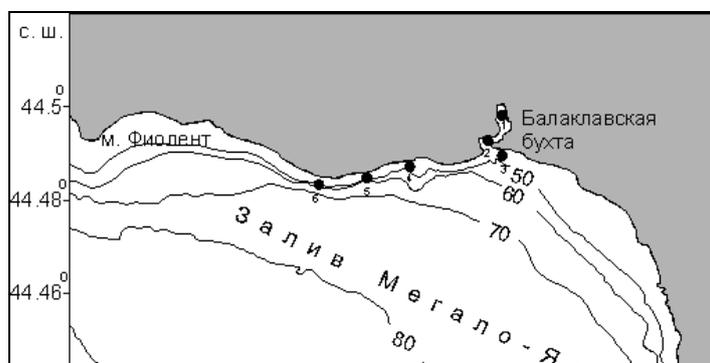
Балаклавская бухта, с глубиной в разных местах от 5 до 36 м, занимает особое место среди участков крымского побережья. Уникальная история, географическое расположение, природно-климатические факторы и геоморфологические особенности бухты открывают широкие возможности для развития здесь рекреационно-туристического комплекса. Эта бухта издавна считается рыбным местом (топоним Балаклава переводится с тюркского «балык юве» – рыба гнездо). Здесь происходит нагул и зимовка многих, как промысловых, так и редких пород рыб. Превращение данной бухты в секретную базу подводного флота СССР на Черном море в 1961 г. стало причиной не только закрытия этого района для гражданских исследователей, но и

исключило на долгие годы в научной литературе самого названия – «Балаклавская бухта». Изменение геополитической обстановки к началу 90-х годов XX века, а затем и вывод подводного флота позволили возобновить здесь научные исследования после длительного перерыва [1].

Нерациональное с экологической точки зрения использование акватории бухты и прилегающей к ней территории привело к серьезным последствиям, хотя некоторое снижение антропогенного пресса после вывода подводного флота положительно отразилось на экологическом состоянии бухты. Однако, в связи с предполагаемым развитием здесь рекреационно-туристического комплекса, антропогенный пресс на экосистему бухты может резко усилиться. Сброс неочищенных бытовых сточных вод, дноуглубительные работы, промышленные стоки, ливневая канализация, утечки нефтепродуктов с судов, базирующихся и ремонтирующихся в бухте, смыв с полей и поступление удобрений и пестицидов с водами речки Балаклавка отрицательно сказываются на качестве вод. Небольшие размеры бухты, относительно примыкающих акваторий открытого моря, позволяют с одной стороны быстро восстанавливать естественные концентрации веществ и планктонных организмов в её акватории за счёт обмена с открытым морем, с другой стороны – её извилистость и относительная замкнутость препятствуют процессам свободного водообмена. Перспективы развития здесь яхтинга, сопутствующего туризма и марикультуры априори предполагают высокие стандарты качества природной среды [1].

Целью наших исследований, проведённых в период 2012 – 2013 гг., было получение сезонных количественных и качественных характеристик экологического состояния поверхностного слоя во внутренней акватории Балаклавской бухты и внешней – в смежном заливе Мегало-Яло (Большой берег). Традиционное внимание было обращено на оценку биотических (первичная продукция (ПП) и концентрация общей взвеси ( $C_{взв}$ )) и абиотических (температура воды ( $T_v$ ), её солёность (S), содержание минеральных форм азота и фосфора) показателей среды рассматриваемых акваторий, а также – на уровень загрязнения их ртутью (Hg), как одним из потенциально токсичных для биоты тяжёлых металлов [2].

На рис. 1 показана карта с месторасположением реперных станций, выполненных в ходе экологического мониторинга внутренней (Ст-1 и Ст-2) и внешней (Ст-3 – Ст-6) акваторий Балаклавской бухты, а в табл. 1 указаны координаты станций, дата отбора проб воды, а также её температура ( $T_v$ , °C) и солёность (S, ‰).



**Рис. 1.** Карта-схема с указанием реперных станций (тёмные кружки), где проводился мониторинг экологического состояния поверхностной воды во внутренней и внешней акваториях Балаклавской бухты

**Таблица 1.** Координаты реперных станций во внутренней и внешней акваториях Балаклавской бухты, дата отбора проб воды, её температура ( $T_v$ , °C) и солёность (S, ‰)

№ ст.	Север. широта	Восточ. долгота	22.08.2012		24.10.2012		14.01.2013		21.03.2013	
			$T_v$ , °C	S, ‰						
1	44°30.07'	33°35.88'	18.61	17.76	19.59	18.15	7.97	18.00	9.16	17.83
2	44°29.74'	33°35.63'	18.25	17.82	19.55	18.13	8.49	17.89	9.24	17.86
3	44°29.60'	33°35.93'	15.40	17.84	19.61	18.14	8.65	17.81	9.23	17.94
4	44°29.46'	33°34.54'	17.23	17.88	19.57	18.15	8.86	18.03	9.31	17.99
5	44°29.31'	33°32.83'	18.84	17.91	19.55	18.12	8.86	18.03	9.25	18.00
6	44°29.30'	33°32.94'	19.64	17.81	19.45	18.11	8.88	18.05	9.29	17.97

Для определения ПП органического вещества (ОВ) использовали радиоуглеродный метод, основанный на допущении, согласно которому внесённый в склянки меченый углерод (обычно в

форме  $\text{Na}_2^{14}\text{CO}_3$  или  $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$ ), включается в процессы фотосинтеза ОВ с той же скоростью, что и стабильный изотоп углерода ( $^{12}\text{C}$ ) [3]. Определение ПП радиоуглеродным методом осуществляется по стандартной схеме: отбор проб воды, добавление изотопа, экспозиция, фильтрация и определение радиоактивности фильтров. Радиоуглеродной методикой «в модификации склянок» рекомендуется одновременно со светлыми склянками в тех же условиях экспонировать пробы воды в тёмных склянках, и при расчёте продукции за величину фотосинтеза принимается разность между фиксацией углекислоты в светлой и тёмной склянках. Поэтому, в процессе постановки экспериментов светлые и тёмные «склянки» (пластиковые флаконы объёмом 67 мл) с водой после внесения  $^{14}\text{C}$  возвращали в условия близкие *in situ* на 1-суточную экспозицию, за время которой можно получить продукцию, близкую к «чистой» ПП [3, 4].

В основе расчёта скорости продуцирования ОВ лежит формула:  $C_{\text{ф}} = C_{\text{к}} \times r / R$ , где  $C_{\text{ф}}$  – величина фотосинтеза за время экспозиции,  $\text{мг С} \times \text{л}^{-1}$ ;  $C_{\text{к}}$  – общее количество углерода во всех формах углекислоты в воде ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ),  $\text{мг С} \times \text{л}^{-1}$ ;  $r$  – радиоактивность, приобретённая фитопланктоном за время экспозиции,  $\text{кБк} \times \text{л}^{-1}$ ;  $R$  – радиоактивность, внесённая в опытные склянки, измеренная при тех же условиях, что и  $r$ , и выраженная в тех же единицах ( $\text{кБк} \times \text{л}^{-1}$ ) [3].

При расчёте ПП фитопланктона для акваторий вблизи Севастополя нами использовалось значение  $C_{\text{к}} = 36 \text{ мг С} \times \text{л}^{-1}$ , при этом исходная радиоактивность  $^{14}\text{C}$  в склянках ( $R$ ) составляла  $50 \text{ кБк} \times \text{л}^{-1}$ , погрешность определения ПП – 18 %. Радиометрические измерения  $^{14}\text{C}$  в аликвотах воды из инкубируемых склянок и во взвеси, осаждённой на мембранных фильтрах «Sartorius», проводили на жидкостно-сцинтилляционном бета-спектрометре «RackBeta – 1219» с использованием сцинтилляционной жидкости «OptiPhase – II» и периодическим контролем работы прибора по прилагаемому  $^{14}\text{C}$ -стандарту [4].

Концентрацию взвешенного вещества ( $C_{\text{взв}}$ ,  $\text{мг(сух)} \times \text{л}^{-1}$ ) в пробах поверхностной воды определяли методом мембранного фильтрования, при этом нуклеопоровые фильтры с размером пор  $0.45 \text{ мкм}$  взвешивали на микроаналитических весах «Sartorius», чувствительностью  $0.1 \text{ мг}$ , затем фильтровали через них  $0.5 - 1.5 \text{ л}$  воды. Фильтры с осаждённой взвесью высушивали и взвешивали. Средняя погрешность определения концентрации взвеси составила 32 % [4].

Гидрохимические параметры проб воды определялись в аккредитованной гидрохимической лаборатории отдела аквакультуры и морской фармакологии ИнБЮМ НАНУ согласно «Руководству по химическому анализу морских вод» [5].

Подготовку проб воды для измерения ртути проводили в лабораторных условиях по методу мониторинга фоновых загрязнений природной среды. Пробы воды фильтровали через мембранный фильтр с диаметром пор  $0.45 \text{ мкм}$  и в фильтрате анализировали растворённую форму ртути, а на фильтрах – взвешенную. В основе выделения и измерения ртути из компонентов морских экосистем находится метод беспламенной атомно-абсорбционной спектрофотометрии (метод холодного пара). Измерения концентрации ртути проводили на анализаторе «Юлия-2» с чувствительностью  $1 \text{ нг}$ . Анализ серии проб показал удовлетворительную воспроизводимость данных с относительными ошибками, составившими 6.4 % для водного фильтрата и 13.4 % – для взвешенного вещества [2].

Первичная продукция и концентрация взвеси. Анализ экспериментальных данных по определению скорости продуцирования ОВ в поверхностной воде акваторий Балаклавской бухты показал, что максимальные значения ПП ( $\text{мг С} \times \text{м}^{-3} \times \text{сут}^{-1}$ ) в основном были приурочены к внутренней акватории бухты (Ст-1 и Ст-2) и к летне-осеннему периоду года, когда температура воды и световые условия оптимальны для развития фитопланктона [4, 6]. В целом для внутренней и внешней акваторий бухты полученные величины ПП варьируют в пределах:  $12.3 - 172.9 \text{ мг С} \times \text{м}^{-3} \times \text{сут}^{-1}$  – летом;  $10.0 - 84.7 \text{ мг С} \times \text{м}^{-3} \times \text{сут}^{-1}$  – осенью;  $3.5 - 8.3 \text{ мг С} \times \text{м}^{-3} \times \text{сут}^{-1}$  – зимой и  $3.6 - 43.9 \text{ мг С} \times \text{м}^{-3} \times \text{сут}^{-1}$  – весной. Летние значения ПП в воде внутренней акватории бухты близки и превышают условный уровень эвтрофности, определённый по летним оценкам ПП для северо-западной части Черного моря и равный  $100 \text{ мг С} \times \text{м}^{-3} \times \text{сут}^{-1}$  [6].

Результаты определения концентрации взвешенного вещества ( $C_{\text{взв}}$ ,  $\text{мг(сух)} \times \text{л}^{-1}$ ) в поверхностной воде изучаемых акваторий свидетельствуют о превалировании во все сезоны года содержание взвеси в воде на Ст-3, приуроченной к месту выпуска сточных хозяйственно-бытовых вод Балаклавского коллектора. При этом, диапазоны значений  $C_{\text{взв}}$  имеют соответствующий сезонный размах, обусловленный совокупностью биотических и абиотических факторов:  $0.7 - 10.0 \text{ мг(сух)} \times \text{л}^{-1}$  – летом;  $0.5 - 25.0 \text{ мг(сух)} \times \text{л}^{-1}$  – осенью;  $0.4 - 12.0 \text{ мг(сух)} \times \text{л}^{-1}$  – зимой и  $0.8 - 16.7 \text{ мг(сух)} \times \text{л}^{-1}$  – весной.

Содержание минеральных форм азота и фосфора. Гидрохимический режим вод Балаклавской бухты формируется под воздействием гидрометеорологических условий, сгонно-нагонных явлений и антропогенного воздействия. Известно [1], что наиболее загрязнена мелководная кутовая часть бухты, принимающая сточные и ливневые воды, что в значительной

мере обусловлено ограниченным водообменом через основную её узкость. Объём поступающих в бухту сточных вод оценивается в 4.4 млн. м<sup>3</sup>×год<sup>-1</sup>, из которых 3.0 млн. м<sup>3</sup>×год<sup>-1</sup> проходит через главный коллектор. Не менее значимый источник загрязнения – стоки, поступающие в бухту с водами речки Балаклавка в объёме 169.6 тыс. м<sup>3</sup>×год<sup>-1</sup>. Ветровые условия определяют интенсивность перемешивания вод, и тем самым, оказывают влияние на экологическое состояние бухты.

Результаты определений в поверхностной воде изучаемых акваторий Балаклавской бухты концентраций минеральных форм азота (NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>) и фосфора (PO<sub>4</sub>), являющихся основными биогенными элементами, влияющими на биопродуктивность вод, характеризуются следующими диапазонами величин: концентрация нитритного азота (NO<sub>2</sub>) изменялась от 0.1 до 35.3 мкг×л<sup>-1</sup>, нитратного (NO<sub>3</sub>) – от 1.4 до 127.0 мкг×л<sup>-1</sup>, аммонийного (NH<sub>4</sub>) – от 3.5 до 1174.1 мкг×л<sup>-1</sup> и фосфатов (PO<sub>4</sub>) – от 0.7 до 341.7 мкг×л<sup>-1</sup>. Из полученного материала значимо выделяются данные по максимальной концентрации этих соединений, зарегистрированных в пробах воды на Ст-3, приуроченной к выпуску сточных вод городской канализации.

*Ртуть (Hg).* Концентрации растворённой, взвешенной и общей (суммарной) форм ртути в поверхностной воде внутренней и внешней акваториях Балаклавской бухты, определённые в ходе посезонного мониторинга с лета 2012 г. по весну 2013 г. характеризуются широкими диапазонами их изменения, обусловленными как природными, так и антропогенными факторами. Во время летней съёмки, выполненной 22 августа 2012 г., наибольшее значение общей формы ртути (124.3 нг×л<sup>-1</sup>) зарегистрировано на Ст-1, находящейся в кутовой части бухты, причём, определяющее значение приходится на растворённую её форму (93.0 нг×л<sup>-1</sup>). В целом по указанным акваториям значения концентрации общей формы Hg варьировали в диапазоне от 9.9 до 124.3 нг×л<sup>-1</sup>, растворённой – от 8.0 до 93.0 нг×л<sup>-1</sup> и взвешенной – от 1.9 до 31.3 нг×л<sup>-1</sup>.

Осенняя мониторинговая съёмка, проведённая 24 октября 2012 г., зафиксировала максимальные значения концентрации Hg на трёх станциях (Ст-1, Ст-3 и Ст-5) и также с преобладающим содержанием растворённой её формы. В целом по акваториям диапазоны значений составляли размах: 7.0 – 279.0 нг×л<sup>-1</sup> для растворённой формы; 2.7 – 72.3 нг×л<sup>-1</sup> для взвешенной и 26.7 – 281.9 нг×л<sup>-1</sup> для общей формы Hg, причём, это были максимальные уровни концентрации ртути за все проведённые съёмки в период 2012 – 2013 гг.

Результаты исследований, проведённых зимой (14 января) и весной (21 марта) 2013 г., дали относительно низкие значения содержания изучаемых форм ртути в воде по сравнению с летне-осенними оценками, с относительными экстремумами величин на Ст-3 и Ст-4. Соответствующие диапазоны значений концентрации Hg для зимней и весенней съёмок имели размах: 2.0 – 61.0 нг×л<sup>-1</sup> и 0.0 – 49.0 нг×л<sup>-1</sup> для растворённой формы; 3.6 – 8.2 нг×л<sup>-1</sup> и 1.8 – 29.0 нг×л<sup>-1</sup> для взвешенной; 6.6 – 66.4 нг×л<sup>-1</sup> и 1.8 – 57.0 нг×л<sup>-1</sup> для общей формы ртути.

В общем, полученные результаты свидетельствуют о пока ещё удовлетворительной экоситуации в отношении загрязнения ртутью поверхностной воды исследованных акваторий Балаклавской бухты. Это следует из сравнения наших данных с величиной предельно допустимой концентрации (ПДК) ртути для воды (100 нг×л<sup>-1</sup>) рыбохозяйственных водоёмов [7], а также с литературными данными [2]. Вместе с тем необходимо обратить внимание на значения суммарной формы ртути, эпизодически превышающие данный уровень ПДК, особенно для кутовой части Балаклавской бухты, а также для внешней её акватории, подверженной влиянию выпуска сточных вод городским коллектором (Ст-3).

*Заключение.* В результате проведённых исследований нами получены количественные оценки биотических и абиотических факторов водной среды, обуславливающих и отражающих экологическое состояние внутренней и внешней акваторий Балаклавской бухты. Их анализ свидетельствует, что по уровню эвтрофирования и загрязнения воды ртутью экологическая обстановка в акваториях бухты в целом характеризуется как удовлетворительная, за исключением места выпуска городских сточных вод.

Вместе с тем экологическая обстановка в бухте может быть улучшена путём введения новых и модернизации существующих очистительных сооружений, а также развития на её акватории мидийных ферм. Из неотложных мер по снижению антропогенного пресса на экосистему рассматриваемой акватории несомненно важным является перенос оголовка выпуска городских хозяйственно-бытовых вод и заглублиение его под основной черноморский пикноклин [1].

#### Список литературы

1. Попов М.А. Океанологическая характеристика Балаклавской бухты, оценка загрязнения её вод и прилегающей акватории Черного моря: Дис. ... канд. геогр. наук. – Севастополь, 2013. – 162 с.
2. Костова С.К. Распределение ртути в акватории черноморского побережья Крыма / С. К. Костова, В. Н. Поповичев // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа: Сб. научн. тр. – Севастополь, 2002. – Вып. 1(6). – С. 118 – 127.

3. Методическое пособие по определению первичной продукции органического вещества в водоёмах радиоуглеродным методом. – Минск: Белгосуниверситет, 1960. – 26 с.
4. Поповичев В.Н. Продукционные характеристики биотического компонента природной взвеси в системе экологического мониторинга акватории Балаклавской бухты в 2012 г. / В.Н. Поповичев, М.А. Попов, Н.Ю. Родионова, Т.В. Царина // Материалы науч. конф. «Ломоносовские чтения» 2013 г. и Междунар. науч. конф. студентов, аспирантов и молодых ученых «Ломоносов-2013» / Под ред. М.Э. Соколова, Г.А. Голубева, В.А. Иванова, Н.Н. Миленко, В.В. Хапаева. – Севастополь: ООО «Экспресс – печать», 2013. – С. 45 – 46.
5. Руководство по химическому анализу морских вод (РД52.10.243-293). – СПб.: Гидрометеиздат, 1993. – 264 с.
6. Финенко З.З. Региональная модель для расчёта первичной продукции Черного моря с использованием данных спутникового сканера цвета SeaWiFS / З. З. Финенко, В. В. Суслин, Т. Я. Чурилова // Морск. экологич. журн., 2009. – Т. VIII. – № 2. – С. 81 – 106.
7. Перечень предельно допустимых концентраций и ориентировочно безопасных уровней воздействия вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоёмов. – М.: Медикор, 1995. – 220 с.

УДК 574.24

### КОМЕТНЫЙ АНАЛИЗ КАК ТЕСТ НА ГЕНОТОКСИЧНОСТЬ МОРСКИХ ПРИБРЕЖНЫХ АКВАТОРИЙ

В.В. Слободскова<sup>1</sup>, С.П. Кукла<sup>2</sup>, В.П. Челомин<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Тихоокеанский океанологический институт им. В.И. Ильичева ДВО РАН,  
690041 Владивосток, Россия, slobodskova@poi.dvo.ru*

<sup>2</sup>*Дальневосточный федеральный университет, 690600 Владивосток, Россия*

Выявлена глубокая деградация молекулы ДНК у гребешков на акватории, прилегающей к г. Владивосток (м. Кунгасный), и у мидий в бух. Горностай. Отмечено, что деструктивным изменениям подвержена практически 1/3 часть молекулы ДНК клеток жабр моллюсков.

*Ключевые слова:* двустворчатые моллюски, метод ДНК-комет, повреждение ДНК, генотоксичность

В настоящее время масштабы загрязнения морских экосистем все сильнее опережают возможности научно-обоснованных оценок и прогнозирования последствий антропогенного воздействия.

Залив Петра Великого можно охарактеризовать как один из уникальнейших районов России по своим географическим особенностям, биологическому разнообразию и богатству ресурсов. Здесь хорошо развито рыболовство, функционируют марикультурные хозяйства, в промышленных объемах добываются водоросли. Но, тем не менее, в его состав, наряду с чистыми акваториями морского заповедника, входят заливы и бухты, которые по поступлению в них объемов загрязняющих веществ можно отнести к сильно загрязненным. Поэтому до сих пор остается актуальной проблема по разработке и усовершенствованию экспресс - методов контроля, диагностики и прогнозирования влияния загрязняющих веществ на состояние биоты. При этом использование традиционных гидробиологических методов оценки негативных изменений в экосистемах не позволяет оперативно оценить экотоксикологическую ситуацию в акваториях.

В связи с этим представляется целесообразным применение подходов, основанных на анализе отдельных ключевых биохимических параметров (молекулярных биомаркеров), отражающих общее изменение физиологического состояния организма в ответ на воздействие неблагоприятных факторов. А оценка опасности развития отдаленных эффектов может быть более эффективной, если основывается на данных о генотоксичности поллютантов [4]. Учитывая исключительную роль генома в функционировании биологических систем, выявление повреждений в структуре молекулы ДНК следует отнести к наиболее важным проявлениям токсичности. В последние годы было разработано много методов, позволяющих регистрировать повреждения ДНК, а также исследовать процессы репарации. Наибольший интерес представляют показатели, характеризующие уровень повреждения ДНК, который выявляется в настоящее время с помощью метода ДНК-комет.

Подобного рода исследования в экотоксикологии только начинаются. Но именно в этом направлении следует ожидать появления интересных научных публикаций, учитывая широкое