

УДК 546.4:591.148:593.8

ВОЗДЕЙСТВИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА СВЕЧЕНИЕ *BEROE OVATA* (STENOPHORA: BEROIDA)

Машукова О. В., Токарев Ю. Н.

*Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, Севастополь,
olgamashukova@yandex.ru, y.tokarev@gmail.com*

Показана изменчивость амплитудно-временных характеристик биолюминесценции гребневика *Beroe ovata* Mayer, 1912 в зависимости от токсичности тяжелого металла, его концентрации и длительности воздействия. Интенсивность свечения гребневиков во всех экспериментальных группах снижается с увеличением времени экспозиции и пропорционально концентрации действующего тяжелого металла. Только при концентрациях в 0,1 ПДК в ряде случаев наблюдается повышение интенсивности свечения, однако, уже через сутки амплитуда в данной группе организмов практически не отличается от контрольной. Установлено, что по силе токсического воздействия на биолюминесценцию гребневиков *B. ovata*, исследуемые металлы можно расположить $Zn < Cu < Hg < Pb$. Ингибирование свечения гребневиков зарегистрировано при действии свинца при всех исследованных концентрациях. Выявленная в результате экспериментов высокая чувствительность биолюминесценции гребневиков к воздействию тяжелых металлов позволяет использовать их в качестве биоиндикаторов этого вида токсикантов.

Ключевые слова: амплитуда и длительность светоизлучения, *Beroe ovata*, тяжелые металлы, Черное море.

ВВЕДЕНИЕ

Экологическое состояние любой акватории зависит от совокупности антропогенных и природных факторов. Основными экологическими проблемами, которые возникли в Черном море еще в конце XX ст., являются эвтрофикация шельфовых зон, загрязнение морской среды токсическими веществами, и, как следствие, деградация прибрежных гидробиоценозов [4, 7, 8].

Большинство загрязняющих веществ, попадая в морскую воду, создают ситуации локального либо регионального загрязнения, чем нарушают нормальный ход биологических процессов. Токсические соединения активно воздействуют на метаболизм и репродукцию планктонных организмов – представителей начальных трофических звеньев в море [16, 25]. Достаточно хорошо исследованы процессы биоаккумуляции тяжелых металлов у организмов различной таксономической принадлежности, поведенческие реакции гидробионтов на присутствие в среде ионов тяжелых металлов [3, 5, 12, 17].

Согласно современным представлениям, основанным на многолетних экспериментальных и натуральных исследованиях, потенциально токсичными для морской среды являются около двадцати металлов. В список наиболее опасных и поэтому приоритетных для изучения входят такие тяжелые металлы, как кадмий, свинец, ртуть, медь и цинк [3, 21].

Биолюминесцентная система планктонтов, как один из фермент-субстратных модулей в комплексе внутренних биофизических циклов организма, испытывает определенные сдвиги при контакте с токсикантами [28]. В ряде случаев показаны нарушения функциональных характеристик организмов, подавление или смещение фазового периода циркадных ритмов биолюминесценции и ее характеристик под воздействием некоторых химических и физических агентов [27, 29].

В силу выше изложенного одной из задач нашей работы явилось исследование воздействия тяжелых металлов на изменение характеристик биолюминесценции гребневику *Beroe ovata* Mayer, 1912 – важного звена в планктонном сообществе Черного моря. Подобных исследований с ктенофорами до сих пор не проводилось.

Эта задача решалась с использованием солей тяжелых металлов: CuSO_4 , ZnCl_2 , PbCl_2 и HgCl_2 , воздействие которых подвергает риску дестабилизации ряд локальных акваторий Черного моря [7, 18]. ПДК, установленные для исследуемых элементов, по порядку величин близки к среднему содержанию в морских водах [8, 20]. В соответствии с известными рекомендациями, нами исследовано 3 уровня содержания данных металлов: 0,1 ПДК, ПДК и 10 ПДК [19].

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Экспериментальные исследования проводили в отделе биофизической экологии ИнБЮМ НАН Украины в сентябре-октябре 2009–2010 гг. Гребневику собирали в слое 0-50 м прибрежной зоны г. Севастополя с удалением от берега до 2-х миль. Для опытов отбирали одноразмерных (35 – 40 мм) особей.

Свежевыловленные особи помещали в емкости с профильтрованной (диаметр пор мембранных фильтров 35 мкм) морской водой объемом 3 – 5 л при температуре $21 \pm 2^\circ\text{C}$ и адаптировали к условиям опыта. Гребневику разделяли на 4 группы: 1) особи, содержащиеся при концентрациях тяжелых металлов (ТМ) в 10 раз меньше ПДК [19]; 2) особи, содержащиеся при ПДК ТМ; 3) особи, содержащиеся при концентрациях ТМ, в 10 раз превышающих ПДК, и 4) контроль – свежевыловленные гребневики, содержащиеся в чистой морской воде. Для исследований были взяты только неповрежденные особи без содержимого в гастровакулярной полости. Экспозиция гребневику контрольной и экспериментальных групп (40 экз. в каждой экспериментальной группе) составляла 1, 3 и 24 ч.

Биолюминесцентные сигналы ктенофор регистрировались сразу после экспозиции при помощи лабораторного комплекса «Свет» [22]. Параллельно проводились измерения сигналов у организмов из контрольной группы. Определение характеристик биолюминесценции гребневику проводили в дневное время при полной темноте. Организмы каждой группы гребневику подвергали механической и химической стимуляции. Для получения наглядной картины, адекватной природным стимулам, в опыте использовали механическую стимуляцию гребневику [2, 22], которая сводилась к созданию потока воды в сосуде с биолюминесцентом с помощью насосного электромеханического устройства. Возникающие при перемещении воды изменения гидрофизических характеристик

приводят к деформации клеточной мембраны гребневика, которая, в свою очередь, индуцирует возникновение потенциала действия, и как следствие, светоизлучения. *In situ* биолюминесцентную вспышку запускает именно механический стимул – сдвиговое напряжение жидкости, причем при переходе тока жидкости от ламинарного к турбулентному свечение резко возрастает по интенсивности.

Для получения информации о приближенном к максимальному биолюминесцентном потенциале ктенофор в эксперименте использовали метод химической стимуляции. В качестве химического реагента был апробирован 96% этиловый спирт в концентрации 10%, вводимой при помощи шприца в кювету.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Воздействие меди на изменение характеристик светоизлучения *Beroe ovata*.

Параметры биолюминесцентных сигналов свежельовленных гребневиков *B. ovata* существенно изменяются при воздействии на них ионов меди. Так, значения амплитуды светоизлучения ктенофор значительно варьировали в зависимости от концентрации и продолжительности экспозиции в растворе с данным металлом (рис. 1).

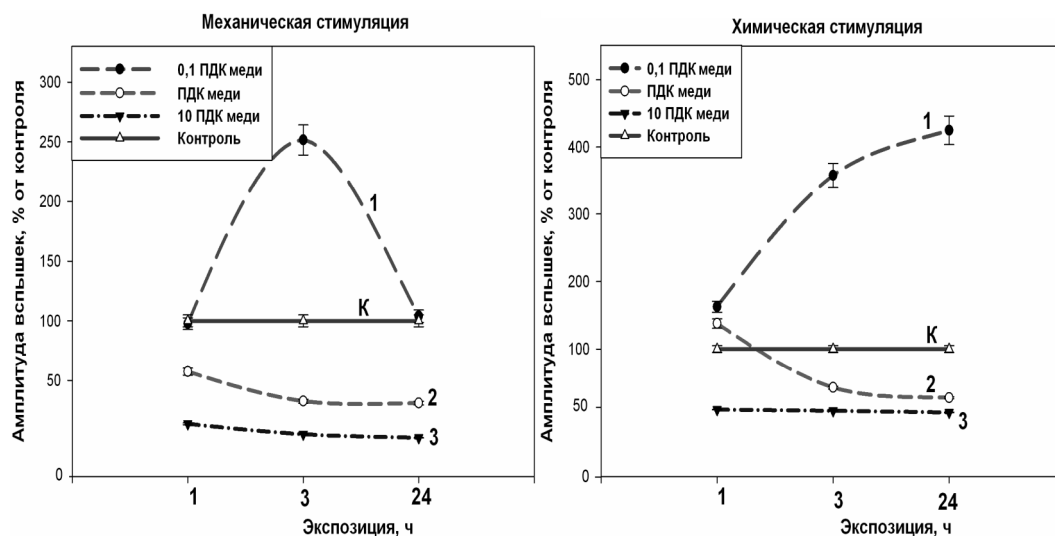


Рис. 1. Интенсивность светоизлучения гребневиков *Beroe ovata* при воздействии ионов меди в концентрации: 0,1 ПДК (1); ПДК (2); 10 ПДК (3) в отношении к контролю

Уже при концентрациях меди, равных ПДК, энергетические параметры свечения в первые часы снижались в 2 раза, при механической стимуляции составляя не более 50% от контроля. Через 3 ч экспозиции при данной концентрации металла интенсивность свечения гребневиков снижалась в 3 раза ($p < 0,05$) по сравнению с контролем, и через сутки достигала минимальных

значений, которые были в 3 раза ниже таковых в контрольной группе (рис. 1). При малых концентрациях меди интенсивность светоизлучения организмов при механической стимуляции в первые часы приближается к контролю, составляя 97,69%, однако через 3 ч амплитуда сигнала нарастает, достигая максимума и составляя 251,6%. Через сутки экспозиции показатели интенсивности снижаются, практически не отличаясь от контроля. При химической стимуляции амплитуда сигналов при концентрации меди 0,1 ПДК в первый час экспозиции составляет 162,61% от контроля, через 24 ч она максимальна – до 424,74%, что в 4 раза выше значений в контроле.

При высоких концентрациях меди (10 ПДК) амплитуда светоизлучения гребневиков в первые часы составляет при механической стимуляции только 2,25%, а при химической – 7,74% от контроля. Вместе с тем, с увеличением времени экспозиции в растворе с высокой концентрацией меди амплитуда светоизлучения особой практически не изменяется, оставаясь значительно ниже контроля: при механической стимуляции – 13,86%, при химической – 9,5% от контроля ($p < 0,05$).

Аналогичная ситуация наблюдается с влиянием ионов меди на длительность светоизлучения ктенофор (рис. 2).

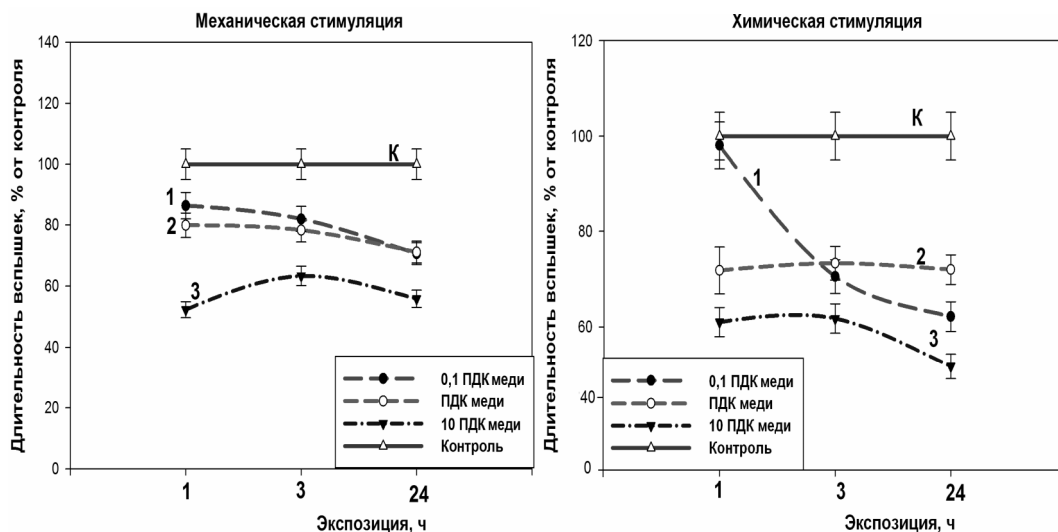


Рис. 2. Длительность светоизлучения гребневиков *Beroe ovata* при воздействии ионов меди в концентрации: 0,1 ПДК (1); 1 ПДК (2); 10 ПДК (3) в отношении к контролю

Так, наиболее продолжительные сигналы гребневиков в первые часы экспозиции наблюдаются при минимальных концентрациях меди, оставаясь несколько ниже, чем в контроле, – при механической стимуляции – 86,28% от контроля, при химической – 98,07% от контроля.

Самые непродолжительные сигналы регистрировались у особей, содержащихся при 10 ПДК меди. Максимальные значения амплитуды светоизлучения *B. ovata* при

0,1 ПДК меди свидетельствуют о стимулирующем воздействии данной концентрации этого токсиканта на процессы жизнедеятельности гребневиков [14]. Однако при увеличении концентрации реагента интенсивность и энергия светоизлучения гребневиков снижаются.

Подобное действие соединений меди на показатели жизнедеятельности других гидробионтов и планктонные сообщества в целом отмечено в ряде публикаций [3, 5, 10]. К примеру, показано, что при минимальных добавках меди ($5 \text{ мкг} \times \text{л}^{-1}$) в фитопланктонном сообществе наблюдается увеличение первичной продукции по биомассе, а при максимальных ($50 \text{ мкг} \times \text{л}^{-1}$) – резкое снижение общей продукционной способности фитопланктона [17]. У различных живых организмов (членистоногих, червей, простейших, бактерий и т.д.) отмечалось подавление ферментативной активности в присутствии тяжелых металлов [14, 20, 26]. При этом токсические эффекты тяжелых металлов проявляются при непосредственном контакте гидробионтов даже с небольшими концентрациями соединений [29].

У морского моллюска *Littorina littorea* выявлено действие меди не только на его периферические рецепторные осфрадиальные органы, но и на связанную с ними кардиосистему. При этом малые и кратковременные концентрации ТМ увеличивали частоту сердечных сокращений (ЧСС) моллюска, а высокие, особенно при длительном воздействии, снижали, тем самым, активизируя нервные и биохимические процессы для детоксикации вредного вещества [10].

Известно также, что поступление во внешнюю среду ионов меди и ртути, приводит к дегенеративным изменениям в мембранах, ответственных за энергетические процессы в организме [14]. Это отрицательно сказывается на физиологическом состоянии организмов и сопровождается изменением амплитуды светоизлучения гребневиков.

Воздействие цинка на биолюминесценцию *Beroe ovata*. Результаты воздействия хлорида цинка на биолюминесценцию *B. ovata* при разных видах стимуляции приведены на рис. 3.

Так, интенсивность светоизлучения гребневиков, содержащихся в эксперименте при минимальной концентрации (0,1 ПДК) цинка, в первые часы экспозиции практически не отличалась от контроля, достигая $(757,40 \pm 37,87) \times 10^8$ квант $\times \text{с}^{-1} \times \text{см}^{-2}$ – при механической стимуляции и $(502,13 \pm 24,10) \times 10^8$ квант $\times \text{с}^{-1} \times \text{см}^{-2}$ – при химической.

Интенсивность свечения особей, содержащихся при ПДК цинка, в первые часы практически не отличается от контроля, особенно при механической стимуляции, однако с увеличением времени экспозиции интенсивность свечения снижается, оставаясь, при этом, в 2 раза выше значений амплитуды в контроле ($p < 0,05$). Увеличение концентрации цинка до $0,5 \text{ мг} \times \text{л}^{-1}$ приводит к снижению показателей свечения гребневиков в 2 раза по сравнению с контролем ($p < 0,05$). Такая закономерность отмечается на всем протяжении экспозиции, что приводит при суточной экспозиции к минимальным значениям интенсивности свечения гребневиков данной экспериментальной группы – $(9,22 \pm 0,43) \times 10^8$ квант $\times \text{с}^{-1} \times \text{см}^{-2}$.

Длительность вспышек (рис. 4) так же, как и в экспериментах с медью, испытывает существенные отклонения от контроля, однако в целом с увеличением времени экспозиции во всех экспериментальных группах она снижается. При этом

наиболее продолжительные сигналы регистрировались при низких концентрациях цинка, составляя в первые часы $2,63 \pm 0,12$ с при химической и $2,28 \pm 0,11$ с при механической стимуляции.

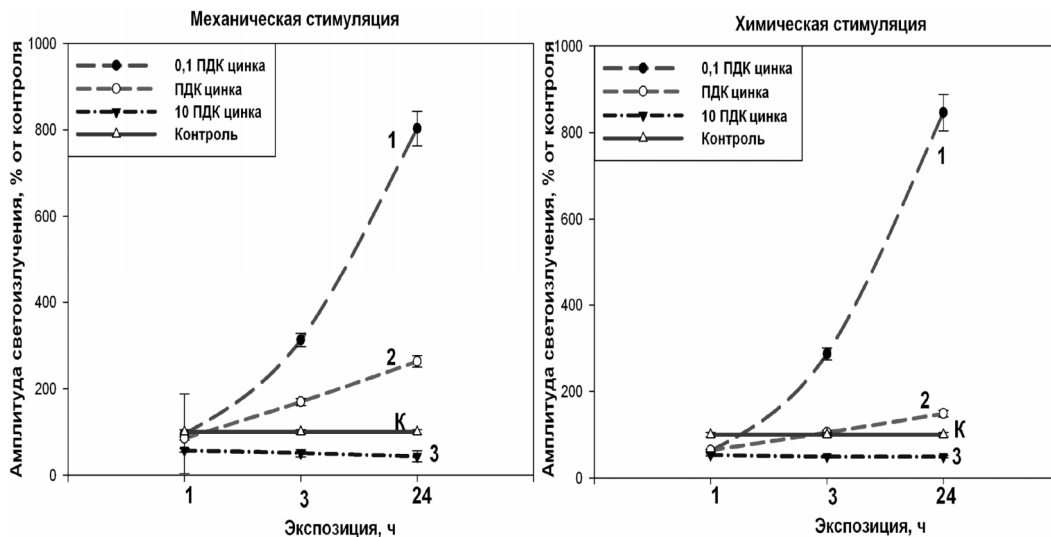


Рис. 3. Интенсивность светоизлучения гребневигов *Beroe ovata* при воздействии ионов цинка в концентрации: 0,1 ПДК (1); ПДК (2); 10 ПДК (3) в отношении к контролю

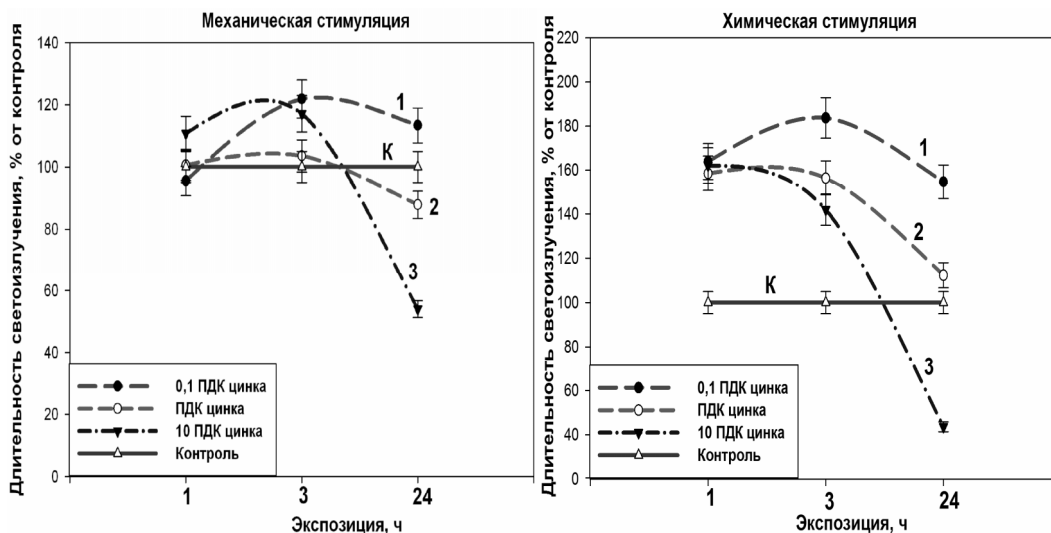


Рис. 4. Длительность светоизлучения гребневигов *Beroe ovata* при воздействии ионов цинка в концентрации: 0,1 ПДК (1); ПДК (2); 10 ПДК (3) в отношении к контролю

Через 3 ч экспозиции длительность светоизлучения гребневиков данной группы нарастала, составляя $2,98 \pm 0,14$ с при химической и $2,81 \pm 0,14$ с при механической стимуляции, что на 0,52 и 0,59 с, соответственно, превышало длительность свечения контроля. У гребневиков, содержащихся при ПДК цинка, время светоизлучения при химической стимуляции уже через 1 ч экспозиции на 0,43 с превышало аналогичные значения в контроле, а через сутки – снижалось, оставаясь в 1,5 раза выше контроля.

Наиболее короткие сигналы зарегистрированы у гребневиков, содержащихся при 10 ПДК, составляя в первые часы $1,17 \pm 0,05$ с при химической и $0,46 \pm 0,02$ с при механической стимуляции и снижаясь через 24 ч в 3 – 4 раза.

Характер воздействия цинка на изменчивость параметров биолюминесценции гребневиков *B. ovata* напоминает таковой при действии меди. Так, энергетические параметры свечения при воздействии небольших концентраций цинка максимальны, а при повышении концентрации металла и увеличении продолжительности экспозиции – минимальны. Однако по сравнению с медью цинк в меньшей мере угнетает светоизлучение ктенофор. Так, интенсивность свечения гребневиков *B. ovata*, содержащихся при низких концентрациях цинка, в 2 раза при механической и в 4 раза при химической стимуляции выше, чем при минимальных концентрациях меди. Устойчивость гребневиков к действию цинка выражалась и в изменениях двигательной активности организмов. Так, ктенофоры, содержащиеся даже при 10 ПДК цинка 10-12 ч активно передвигались и только при более длительной экспозиции (24 ч) оседали на дно.

Результаты наших исследований демонстрируют значительно менее высокую токсичность цинка по сравнению с медью. Это объясняется тем, что цинк оказывает на гидробионтов двойное действие. Так, при изучении влияния ионов цинка водной среды на гемоциты моллюска *Planorbarius purpura* показано, что у зараженных трематодами моллюсков наблюдается снижение прогемоцитов в гемолимфе и, соответственно, снижение ее защитных свойств [11]. У незараженных организмов, в том числе и у гребневиков, данный металл в малых концентрациях жизненно необходим, так как цинк входит в состав 200 металлоферментов, участвует в обмене белков, липидов и нуклеиновых кислот [6].

Высокие значения ТМ приводят к нарушениям функционального развития гидробионтов. Именно потому максимальные значения показателей светоизлучения гребневиков, наблюдаемые при низких концентрациях цинка, а минимальные – при высоких, свидетельствуют об активации ферментативных процессов в организме гребневиков при 0,1 ПДК и их ингибировании при 10 ПДК цинка [14].

Воздействие свинца на биолюминесценцию *Beroe ovata*. Результаты демонстрируют существенное подавление биолюминесценции ктенофор при воздействии ионов свинца (рис. 5).

Так, значения амплитуды биолюминесценции гребневиков практически минимальны при всех заданных концентрациях. Даже при концентрации в 0,1 ПДК гребневики уже в первые часы экспозиции демонстрировали небольшую интенсивность светоизлучения, в 6–7 раз ниже контрольных значений ($p < 0,05$). Содержание гребневиков при ПДК свинца приводит к еще более низким значениям

амплитуды их свечения: $(41,01 \pm 2,05) \times 10^8$ квант \times с $^{-1}$ \times см $^{-2}$ – при химической и $(66,15 \pm 3,3) \times 10^8$ квант \times с $^{-1}$ \times см $^{-2}$ при механической стимуляции.

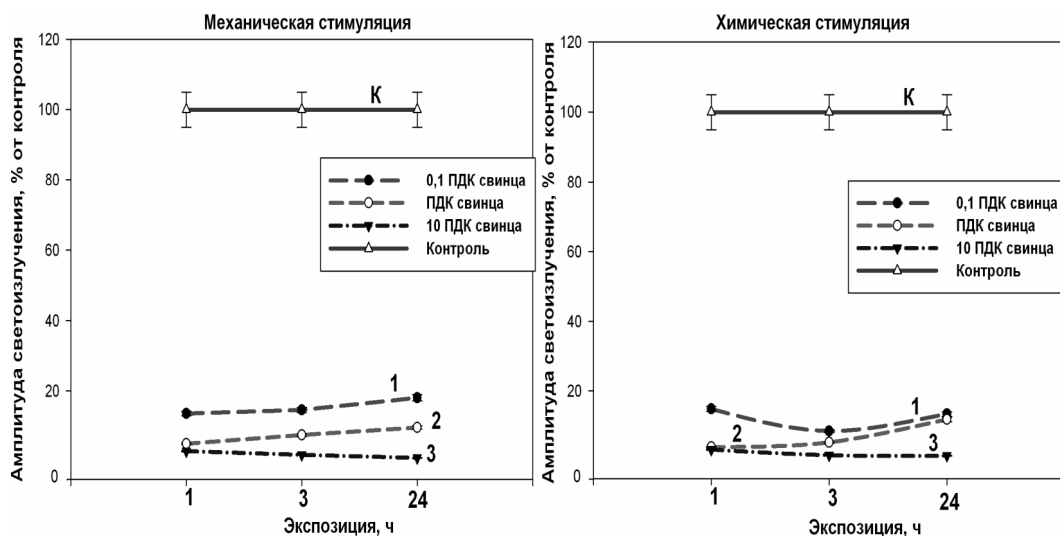


Рис. 5. Интенсивность светоизлучения гребневиков *Beroe ovata* при воздействии ионов свинца в концентрации: 0,1 ПДК (1); ПДК (2); 10 ПДК (3) в отношении к контролю

Минимальное свечение зарегистрировано у особей, содержащихся при концентрации свинца в 10 ПДК. Значения амплитуды при этом как в первые часы экспозиции в 34 раза ниже контрольных, так и при суточной экспозиции минимальны и составляют $(1,54 \pm 0,06) \times 10^8$ квант \times с $^{-1}$ \times см $^{-2}$ при механической и $(1,66 \pm 0,07) \times 10^8$ квант \times с $^{-1}$ \times см $^{-2}$ – при химической стимуляции.

Продолжительность светоизлучения гребневиков (рис. 6) также существенно изменяется в зависимости от концентрации свинца и продолжительности экспозиции организмов.

Более продолжительные сигналы регистрируются в группе гребневиков, содержащихся при 0,1 ПДК свинца: в первые часы экспозиции от $1,72 \pm 0,08$ с – при химической и до $2,17 \pm 0,1$ с – при механической стимуляции, через 3 и 24 ч время светоизлучения снижается, тем не менее, оставаясь максимальным: $1,21 \pm 0,06$ с при химической и $1,71 \pm 0,08$ с при механической стимуляции. Во всех других экспериментальных группах длительность светоизлучения существенно ниже контроля и сокращается при увеличении времени экспозиции. Наименее продолжительные сигналы, особенно при суточной экспозиции, регистрируются у особей, содержащихся при 10 ПДК, длительность светоизлучения при этом достигает: $0,88 \pm 0,03$ с при механической и $1,09 \pm 0,05$ с при химической стимуляции, что составляет 50% от контроля. Таким образом, ингибирование свечения гребневиков *B. ovata* под воздействием ионов свинца усиливается как с увеличением концентрации данного металла, так и с увеличением времени экспозиции.

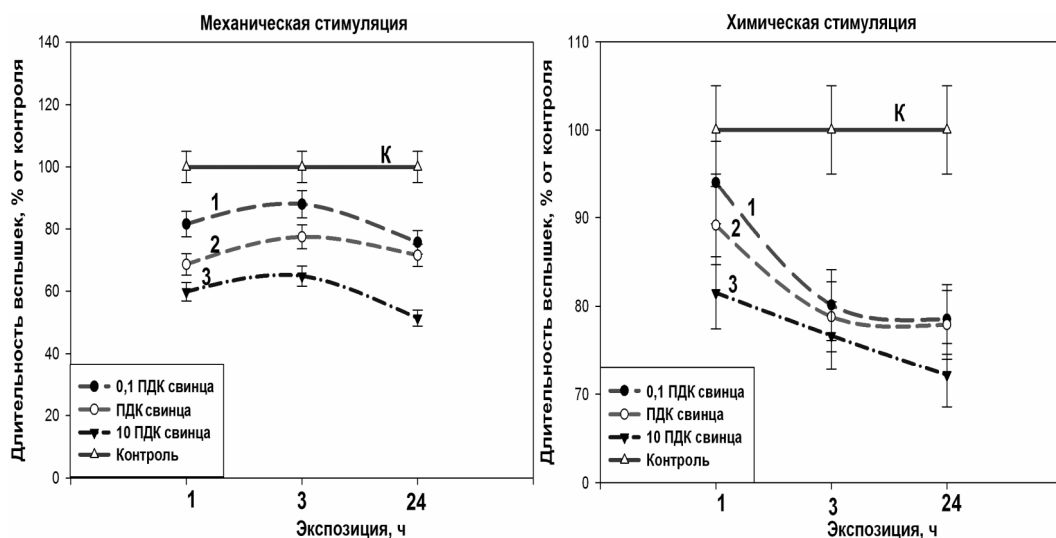


Рис. 6. Длительность светоизлучения гребневиков *Beroe ovata* при воздействии ионов свинца в концентрации: 0,1 ПДК (1); ПДК (2); 10 ПДК (3) в отношении к контролю

Токсическое действие свинца во многом обусловлено его способностью образовывать связи с большим числом анионов – лигандов [9], к которым относятся сульфгидрильные группы, производные цистеина, имидазольные и карбоксильные группы, фосфаты. В результате связывания ангидридов со свинцом угнетается синтез белков и активность ферментов, в том числе антиоксидантных [18] и АТФ-азы [14]. Учитывая то, что биоломинесцентные системы гидробионтов участвуют в нейтрализации активных форм кислорода, в результате чего происходит излучение фотонов [15], то подавление активности антиоксидантных ферментов под воздействием ТМ приводит к снижению показателей биоломинесценции гребневиков.

Токсическое воздействие исследуемого металла на организмы гребневиков в экспериментах можно объяснить также тем, что свинец является канцерогеном и тератогеном для большинства животных организмов [14]. Обычно наиболее уязвимы эмбриональные и ранние постэмбриональные стадии онтогенеза [1, 5, 24, 23]. Нарушение двигательной активности гребневиков, наблюдаемое в наших экспериментах при действии высоких концентраций реагента, может быть связано с патологическими изменениями, происходящими в их нервной системе. Данное предположение основано на патологическом воздействии ряда ТМ на рыб, вызывающих у них некробиоз нейронов, что приводит к полному их обездвиживанию [9, 13].

По данным С. А. Куценко, цитотоксическое действие тяжелых металлов, в том числе и свинца, связано с повышением уровня кальция внутри клеток, активацией свободно-радикальных процессов в клетке, нарушением процессов синтеза белка и энергетического обмена, нарушением клеточного деления и повреждением

проницаемости мембран [14]. Таким образом, в основе токсического действия веществ лежит повреждение клеток, сопровождающееся их функциональными либо структурно-функциональными изменениями.

Вместе с тем, непрямым механизмом цитотоксического действия ксенобиотиков является понижение тяжелыми металлами парциального давления кислорода в тканях [14]. Поскольку любые изменения в дыхательной цепи тесно связаны с биолюминесцентной реакцией, это негативно сказывается на интенсивности свечения ктенофор [22].

Воздействие ртути на биолюминесценцию *Beroe ovata*. Характер изменения параметров биолюминесценции *B. ovata* при воздействии ртути напоминает таковой при действии катионов меди и цинка, однако чувствительность биолюминесцентной системы к ионам ртути оказывается существенно выше. Так, экспозиция гребневиков при концентрации ртути, равной ПДК, приводит к высвечиванию с интенсивностью, достигающей $(537,6 \pm 26,88) \times 10^8$ квант \times с $^{-1}$ \times см $^{-2}$, что приближается к значениям амплитуды в контроле (рис. 7).

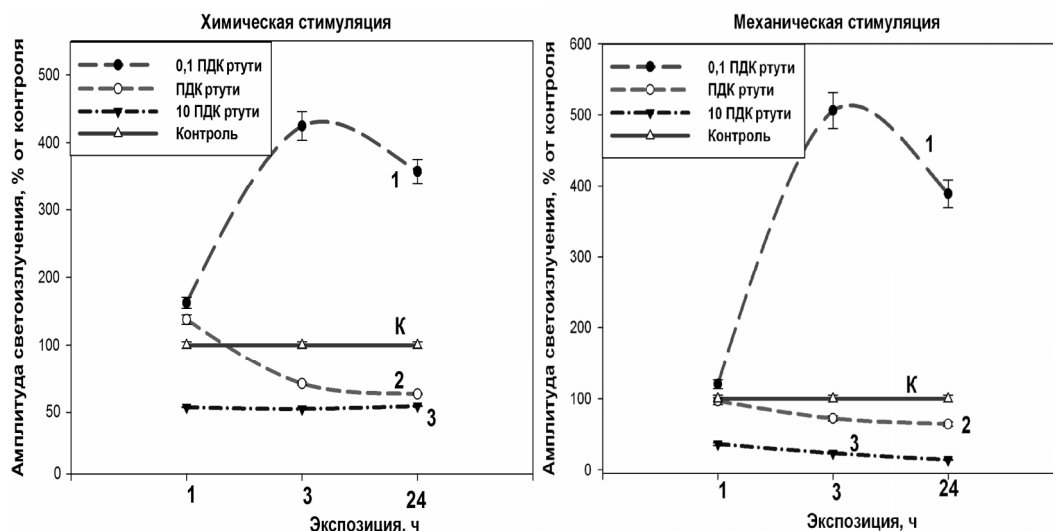


Рис. 7. Интенсивность светоизлучения гребневиков *Beroe ovata* при воздействии ионов ртути в концентрации: 0,1 ПДК (1); ПДК (2); 10 ПДК (3) в отношении к контролю

Однако через сутки экспозиции при данной концентрации ртути амплитуда светоизлучения гребневиков, особенно при химической стимуляции, снижается в 2 раза ($p < 0,05$). При малых концентрациях ртути в первые часы экспозиции интенсивность светоизлучения гребневиков, особенно при химической стимуляции, в 1,5 раза превышает таковую в контроле. После 3-х часовой экспозиции наблюдается усиление биолюминесцентной активности гребневиков, что в 5 раз при механической и в 8 раз при химической стимуляции превышает амплитуду светоизлучения особей в контроле ($p < 0,05$).

С увеличением времени экспозиции до суток амплитуда светоизлучения особей снижается, оставаясь в 4 раза выше значений в контроле ($p < 0,05$). При высоких концентрациях ртути ($0,001 \text{ мг} \times \text{л}^{-1}$) амплитуда светоизлучения гребневику в первые часы по сравнению с контролем снижается в 2,5 раза – при механической стимуляции и в 4,5 раза – при химической ($p < 0,05$). После 3-х часовой экспозиции гребневику при данной концентрации ртути интенсивность биолюминесценции снижается как при механической, так и при химической стимуляции в 4 раза ($p < 0,05$). Дальнейшая экспозиция гребневику до суток приводит к резкому снижению амплитудных характеристик их биолюминесценции в 7 раз по сравнению с контролем ($p < 0,05$).

Продолжительность свечения гребневику во всех экспериментальных группах с увеличением времени экспозиции снижалась (рис. 8).

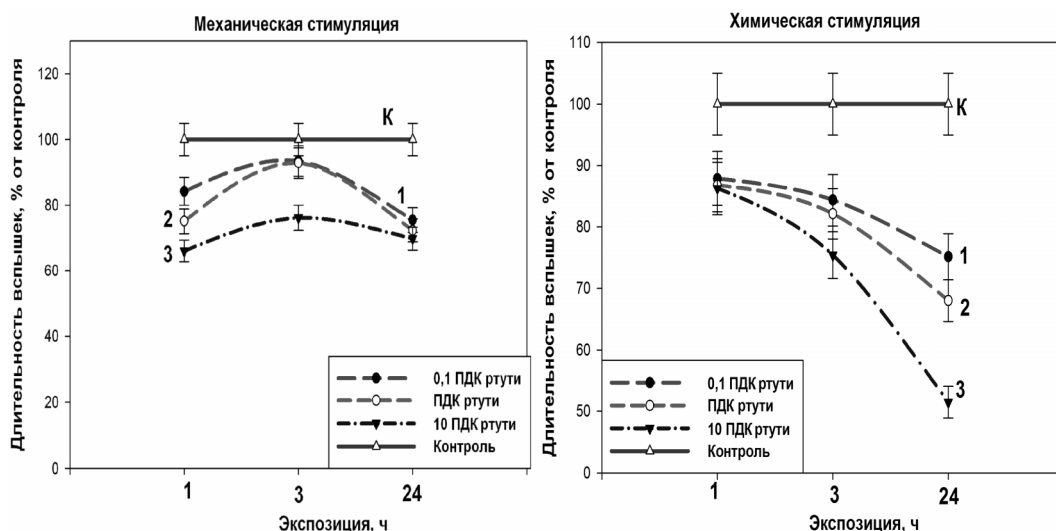


Рис. 8. Длительность светоизлучения гребневику *Beroe ovata* при воздействии ионов ртути в концентрации: 0,1 ПДК (1); ПДК (2); 10 ПДК (3) в отношении к контролю

Наиболее продолжительные сигналы регистрировались у особей в первые часы экспозиции при малых концентрациях ртути и достигали $2,54 \pm 0,12 \text{ с}$ – при механической и $2,66 \pm 0,13 \text{ с}$ – при химической стимуляции. Самые короткие сигналы регистрировались у гребневику, содержащихся в течение суток при концентрациях ртути, в 10 раз превышающих предельно допустимые, и составляли $1,21 \pm 0,06 \text{ с}$ – при механической и $0,75 \pm 0,037 \text{ с}$ – при химической стимуляции.

Таким образом, состояние систем энергообеспечения служит индикатором определенных стадий отслеживания гидробионтами уровня антропогенной нагрузки и позволяет использовать амплитудно-временные характеристики биолюминесценции для целей биомониторинга. Выявленная в результате экспериментов высокая чувствительность биолюминесценции гребневику к

воздействию тяжелых металлов позволяет использовать их в качестве биоиндикаторов данных видов токсикантов. Возможность оценить лимитирующие уровни накопления ТМ и их аккумуляцию в теле гребневику при различных показателях средовых градиентов является чрезвычайно важной задачей дальнейших исследований.

ВЫВОДЫ

Воздействие тяжелых металлов приводит к изменению энергетических и временных характеристик светоизлучения гребневику. По силе токсического воздействия на параметры биолюминесценции гребневику исследованные в экспериментах металлы располагаются в последовательности: $Zn < Cu < Hg < Pb$. Концентрация меди, цинка и ртути в 0,1 ПДК стимулирует биолюминесценцию гребневику *V. ovata* на протяжении суток, а 10 ПДК – ингибирует ее. Воздействие свинца ингибирует свечение гребневику при всех исследованных концентрациях. Параметры биолюминесценции гребневику могут служить экспрессивным показателем их функционального состояния, степени их резистентности к воздействию тяжелых металлов и использоваться в качестве экспресс-индикатора экологического состояния морских планктонных сообществ.

Список литературы

1. Бичарева О. Н. Особенности накопления свинца органами и тканями растительных рыб / О. Н. Бичарева, Э. И. Мелякина // Современные проблемы гидроэкологии: IV Междунар. конф. (С.-Петербург, 2010 г.), 11–15 окт., 2010 г.: тез. докл. – С.-Петербург, 2010. – С. 25.
2. Бородин Д. В. Стимуляция биолюминесценции морских динофлагеллят: Анализ методов / Д. В. Бородин // Экология моря. – 2002. – Вып. 60. – С. 88–93.
3. Васильков Г. В. Паразитарные болезни рыб и санитарная оценка рыбной продукции / Г. В. Васильков // Сборник научных трудов. – М.: ВНИРО, 2005. – 269 с.
4. Гапонова М. Н. Экспериментальные исследования поглотительной способности донных осадков шельфовой зоны Черного моря / М. Н. Гапонова, В. В. Никулин, Б. Г. Ванштейн // Экология моря. – 2005. – Вып. 68. – С. 26–30.
5. Гнубкин В. Ф. Пороговые концентрации ионов цинка и меди для скатов хвосточков / В. Ф. Гнубкин, П. Г. Семенов // Биология моря. – 1994. – Т. 20, № 5. – С. 396–401.
6. Давыдов С. Л. Тяжелые металлы как супертоксиканты XXI века / С. Л. Давыдов, В. И. Тагасов. – М.: РУДН, 2002. – 140 с.
7. Доценко С. А. Специфические черты гидрологического и гидрохимического режимов и уровень загрязнения прибрежной зоны моря в районе Одессы / С. А. Доценко, Н. И. Рясинцева, П. Т. Савин, С. А. Саркисова // Исследования шельфовой зоны Азово-Черноморского бассейна. – Севастополь: МГИ НАНУ, 1995. – С. 31–43.
8. Ежегодник качества морских вод по гидрохимическим показателям за 2007 г. / [ред. А. Н. Коршенко, И. Г. Матвейчук, Т. И. Плотникова, А. В. Удовенко] – Обнинск: Артифлекс, 2009. – 160 с.
9. Земков Г. В. Ретроспективные и современные данные изучения кумулятивного токсикоза у рыб / Г. В. Земков, Г. Ф. Журавлева // Современные наукоемкие технологии. – 2004. – № 1. – С. 31–36.
10. Камардин Н. Н. Осфрадиальный хемосенсорный орган как первоначальное звено адаптивной реакции кардиосистемы моллюсков на действие тяжелых металлов / Н. Н. Камардин, В. А. Любимцев, Е. Л. Корниенко и др. // Современные проблемы гидроэкологии: IV Междунар. конф. (С.-Петербург, 2010 г.), 11–15 окт., 2010 г.: тез. докл. – С.-Петербург, 2010. – С. 78.

11. Киричук Г. Е. Влияние трематодной инвазии и ионов цинка водной среды на гемоциты и некоторые показатели *Planorbarius purpura* (Mollusca: Gastropoda: Pulmonata: Bulinidae) / Г. Е. Киричук, А. П. Стадниченко // Гидробиол. журн. – 2010. – Т. 46, № 5. – С. 111–120.
12. Клишко О. К. Особенности биоаккумуляции тяжелых металлов у моллюсков в аспекте оценки состояния окружающей среды / О. К. Клишко, Д. В. Авдеев, Е. М. Голубева // Докл. Академии Наук. – 2007. – Т. 413, № 1. – С. 132–134.
13. Кузьмина В. В. Механизмы негативного влияния тяжелых металлов на процессы экзотрофии у рыб / В. В. Кузьмина // Современные проблемы гидроэкологии: IV Междунар. конф. (С.-Петербург, 2010 г.), 11–15 окт., 2010 г.: тез. докл. – С.-Петербург, 2010. – С. 97.
14. Куценко С. А. Основы токсикологии / С. А. Куценко. – С.-Петербург, 2002. – Т. 4. – 119 с.
15. Лабас Ю. А. Как возникла биолюминесценция? / Ю. А. Лабас, А. В. Гордеева. – СПб.: Вод. экосистемы и организмы. – МАКС Пресс, 1980. – С. 76–80.
16. Лукьяненко В. И., Черкашин С. А. Экспериментальное обоснование возможности использования реакции избегания гидробионтами токсикантов для биотестирования качества водной среды / В. И. Лукьяненко, С. А. Черкашин // Физиология и биохимия гидробионтов. – Ярославль : Гос. ун-т, 1987. – С. 48 – 57.
17. Мошаров С. А. Особенности токсического влияния меди на различные фитопланктонные сообщества Балтийского моря / С. А. Мошаров, М. Н. Корсак, Е. М. Серова, Г. А. Даллакян // Биология моря. – 2009. – Сер. 16, № 3. – С. 34–38.
18. Омельченко С. О. Содержание тяжелых металлов в тканях некоторых черноморских рыб и их влияние на уровень окислительной модификации белков / С. О. Омельченко, Ю. А. Граб, И. Н. Залевская, И. И. Руднева // Биология, химия. – 2007. – Т. 20 (59), № 3. – С. 59–64.
19. Перечень предельно допустимых концентраций и ориентировочно безопасных уровней воздействия вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов / [ред. С. Н. Анисова, С. А. Соколова, Т. В. Минева и др.]. – М.: Мединор, 1995. – 221 с.
20. Скрипник И. А. Воздействие металлов на черноморский фитопланктон в экспериментах *in situ* / И. А. Скрипник, Л. Ю. Секундяк, Е. В. Кирсанова // Екологічні проблеми Чорного моря: 4 Міжнар. симп. (Одеса, 2002 р.), 31 жовт. – 1 лист., 2002 р.: тез. докл. [ред. Г. Г. Мінічева, Б. М. Кац] – Одеса: ОЦЕГШ, 2002. – 327 с.
21. Спозито Г. Распределение потенциально опасных следов металлов. – В кн. Некоторые вопросы токсичности ионов металлов / Г. Спозито. – М.: Мир, 1993. – С. 9–23.
22. Токарев Ю. Н. Основы биофизической экологии гидробионтов / Ю. Н. Токарев. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2006. – 342 с.
23. Черкашин С. А. Биотестирование: терминология, задачи, основные требования и применение в рыбохозяйственной токсикологии / С. А. Черкашин // Изв. ТИНРО. – 2001. – Т. 128. – С. 1020–1035.
24. Черкашин С. А. Использование показателей смертности предличинок морских рыб для оценки токсичности цинка и свинца / С. А. Черкашин, М. В. Никифоров, В. А. Шелехов // Биология моря. – 2004. – Т. 30, № 3. – С. 247–252.
25. Finenko G. A. Population dynamics, ingestion, growth and reproduction rates of the invader *Beroe ovata* and its impact on plankton community in Sevastopol Bay, the Black Sea / G. A. Finenko, Z. A. Romanova, G. I. Abolmasova et al. // J. of Plankton Res. – 2003. – Vol. 25, № 5. – P. 539–549.
26. Hastings J. W. Biological diversity, chemical mechanisms and the Evolutionary Origins of bioluminescent system / J. W. Hastings // J. Mol. Evol. – 1983. – Vol. 19. – P. 309–321.
27. Heimann K. Effects of metals and organic contaminants on the recovery of bioluminescence in the marine dinoflagellate *Pyrocystis lunula* (Dinophyceae) / K. Heimann, J. M. Matuszewski & L. P. Klerks // J. Phycol. – 2002. – Vol. 38. – P. 482–492.
28. Tokarev Yu. N. Biophysical ecology of plankton – the first results and prospects of development / Yu. N. Tokarev // Ecology of the sea. – 2001. – Vol. 57. – P. 51–59.
29. Tokarev Yu. N. Bioluminescence of plankton organisms as an index of the neritic aquatoria pollution / Yu. N. Tokarev, P. V. Evstigneev, O. V. Mashukova et al. // MEDCOAST 07: Proceedings of the Eighth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment (Alexandria, 2007). – Ankara, Turkey: Middle East Technical University. – 2007. – Vol. 2. – P. 925–936.

Машукова О. В., Токарев Ю. М. Дія важких металів на свічення *Beroe ovata* (Ctenophora: Beroida) // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 229–242.

Показана значна мінливість амплітудно-тимчасових характеристик біоломінесценції реброплава *Beroe ovata* Mayer, 1912 залежно від токсичності важкого металу, його концентрації і тривалості дії. Інтенсивність свічення реброплавів у всіх експериментальних групах різко знижується із збільшенням часу експозиції і пропорційно концентрації важкого металу, що діє. Лише при 0,1 ГДК у ряді випадків спостерігається підвищення інтенсивності свічення, проте, вже через добу значення амплітуди в даній групі практично не відрізняються від контрольних. Встановлено, що важкі метали за зростаючою силою токсичної дії на біоломінесценцію реброплавів *B. ovata* можна розташувати так: Zn < Cu < Hg < Pb. Малі концентрації міді, цинку й ртуті стимулюють біоломінесценцію *B. ovata*, а високі – інгібують. Інгібування світіння реброплавів зареєстроване під дією свинцю при всіх досліджуваних концентраціях. Виявлена в результаті експериментів висока чутливість біоломінесценції реброплавів дозволяє використовувати їх як біоіндикатори якості морського середовища.

Ключові слова: амплітуда і тривалість світловипромінювання, *Beroe ovata*, важкі метали, Чорне море.

Mashukova O. V., Tokarev Yu. N. Influence of heavy metals at the light emission of *Beroe ovata* (Ctenophora: Beroida) // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 229–242.

Considerable changeability of amplitude-temporal bioluminescence characteristics of ctenophore *Beroe ovata* Mayer, 1912 depending on toxicity heavy metal, its concentration and exposure duration were shown. Intensity of ctenophores light emission in all experimental groups sharply dip down with the increase of exposure time and proportionally concentration of active heavy metal. Only at 0,1 MAC in some cases is observed an increase of light emission intensity, however, as late as every other day amplitude values in this group practically does not differ from control. It was stated that we can place the heavy metals Zn < Cu < Hg < Pb in this turn according to their growing toxic impact on the ctenophore bioluminescence. Small concentrations of copper, zinc and mercury stimulates *B. ovata* bioluminescence and the high ones – inhibit. Ctenophore light emission inhibition was registered under the lead activity under all investigated concentrations. The high sensibility of ctenophores bioluminescence educed as a result of experiments allows using them as bioindicators of marine environment quality.

Key words: amplitude and duration of light emission, *Beroe ovata*, heavy metals, Black Sea.