

УДК 574.24:595.3

ВЛИЯНИЕ ЦИНКА НА ВЫЖИВАЕМОСТЬ НЕКОТОРЫХ ВИДОВ МИЗИД, ДЕСЯТИНОГИХ И ВЕСЛОНОГИХ РАКООБРАЗНЫХ ИЗ ЗАЛИВА ПЕТРА ВЕЛИКОГО ЯПОНСКОГО МОРЯ

© 2020 г. С. А. Черкашин*

Тихоокеанский филиал ФГБНУ ВНИРО (ТИНРО), Владивосток 690091, Россия

*e-mail: sergey.cherkashin@tinro-center.ru

Поступила в редакцию 02.04.2019 г.

После доработки 18.06.2019 г.

Принята к публикации 03.10.2019 г.

Исследовано влияние Zn на два вида мизид, два вида веслоногих ракообразных и на один вид десятиногих ракообразных из зал. Петра Великого. Экспериментально показано, что медианные летальные концентрации (ЛК₅₀) минимальны для молоди мизид и максимальны для молоди креветок и при 48-часовой экспозиции составили 221 и 11309 мкг Zn²⁺/л соответственно. Подтверждена зависимость токсикорезистентности от видовых особенностей, размеров и этапов онтогенеза тест-организмов, а также от условий проведения экспериментов, в том числе от температуры.

Ключевые слова: мизиды, веслоногие ракообразные, креветка, онтогенез, Zn, медианные летальные концентрации, температура

DOI: 10.31857/S0134347520030031

Цинк, как и подавляющее большинство других металлов, необходим для нормальной жизнедеятельности организмов. Спектр его биологической активности очень широк (Челомина и др., 2005). Цинксодержащие ферменты встречаются среди полимераз, дегидрогеназ, фосфатаз, протеаз и др. (Христофорова и др., 1993). Однако присутствующие в избытке соединения Zn могут оказывать негативное действие на водные организмы. В прибрежных акваториях дальневосточных морей России, подверженных значительному антропогенному воздействию, концентрация Zn в воде неоднократно превышала ПДК для морских вод рыбохозяйственных водоемов (Наумов, 2007).

Токсичность Zn для гидробионтов значительно варьирует в зависимости от их таксономического положения, видовых и половых особенностей, стадий онтогенеза, физиологического состояния организма, особенностей экологии, а также от физико-химических условий среды (McLusky, Hagerman, 1987; Черкашин и др., 2004; Voie, Mariussen, 2010; Henry et al., 2012; Barbieri et al., 2013; Damasceno et al., 2017, и др.). По мнению ряда исследователей, среди морских беспозвоночных именно ракообразные наименее устойчивы к воздействию металлов (Мур, Рамамурти, 1987; Wang et al., 2014). Анализ 24–98-часовых летальных концентраций ЛК₅₀ (вызывающих гибель 50% подопытных организмов), полученных для морских животных семи разных таксономических групп,

показал, что в умеренных и тропических водах при воздействии ионов Zn также наиболее уязвимы ракообразные (Wang et al., 2014). Сведения о влиянии Zn на ракообразных приведены в многочисленных публикациях, в том числе в обзорах (Eisler, 1993; Nipper, Williams, 1997; Voie, Mariussen, 2010, и др.), однако устойчивость разных групп морских ракообразных к Zn и ее зависимость от абиотических факторов остаются дискуссионными. Недостаточно исследовано влияние Zn и на представителей ракообразных из зал. Петра Великого Японского моря (Черкашин, Блинова, 2010). В связи с этим цель настоящей работы – экспериментальная оценка влияния Zn на выживаемость массовых в прибрежных водах залива представителей Copepoda, Mysidacea и Decapoda.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Опыты проводили на научно-экспериментальной базе ТИНРО-Центра на о-ве Рейнеке в зал. Петра Великого Японского моря в соответствии с методикой, описанной ранее (Черкашин и др., 2004; Методические указания ..., 2011). Объектами исследования служили мизиды *Neomysis mirabilis* (Czerniavsky, 1882) и *Paracanthomysis shikhotaniensis* (Petryashov, 1983), веслоногие ракообразные *Calanus glacialis* (Jaschnov, 1955) и *Neocalanus plumchrus* (Marukawa, 1921), а также каридная

Таблица 1. Изменение устойчивости ракообразных к цинку в зависимости от особенностей тест-объекта и условий проведения опыта

Тест-объект	Условия проведения опыта	Уравнение регрессии	R^2	ЛК ₅₀ , мкг/л
<i>Neomysis mirabilis</i> , молодь, 2 мм	48 ч, 15°C, 33‰	$Y = 2.21x - 0.18$	0.95	221 ± 96
<i>N. mirabilis</i> , самки, 15–16 мм	48 ч, 15°C, 32–33‰	$Y = 0.63x + 2.84$	0.91	2683 ± 410
<i>N. mirabilis</i> , самки, 13–15 мм	48 ч, 18°C, 32–33‰	$Y = 1.52x + 0.24$	0.97	1354 ± 122
<i>Paracanthomysis shikhotaniensis</i> , самки, 15–16 мм	48 ч, 18°C, 32–33‰	$Y = 1.14x + 1.52$	0.99	1129 ± 98
<i>Calanus glacialis</i> , копеподиты, 3–4 мм	24 ч, 14°C, 33‰	$Y = 4.75x + 2.46$	0.96	3426 ± 290
<i>C. glacialis</i> , копеподиты, 3–4 мм	48 ч, 14°C, 33‰	$Y = 2.35x - 2.01$	0.90	962 ± 670
<i>Neocalanus plumchrus</i> , копеподиты, 4–6 мм	24 ч, 12°C, 33‰	$Y = 7.09x - 0.51$	0.98	5986 ± 344
<i>N. plumchrus</i> , копеподиты, 4–6 мм	48 ч, 12°C, 33‰	$Y = 6.92x + 0.56$	0.92	4381 ± 332
<i>Pandalus kessleri</i> , личинки, 9–11 мм	48 ч, 12°C, 33‰	$Y = 1.65x + 0.13$	0.89	894 ± 99
<i>P. kessleri</i> , молодь, 30–32 мм	48 ч, 17°C, 33‰	$Y = 1.31x - 0.31$	0.98	11309 ± 198

Примечание. x – концентрация изучаемого вещества; Y – эффект (% гибели животных в пробитах), производимый данной концентрацией; R^2 – коэффициент корреляции.

креветка *Pandalus kessleri* (Czerniavsky, 1878). Эти виды имеют большое значение как звенья пищевых цепей в прибрежных экосистемах Японского моря (Пушина, 2005; Долганова, 2010).

Мизид ловили в июне–июле 1995 г. на глубине 0.1–1.5 м гидробиологическим сачком из мельничного сита в прибрежной акватории о-ва Рейнеке (условно-фоновый район) и содержали в адаптационных аквариумах в течение 48–72 ч. В опытах использовали яйценосных самок мизид *N. mirabilis* (длина 13–16 мм) и *P. shikhotaniensis* (15–16 мм), а также молодь *N. mirabilis* длиной 2 мм, выметанную самками в специальных емкостях. Копепод отбирали в мае 1996 г. из вертикального улова (0–20 м) большой сетью Джеди. Поскольку для снижения дисперсии результатов необходимо, чтобы тест-объекты принадлежали к одной возрастной и размерной группе, использовали копеподитов *C. glacialis* и *N. plumchrus* на 4–5-й стадии длиной 3–4 и 4–6 мм соответственно. Время пребывания в акклимационном аквариуме составляло 24–48 ч. Личинок (9–11 мм) и молодь (30–32 мм) креветки *P. kessleri* отлавливали в июне и августе 1997 г. на глубине до 3 м с помощью гидробиологического сачка и комбинированной мальковой волокуши. Акклимацию личинок и молоди креветки к лабораторным условиям проводили в течение 2 и 10 сут соответственно.

В стеклянные стаканы объемом 0.5 л с чистой отстоянной и фильтрованной морской водой помещали по 5 экз. самок мизид, копеподитов или личинок креветки. Молодь мизид рассаживали по 6 экз. в 0.2 л воды, а молодь креветок – по 5 экз. в 1 л воды. Всего в экспериментах использовали 108 неполовозрелых особей и 180 самок *N. mirabilis*, 90 самок *P. shikhotaniensis*, по 90 копеподитов *C. glacialis* и *N. plumchrus*, а также по 90 личинок и

неполовозрелых особей *P. kessleri*. Концентрации ионов Zn^{2+} , использованные в экспериментах, получали, добавляя в емкости с тест-организмами необходимое количество маточного раствора, приготовленного на бидистиллированной воде, в которую в качестве токсиканта вносили $ZnCl_2$. В опытах использовали пять концентраций Zn^{2+} : на мизидах *N. mirabilis* – от 60 до 3000 мкг/л, на *P. shikhotaniensis* – 100–10000 мкг/л; на веслоногих ракообразных – 2100–10000 мкг/л; на личинках и молоди креветки – 100–3000 и 600–15000 мкг/л соответственно. Концентрацию Zn^{2+} в растворах определяли в начале и в конце экспериментов на атомно-адсорбционном спектрофотометре Nippon Jarrell Ash AA–855. В расчетах использовали средние концентрации катионов.

Все концентрации металла тестировали в трех повторностях. Одновременно также в трех повторностях и с организмами из этой же партии ставили контрольный опыт, однако в контрольные сосуды с морской водой маточный раствор $ZnCl_2$ не вносили. В течение эксперимента животных не кормили. Гибель тест-объектов регистрировали каждые 24 ч; погибших животных удаляли.

Соленость тестируемых растворов и контрольной воды составляла 32–33‰. Температура при проведении опытов для разных тест-объектов варьировала от 12 до 18°C (табл. 1). Содержание кислорода составляло > 80% насыщения.

Для количественной оценки токсичности Zn использовали пробит-анализ (Методические указания..., 2011), реализованный в MS Excel (Черкашин и др., 2004). Используя регрессионные уравнения зависимости “концентрация – эффект (% гибели в пробитах)”, определяли величины ЛК₅₀.

Ошибку ЛК₅₀ вычисляли по формуле (Черкашин и др., 2008):

$$m = \frac{\sigma}{\sqrt{N}},$$

где σ — стандартное отклонение; N — общее число животных в группах, летальность в которых составляла не менее 6.7% (пробит 3.5) и не более 93.3% (пробит 6.5).

РЕЗУЛЬТАТЫ

Исследование влияния растворов Zn на мизид, веслоногих ракообразных и креветок из зал. Петра Великого показало, что мизиды, особенно стеногалинная *Paracanthomysis shikhotaniensis*, наименее устойчивы к Zn (табл. 1). Токсикорезистентность молоди эвригалинной мизиды *Neomysis mirabilis* в возрасте менее суток была ниже, чем у яйценосных самок; величины 48 ч ЛК₅₀ Zn²⁺ составляли соответственно 221 и 2683 мкг/л. Токсикорезистентность молоди мизиды *N. mirabilis* была ниже, чем личинок креветки *Pandalus kessleri* и тем более копеподитов веслоногих ракообразных. Наиболее устойчивой к цинку была молодь креветки, для которой величина 48 ч ЛК₅₀ Zn²⁺ составляла 11730 мкг/л. Несмотря на то, что опыты с личинками *P. kessleri* проводили при более низкой температуре, их устойчивость была почти в 13 раз ниже, чем у молоди этого же вида (табл. 1).

При увеличении длительности экспозиции, как правило, увеличивалось количество погибших животных в каждой тестируемой концентрации и, соответственно, снижались значения ЛК₅₀ (табл. 1). Для *Calanus glacialis* величины 24 и 48 ч ЛК₅₀ Zn²⁺ составляли 3426 и 962 мкг/л соответственно. При температуре растворов 15°C величина 48 ч ЛК₅₀ Zn²⁺ для самок *N. mirabilis* была в 2 раза выше, чем при температуре 18°C.

ОБСУЖДЕНИЕ

Известно, что у морских беспозвоночных значения ЛК₅₀ Zn²⁺ в 96-часовых опытах варьировали от 200 до 32000 мкг/л (Eisler, 1993). Близкие величины ЛК₅₀ (200–35000 мкг/л) этого металла, полученные в кратковременных опытах, приведены и в другом обзоре (Мур, Рамамурти, 1987). Анализ литературных данных показал, что в 48–168-часовых опытах минимальные значения ЛК₅₀ Zn²⁺ для морских ракообразных составляли 44–70 мкг/л (табл. 2). Вероятно, многие токсикологические эксперименты были выполнены с целью выявления наиболее уязвимых тест-организмов и минимальных токсичных концентраций Zn²⁺. Такие тест-организмы, как мелкоразмерная (<2 мм) молодь мизид *Holmesimysis costata*, *Mysidopsis juniae* и *Americamysis bahia* в возрасте 24–72 ч

(табл. 2), были столь же уязвимы (чувствительны) к воздействию Zn²⁺, как и послеличинки креветки *Xiphopenaeus kroyeri* размером 32 мм (табл. 2). Еще меньшей токсикорезистентностью обладали половозрелые особи веслоногого ракообразного *Tetora stylifera* (табл. 2) с длиной тела 1–2 мм. Выловленные в прибрежных акваториях Бразилии *T. stylifera* были акклиматизированы к экспериментальным условиям всего за 24 ч. Этим обстоятельством авторы объясняют их пониженную устойчивость к Zn по сравнению с таковой у других копепод, культивируемых в лабораториях (Nipper et al., 1993). Небольшие размеры, а следовательно, большая удельная поверхность контакта с окружающей средой и повышенная абсорбция поллютантов — причины пониженной устойчивости гидробионтов к неблагоприятным воздействиям (табл. 1). В опытах с более крупными веслоногими ракообразными из зал. Петра Великого нами было показано, что величина 24 ч ЛК₅₀ Zn²⁺ для копеподитов *Calanus glacialis* (размер 3–4 мм) составляла 3426 мкг/л, а для *Neocalanus plumchrus* (4–6 мм) — 5986 мкг/л. Копеподы других видов оказались еще устойчивее к Zn²⁺ (табл. 2).

Среди эстуарных и морских мизид наиболее уязвима к воздействию цинка *H. costata*, для молоди которой значение 168 ч ЛК₅₀ Zn²⁺ составляло лишь 47 мкг/л (Hunt et al., 1991). Исследованные нами бореальные виды *Neocalanus mirabilis* и *Paracanthomysis shikhotaniensis* по устойчивости к Zn²⁺ занимают промежуточное положение среди других видов мизид (см. табл. 1, 2). Наиболее токсикорезистентны половозрелые особи мизиды *Praunus flexuosus*, которые обычны в мелководных прибрежных и эстуарных акваториях северной Европы и обитают при солёности от 2 до 33‰ (McLusky, Hagerman, 1987).

Токсикорезистентность животных, очевидно, связана с видовой спецификой физиологических и биохимических процессов и с интенсивностью протекания метаболизма. Стеногалинные организмы отличаются повышенной уязвимостью к токсикантам, в том числе к повышенной концентрации Zn. Согласно нашим данным, для самок мизиды *P. shikhotaniensis* 48 ч ЛК₅₀ Zn²⁺ составляла 1129 мкг/л, а для самок эвригалинной *N. mirabilis* — 1354 мкг/л (табл. 1), несмотря на меньшие размеры последних. Максимальных значений (209000 мкг/л) величина 24 ч ЛК₅₀ Zn²⁺ достигала у науплиев гипергалинной *Artemia* sp. (Damasceno et al., 2017).

Известные для десятиногих ракообразных величины 48–168 ч ЛК₅₀ Zn²⁺ варьируют в пределах 70–44000 мкг/л (табл. 2). В нашем исследовании для личинок и молоди креветки *Pandalus kessleri* они составляли 894 и 11309 мкг/л соответственно (табл. 1), подтвердив известную тенденцию к возрастанию устойчивости ракообразных к дей-

Таблица 2. Величина ЛК₅₀ Zn²⁺ для мизид, десятиногих и веслоногих ракообразных

Тест-объект	Условия проведения опыта	ЛК ₅₀ , мкг/л	Литературный источник
Mysidacea			
<i>Holmesimysis costata</i> , молодь	168 ч, 11–13°C, 31–33‰	47	Hunt et al., 1991
<i>Mysidopsis juniae</i> , молодь	168 ч, 24°C, 35‰	159	de Figuerêdo et al., 2016
<i>M. juniae</i> , молодь	96 ч, 25°C, 32–35‰	360	Nipper et al., 1993
<i>Neomysis japonica</i> , половозрелые особи	96 ч, 20°C, 30‰	646	Min et al., 2009
<i>Tenagomysis novae-zealandiae</i> , молодь	96 ч, 20°C, 34‰	680	Nipper, Williams, 1997
<i>Neomysis integer</i> , молодь	96 ч, 20°C, 5‰	540	Verslycke et al., 2003
	96 ч, 20°C, 25‰	1037	
<i>Praunus flexuosus</i> , половозрелые	96 ч, 5°C, 9‰	14000	McLusky, Hagerman, 1987
	96 ч, 5°C, 18‰	23000	
	96 ч, 5°C, 27‰	23000	
	96 ч, 15°C, 18‰	16000	
Decapoda			
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i> , послеличинки	48 ч, 25°C, 36‰	460	Barbieri et al., 2013
	96 ч, 15°C, 36‰	210	
	96 ч, 25°C, 36‰	70	
<i>Litopenaeus vannamei</i> , послеличинки	48 ч, 25°C, 15‰	2140	Wu, Chen, 2004
	96 ч, 25°C, 25‰	1350	
<i>Callinassa australiensis</i> , самцы	96 ч, 19°C, 34.1–37.5‰	10200	Ahsanullah et al., 1981
	336 ч, 19°C, 34.1–37.5‰	1200	
<i>Exopalaemon carinicauda</i> , молодь	48 ч, 25°C, 33‰	44000	Zhang et al., 2017
	96 ч, 25°C, 33‰	17200	
Copepoda			
<i>Temora stylifera</i> , половозрелые	48 ч, 25°C, 35.5‰	44	Nipper et al., 1993
<i>Acartia lilljeborgi</i> , половозрелые	То же	370	
<i>Acartia simplex</i> , половозрелые или поздние копеподиты	24 ч, 17°C, 35‰	1090	Arnott, Ahsanullah, 1979
<i>Paracalanus parvus</i> , половозрелые или поздние копеподиты	То же	1380	
<i>Scutellidium</i> sp., половозрелые или поздние копеподиты	То же	1860	
<i>Artemia</i> sp., науплии	24 ч, 24 ± 2°C, 17‰	134000	Damasceno et al., 2017
	24 ч, 24 ± 2°C, 35‰	209000	

ствию тяжелых металлов (ТМ) с увеличением возраста (Aquatic..., 2003; Черкашин, Блинова, 2010). Величина токсикорезистентности *N. mirabilis* на раннем этапе онтогенеза примерно на порядок меньше, чем у яйценосных самок (табл. 1). Известно, что эмбрионы некоторых видов беспозвоночных менее уязвимы к воздействию Zn²⁺, чем личинки, молодь или половозрелые особи (Aquatic..., 2003).

Большое значение в проявлении токсичности ТМ для ракообразных имеют условия экспериментов. С увеличением длительности экспозиции увеличивается количество погибших животных в

каждой тестируемой концентрации и, соответственно, снижаются величины ЛК₅₀. Потому для каждой величины ЛК₅₀ указывают время экспозиции. Известно, что такие абиотические факторы, как температура, соленость, рН воды, содержание растворенного кислорода и др., определяют, с одной стороны, устойчивость гидробионтов, с другой – форму и физико-химические свойства соединений ТМ. Для ракообразных важную роль в проявлении токсичности ТМ играет температура среды (McLusky, Hagerman, 1987; Черкашин, Блинова, 2010; Holmstrup et al., 2010; Henry et al., 2012). При повышении температуры растворов

значительно увеличивается негативное влияние токсиканта. Так, при повышении температуры с 15 до 18°C величина 48 ч ЛК₅₀ Zn²⁺ для самок мизиды *N. mirabilis* снижалась приблизительно в 2 раза (табл. 1). Этот эффект обычно связывают с увеличением поглощения и накопления металла организмом (Holmstrup et al., 2010; Henry et al., 2012). Биодоступные формы металлов действуют на клеточные ферменты, участвующие в метаболизме. При повышении температуры воды увеличивается скорость поглощения металлов и усиливается их негативное действие на ракообразных. Однако и разнонаправленные значительные изменения температуры, как и других абиотических факторов, за пределами определенного диапазона, благоприятного для тест-организмов, уменьшают их токсикорезистентность, оказывая влияние на функциональное состояние животных (Черкашин, Блинова, 2010). В токсикологических опытах можно наблюдать универсальное правило оптимума в экологии, т.е. вне оптимума жизненно необходимых условий организмы становятся наиболее уязвимыми к действию неблагоприятных экологических факторов.

Известно, что, воздействуя на форму и физико-химические свойства соединений металлов и, как следствие, на их биодоступность, соленость существенно влияет на проявление токсичности ТМ для ракообразных. Повышение солености воды, как правило, приводит к снижению токсичности Zn (McLusky, Hagerman, 1987; Мур, Рамамурти, 1987; Verslycke et al., 2003; Barbieri et al., 2013; Damasceno et al., 2017, и др.). При увеличении солености от 5 до 25‰ отмечено уменьшение токсичности ТМ по отношению к мизиде *Neomysis integer*, вероятно, из-за образования комплексов с ионами Cl⁻, приводящего к снижению концентрации свободных ионов в растворах (Verslycke et al., 2003). При этом комплексные соединения в основном менее токсичны, чем “свободные” ионы металла (Wright, 1995). В то же время в данных работах не обсуждается влияние жесткости воды на биодоступность соединений металлов. Известно, что карбонаты ТМ образуют практически не растворимые комплексы, становясь малодоступными для гидробионтов. Показано, что при низкой солености доля биодоступной формы Zn²⁺ выше, но не настолько, чтобы быть причиной увеличения токсичности для *Artemia* sp. (Damasceno et al., 2017). Еще одной причиной снижения наблюдаемой токсичности при повышении солености считают конкуренцию металла с другими катионами, такими как Ca²⁺, Mg²⁺ и Na⁺, что подтверждается моделью биотических лигандов (Janssen et al., 2003). Конкуренция между Zn²⁺ и другими катионами приводит к снижению связывания ионов металла с биотическим лигандом и, следовательно, к снижению токсичности. В то же время при

изучении влияния солености на токсичность Zn²⁺ для эстуарной мизиды *Tenagomysis novae-zealandiae* (см.: Nipper, Williams, 1997) не выявлено значительной изменчивости величин 96 ч ЛК₅₀, но показана максимальная токсикорезистентность этого ракообразного при солености 20‰ и меньшая – при минимальной и повышенной солености (5 и 34‰). Вероятно, при оптимальном для каждого вида ракообразных интервале солености токсичность Zn²⁺ минимальна.

Снижение доли биодоступных соединений металлов в воде с увеличением ее солености, жесткости и при воздействии других факторов существенно влияет на токсикорезистентность организмов. Поэтому при интерпретации результатов опытов важно учитывать концентрации металлов, доступных для животных. Так, для оценки величины ЛК₅₀ Zn²⁺ для копеподы *T. stylifera* использовали расчетные значения концентраций металла в растворах соленостью 35.5‰ (Nipper et al., 1993). Биодоступные концентрации Zn значительно ниже, следовательно, значение ЛК₅₀ должно быть меньше, т.е. мелкоразмерные веслоногие ракообразные этого вида действительно наименее устойчивы к воздействию Zn по сравнению с другими тест-организмами.

Таким образом, среди изученных ракообразных зал. Петра Великого наименее устойчивой к воздействию Zn оказалась молодь эвригалинной мизиды *N. mirabilis* (длина 2 мм). Несмотря на большие размеры, самки стеногалинной мизиды *P. shikhotaniensis* отличались повышенной уязвимостью к действию Zn по сравнению с таковой самок *N. mirabilis*. Наиболее устойчивой к цинку была молодь креветки *P. kessleri* (длина 30–32 мм). Копеподиты веслоногих ракообразных длиной 3–6 мм по устойчивости к Zn были близки к самкам мизид. Следовательно, токсикорезистентность ракообразных в большей степени зависела от их видовых особенностей, чем от размеров и этапов развития тест-организмов. При увеличении температуры растворов увеличивалась смертность ракообразных.

Сопоставление межгрупповых различий величин ЛК₅₀ не выявило какого-либо закономерного изменения устойчивости животных в зависимости от их положения в филогенетическом ряду. Однако обращает на себя внимание повышенная уязвимость некоторых видов веслоногих ракообразных и мизид.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов.

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ НОРМ

Все применимые международные, национальные и/или институциональные принципы ухода и использования животных были соблюдены.

БЛАГОДАРНОСТИ

Автор выражает глубокую признательность д. б. н. Л.Т. Ковековдой и зав. аналитическим центром ТИПРО-Центра к. б. н. М.В. Симоконю за определение Zn^{2+} в тестируемых растворах.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Долганова Н.Т. Зоопланктон Японского моря как потенциальная кормовая база для пастбищного выращивания лососевых // Изв. ТИПРО. 2010. Т. 163. С. 311–337.
- Методические указания по разработке нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения. М.: Изд-во ВНИРО. 2011. 201 с.
- Мур Дж., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах: Контроль и оценка влияния: Перевод с англ. М.: Мир. 1987. 288 с.
- Наумов Ю.А. Антропогенное воздействие на прибрежно-шельфовую зону дальневосточных морей России (на примере залива Петра Великого) // География и природные ресурсы. 2007. № 1. С. 106–114.
- Пущина О.И. Питание и пищевые взаимоотношения массовых видов донных рыб в водах Приморья в весенний период // Изв. ТИПРО. 2005. Т. 142. С. 246–269.
- Христофорова Н.К., Шулькин В.М., Кавун В.Я., Чернова Е.Н. Тяжелые металлы в промысловых и культивируемых моллюсках залива Петра Великого. Владивосток: Дальнаука. 1993. 296 с.
- Челомин В.П., Бельчева Н.Н., Слинко Е.Н., Силина А.В. Характеристика микроэлементного состава донных беспозвоночных, находящихся под воздействием терригенного стока и антропогенным влиянием // Состояние морских экосистем, находящихся под влиянием речного стока. Владивосток: Дальнаука. 2005. С. 228–245.
- Черкашин С.А., Никифоров М.В., Шелехов В.А. Использование показателей смертности предличинок морских рыб для оценки токсичности цинка и свинца // Биол. моря. 2004. Т. 34. № 3. С. 247–252.
- Черкашин С.А., Пряжевская Т.С., Ковековдова Л.Т., Симоконю М.В. Влияние меди на выживаемость предличинок японского анчоуса *Engraulis japonicus* (Temminck et Schlegel, 1846) // Биол. моря. 2008. Т. 34. № 5. С. 377–380.
- Черкашин С.А., Блинова Н.К. Влияние тяжелых металлов на выживаемость ракообразных (обзор) // Гидробиол. журн. 2010. Т. 46. № 4. С. 84–97.
- Ahsanullah M., Negilski D.S., Mobley M.C. Toxicity of zinc, cadmium and copper, to the shrimp *Callinassa australiensis*. I. Effects of individual metals // Mar. Biol. 1981. V. 64. P. 299–304.
- Aquatic Hazard Assessment II Databases // ECETOC Technical Report № 91. Brussels: European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals. 2003. 170 p.
- Arnott G.H., Ahsanullah M. Acute toxicity of copper, cadmium and zinc to three species of marine copepod // Aust. J. Mar. Freshwater Res. 1979. V. 30. № 1. P. 63–71.
- Barbieri E., Branco J.O., Santos M.C.F., Hidalgo K.R. Effects of cadmium and zinc on oxygen consumption and ammonia excretion of the sea-bob shrimp, according to the temperature // Bol. Inst. Pesca. 2013. V. 39. № 3. P. 299–309.
- Damasceno É.P., de Figueiredo L.P., Pimentel M.F. et al. Prediction of toxicity of zinc and nickel mixtures to *Artemia* sp. at various salinities: From additivity to antagonism // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2017. V. 142. P. 322–329.
- de Figueiredo L.P., Nilin J., da Silva A.Q. et al. Development of a short-term chronic toxicity test with a tropical mysid // Mar. Pollut. Bull. 2016. V. 106. № 1–2. P. 104–108.
- Eisler R. Zinc hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review // Contaminant Hazard Reviews. Report № 26. Laurel, MD: U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. 1993. № 10. P. 5–106.
- Henry R.P., Lucu Č., Onken H., Weihrauch D. Multiple functions of the crustacean gill: osmotic/ionic regulation, acid-base balance, ammonia excretion, and bioaccumulation of toxic metals // Front. Physiol. 2012. V. 3. P. 431.
- Holmstrup M., Bindesbøl A.-M., Oostingh G.J. et al. Interactions between effects of environmental chemicals and natural stressors: A review // Sci. Total Environ. 2010. V. 408. № 18. P. 3746–3762.
- Hunt J.W., Anderson B.S., Turpen S.L. et al. Interlaboratory comparisons and protocol development with four marine species // Marine Bioassay Project, Sixth Report. Sacramento, California: State Water Resource Control Board. 1991. 204 p.
- Janssen C.R., Heijerick D.G., De Schamphelaere K.A.C., Allen H.E. Environmental risk assessment of metals: tools for incorporating bioavailability // Environ. Int. 2003. V. 28. № 8. P. 793–800.
- Min E.Y., Kim Y.S., Kim S.S. et al. Acute toxicity of various heavy metals on mysid, *Neomysis japonica* // Korean J. Fish. Aquat. Sci. 2009. V. 42. № 6. P. 628–632.
- McLusky D.S., Hagerman L. The toxicity of chromium, nickel and zinc: effects of salinity and temperature, and the osmoregulatory consequences in the mysid *Praunus flexuosus* // Aquat. Toxicol. 1987. V. 10. № 4. P. 225–238.
- Nipper M.G., Badaró-Pedroso C., José V.F., Melo S.L.R. Toxicity testing with coastal species of Southeastern Brazil. Mysids and copepods // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 1993. V. 51. P. 99–106.
- Nipper M.G., Williams E.K. Culturing and toxicity testing with the New Zealand mysid *Tenagomysis novae-zealandiae*, with a summary of toxicological research in this group // Australas. J. Ecotoxicol. 1997. V. 3. P. 117–129.
- Verslycke T., Vangheluwe M., Heijerick D. et al. The toxicity of metal mixtures to the estuarine mysid *Neomysis inte-*

- ger* (Crustacea: Mysidacea) under changing salinity // *Aquat. Toxicol.* 2003. V. 64. № 3. P. 307–315.
- Voie Ø., Mariussen E.* Effects of heavy metals from outdoor shooting ranges on aquatic organisms // FFI-Rapport 2010/00680. Kjeller: Norway: Norwegian Defence Research Establishment. 2010. V. 680. 45 p.
- Wang Z., Kwok K.W.H., Lui G.C.S. et al.* The difference between temperate and tropical saltwater species' acute sensitivity to chemicals is relatively small // *Chemosphere.* 2014. V. 105. P. 31–43.
- Wright D.A.* Trace metal and major ion interactions in aquatic animals // *Mar. Pollut. Bull.* 1995. V. 31. P. 8–18.
- Wu J.P., Chen H.-C.* Effects of cadmium and zinc on oxygen consumption, ammonium excretion, and osmoregulation of white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) // *Chemosphere.* 2004. V. 57. № 11. P. 1591–1598.
- Zhang C., Yu K., Li F., Xiang J.* Acute toxic effects of zinc and mercury on survival, standard metabolism, and metal accumulation in juvenile ridgetail white prawn, *Exopalaemon carinicauda* // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2017. V. 145. P. 549–556.

Effect of Zinc on Survivability of Some Mysid, Decapod, and Copepod Species from Peter the Great Bay, Sea of Japan

S. A. Cherkashin

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

Effects of Zn on two mysid, two copepod, and one decapod crustacean species from Peter the Great Bay are studied. Experiments have shown the lowest median lethal concentrations (LC₅₀) in case of a 48-h exposure for juvenile mysids (221 µg Zn²⁺/L) and the highest concentrations for juvenile grass shrimp (11309 µg Zn²⁺/L). The relationship of toxicoresistance with species-specific features, body size, and ontogeny stage of test organisms, as well as with experimental conditions including water temperature, has been confirmed.

Keywords: mysids, copepods, shrimp, ontogeny, Zn, median lethal concentrations, temperature