

УДК 615.9:595.3

С. А. Черкашин¹, Н. К. Блинова²

ВЛИЯНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА ВЫЖИВАЕМОСТЬ РАКООБРАЗНЫХ (ОБЗОР)

Проведен анализ влияния тяжелых металлов на выживаемость ракообразных различных таксономических групп. Медианные летальные концентрации (ЛК₅₀) металлов минимальны для ряда видов мизид (*Mysidae*) и ветвистоусых (*Cladocera*). Показана зависимость токсикорезистентности от этапов онтогенеза и других биологических особенностей тест-объектов, а также от абиотических факторов водной среды. Приведены ряды убывающей токсичности металлов для морских и пресноводных ракообразных. Обосновывается наибольшая опасность для ракообразных загрязнения металлами незамерзающих водоемов в летний период.

Ключевые слова: ракообразные, мизиды, тяжелые металлы, медианные летальные концентрации, ряды токсичности, абиотические факторы.

На протяжении эволюционного развития каждая группа водных животных адаптировалась к определенному диапазону концентраций того или иного металла. Содержание элементов в среде обитания за пределами этого диапазона может вызывать стресс-реакции и даже гибель организмов.

Существенную опасность для гидробионтов представляют повышенные по сравнению с фоновой концентрации широко распространенных и весьма токсичных веществ — тяжелых металлов (ТМ) и металлоидов [1, 3, 4, 9, 11, 16, 18—20, 23, 24, 37, 54]. К ТМ относятся элементы таблицы Д. И. Менделеева, имеющие плотность более 5 г/см³ и атомную массу более 40, но часто к этой группе причисляют и металлоиды — мышьяк, селен и др. Так, Агентством по охране окружающей среды Канады как приоритетные ТМ выделены восемь элементов: Cd, Cu, As, Ni, Hg, Pb, Zn и Cr [9]. В программу ООН по Черному морю входит девять ТМ [6]. Эти же металлы включены также в систему глобального мониторинга загрязнения морской среды [15].

Основными источниками антропогенного загрязнения водоемов ТМ являются сточные воды горно-обогатительных и металлургических предприятий, гальванических производств, химических и нефтехимических промышленных комплексов, золоотвалы и выбросы в атмосферу тепловых электростанций. Бытовые сточные воды населенных пунктов также характеризуются повышенным содержанием многих металлов. Поступая в водоем, ТМ мо-

© Черкашин С. А., Блинова Н. К., 2010

гут находиться в водной среде в ионной форме, в виде комплексов с органическими и неорганическими соединениями.

Значение ТМ для гидробионтов неоднозначно. Большинство из них (Cu, Zn, Ni, Cr, Co и др.) являются необходимыми микроэлементами для осуществления нормальной жизнедеятельности. При повышенной концентрации эти же металлы могут ингибировать ферментативные процессы и оказывать на них многоплановое негативное действие. В отличие от загрязняющих веществ органического происхождения, большая часть которых с течением времени подвергается деструкции, ТМ сохраняют биологическую активность довольно долго. Поэтому опасность многих металлов заключается не только в их высокой токсичности, но и в способности аккумулироваться в живых организмах и мигрировать по пищевым цепям. Снижение токсичности ионов металлов для большинства исследованных гидробионтов выглядит следующим образом: Ag, Hg, Cd > Cu > Ni, Pb, Zn (ряд составлен авторами на основе анализа многочисленных публикаций). Различными авторами приводятся несколько отличающиеся ряды убывающей токсичности: Hg > Cd = Cu > Zn > Pb > Co > Cr > As > Mn = Fe > Se [18]; Hg > Cu > Pb > Cd > Cr > Zn > Ni [10]. Опубликованная информация достаточно убедительно свидетельствует о том, что биологическая доступность и токсичность связаны с водорастворимыми формами элементов.

Проявление токсичных свойств металлов может существенно изменяться в зависимости от факторов среды обитания, стадий онтогенеза животных, видовых особенностей и таксономического положения водных организмов. Значительную часть биоты пресноводных водоемов и вод Мирового океана представляют ракообразные. Они играют важнейшую роль в функционировании экосистем и биогеохимических циклах элементов. Среди них имеются ценные промысловые и перспективные для марикультуры виды.

Как известно, хитиновый покров ракообразных является хорошим биосорбентом, ограничивающим поступление ТМ внутрь организма и повышающим токсикорезистентность животных [26, 31]. Л. Берджи и Д. Вейс предположили, что благодаря линьке ракообразные избавляются от избытка ТМ [31]. В сброшенном хитиновом покрове крабов *Uca pugnax* обнаружены соединения Cu, Zn и Pb, которые в большом количестве токсичны и влияют на репродуктивную функцию, регенерацию тканей и цвет покровов крабов. Тем не менее многочисленные исследования свидетельствуют о высокой чувствительности Crustacea к металлам, и прежде всего это относится к высшим ракообразным с малыми размерами тела [11, 21, 26, 32, 44, 48, 54].

По мнению ряда авторов [9, 11], среди морских беспозвоночных наименее устойчивыми к воздействию ТМ являются именно ракообразные, отдельные виды которых уже давно и успешно используются в качестве тест-объектов для оценки токсичности ТМ, водной среды, донных отложений [3, 4, 8, 11, 21, 44, 48, 54]. Как объекты токсикологических исследований они отвечают следующим требованиям: высокая чувствительность, массовость, широкая распространенность, легкая доступность.

Изучению влияния ТМ на ракообразных посвящены многочисленные публикации, в том числе обзорного характера, однако ряд важнейших вопросов, в частности о минимальных токсичных концентрациях и видовых особенностях чувствительности и устойчивости различных пресноводных и морских ракообразных, остаются дискуссионными. Настоящая работа представляет собой анализ собственных и литературных данных о влиянии отдельных металлов на выживаемость ракообразных с учетом изменения абиотических факторов в экспериментальных условиях.

Влияние биологических особенностей на токсикорезистентность ракообразных

Большая часть ранних исследований по воздействию поллютантов на гидробионтов была посвящена определению выживаемости тест-объектов в испытываемом растворе с заданной концентрацией исследуемого вещества. В последнее время для унификации результатов экспериментов обычно рассчитывается концентрация веществ, вызывающая гибель 50% организмов (ЛК₅₀), которая считается наиболее удачным и общепринятым критерием токсичности [2, 32, 43].

Анализ результатов острых опытов выявил зависимость устойчивости ракообразных к действию металлов от видовых особенностей животных, их возраста и других биологических характеристик. На примере влияния Cd на выживаемость морских ракообразных (табл. 1) можно констатировать, что межгрупповые различия величин ЛК₅₀ недостаточны для составления каких-либо закономерных рядов изменения жизнестойкости животных в зависимости от их положения в филогенетическом ряду. Однако обращает на себя внимание повышенная уязвимость многих видов семейства Mysidae. Они считаются наименее устойчивыми среди высших эстуарных и морских ракообразных к влиянию многих поллютантов [21, 33, 49, 51, 54]. При этом ТМ в 3—26 раз более токсичны для молодежи эстуарных мизид *Mysidopsis bahia*, чем для другого чувствительного тест-объекта — послеличинок креветок *Penaeus duorarum* [33]. Устойчивость половозрелых бореальных эврибионтных мизид *Neomysis mirabilis* и молодежи субтропических креветок *Pandalus kessleri* к цинку в аналогичных экспериментах оказалась близкой [17]. Токсикорезистентность молодежи этого же вида мизид была ниже, чем copepodитов веслоногих рачков трех видов [21].

Наиболее устойчивыми к воздействию ионов металлов оказались прибрежные крабы и некоторые виды амфипод. Показатели токсичности для них на 3—4 порядка выше, чем для большинства мизид, креветок и веслоногих ракообразных (см. табл. 1). По-видимому, у животных с достаточно большими размерами тела и прочным хитиновым покровом, обитающих в биотопах со значительными колебаниями абиотических параметров, в ходе эволюции выработалась повышенная устойчивость и к ТМ.

Сравнительный анализ действия металлов на разные виды морских и пресноводных ракообразных не позволил выявить единого ряда по изменению их токсичности (табл. 2). Наиболее опасными, как правило, были ионы Hg, Cu и Cd, но для различных видов и даже разной экспозиции ряды

1. Величины ЛК₅₀ кадмия для морских ракообразных

Тест-объекты	Условия экспериментов	ЛК ₅₀ , мкг/л	Литературные источники
Copepoda			
<i>Acartia simplex</i>	24 ч, 17°C	1370	[28]
<i>Paracalanus parvus</i>	24 ч, 17°C	2710	
<i>Scutellidium</i> sp.	24 ч, 17°C	660	
<i>Acartia tonsa</i>	7 сут, 20 ± 2°C	140	[12]
<i>Eurytemora affinis</i>	7 сут, 20 ± 2°C	500	
<i>Calanipeda aquaedulcis</i>	15 сут, 22 ± 2°C	50	
Amphipoda			
<i>Marinogammarus obtusatus</i>	96 ч, 10°C	3500—13300	[56]
Mysidae			
<i>Neomysis awatschensis</i> , молодь	96 ч, 20°C	3	[44]
<i>N. awatschensis</i> , половозрелые самки	96 ч, 20°C	20	
<i>Mysidopsis bigelowi</i> , молодь	96 ч, 21°C	110	[40]
<i>M. bahia</i> , молодь	96 ч, 21°C	110	
<i>M. bahia</i> , молодь—зрелые	23 сут, 21°C	20	
<i>M. bahia</i> , молодь	96 ч, 25—28°C	16	[48]
<i>M. bahia</i> , молодь	17 сут, 20—28°C	11	
Decapoda			
<i>Palaemonetes vulgaris</i> , молодь	96 ч, 25 ± 2°C	760	[47]
<i>P. vulgaris</i> , молодь	29 сут, 25 ± 2°C	120	
<i>Penaeus duorarum</i> , молодь	96 ч, 25 ± 2°C	3500	
<i>P. duorarum</i> , молодь	30 сут, 25 ± 2°C	720	
<i>P. kerathurus</i> , науплии	24 ч, 22°C	720	[52]
<i>P. kerathurus</i> , зоеа 2	24 ч, 22°C	1330	
<i>P. kerathurus</i> , зоеа 3	24 ч, 22°C	1270	
<i>P. kerathurus</i> , мизис 1—2	24 ч, 22°C	410	
<i>P. kerathurus</i> , мизис 2	24 ч, 22°C	1230	
<i>P. kerathurus</i> , послеличинки	24 ч, 22°C	1360	
<i>P. merguensis</i> , молодь	96 ч, 20°C	1850	[35]
<i>P. japonicus</i>	96 ч, 25°C	5500	[29]

Тест-объекты	Условия экспериментов	ЛК ₅₀ , мкг/л	Литературные источники
<i>Callinassa australiensis</i> , половозрелые самцы	96 ч, 19°C	6330	[27]
<i>C. australiensis</i> , половозрелые самцы	336 ч, 19°C	490	
<i>Crangon septemspinosa</i>	96 ч, 20°C	320	[36]
<i>Carcinus maenas</i>	96 ч, 20°C	4100	
<i>Pagurus longicarpus</i>	96 ч, 20°C	320	[37]

токсичности существенно варьировали. Так, значения ЛК₅₀ (96 ч) девяти элементов для мизид *M. bahia* возрастали от 3,5 мкг/л Hg до 3130 мкг/л Pb, а хроническая токсичность увеличивалась в ряду Hg (1,2 мкг/л) — As (893 мкг/л) [45].

На ранних стадиях онтогенеза и с увеличением длительности опытов устойчивость организмов значительно снижается (см. табл. 1). Эксперименты с только что выметанной молодью мизиды *N. mirabilis* показали ее меньшую токсикорезистентность по сравнению с яйценосными самками, величины ЛК₅₀ (48 ч) составляли соответственно 80 и 1900 мкг/л Zn [20]. Устойчивость бокоплава *Niphargiodes maoticus* к металлам также закономерно возрастает при переходе от ранних этапов развития к половозрелым особям. Различие иногда достигает 5—8 раз, как в опытах с Zn²⁺, но чаще оно менее выражено и составляет лишь 2—3 раза, например в опытах с Cu²⁺. Величины ЛК₅₀ (30—40 сут) цинка и меди для молодежи бокоплавов при тестировании сразу после выхода из выводковой камеры совпадали и варьировали в пределах 4—10 мкг/л. Для половозрелых особей аналогичные значения составляли 32—45 мкг/л Zn и 12—18 мкг/л Cu, то есть Cu была токсичнее Zn почти в три раза [11].

Изучение влияния Cd на субтропическую *M. bahia* и бореальную *M. bigelowi* при одинаковых температуре и солености (21°C и 30‰) не выявило различий при 96-часовой экспозиции [40], но в опытах в течение 23-дневного жизненного цикла *M. bahia* и 27-дневного жизненного цикла *M. bigelowi* ЛК₅₀ составили соответственно 19,5 и 14,8 мкг/л. В то же время известно, что, несмотря на значительную амплитуду токсических концентраций, их минимальные и нижние пороговые величины группируются в сравнительно узких диапазонах [11]. Так, для эвригалинной *N. mirabilis* ЛК₀ и ЛК₅₀ меди (96 ч) составляют 3,1—3,4 мкг/л и 8,1 мкг/л, а для стеногалинных мизид *Paracanthomysis* sp. n. — соответственно 0,8—0,9 мкг/л и 3,2 мкг/л [16].

Устойчивость животных к ТМ существенно зависит от их экологической ниши и размера или массы тела. Для 90% рассмотренных видов морского зоопланктона и бентоса значения ЛК₅₀ кадмия в острых опытах составили соответственно 15,0 и 23,0 мкг/л [41]. Однако необходимо учитывать, что минимальные величины ЛК₅₀ этого металла отмечены для мелкоразмерных

2. Ряды убывающей токсичности ТМ для ракообразных

Виды	Ряды убывающей токсичности	Литературные источники
Низшие морские ракообразные		
<i>Artemia salina</i>	Hg > Cu > Cd > Pb	[5]
<i>Acartia tonsa</i>	Hg > Cd > Pb	[12]
<i>Eurytemora affinis</i>	Hg > Pb > Cd	
<i>Acartia simplex</i>	Cu > Cd > Zn	[28]
<i>Scutellidium</i> sp.		
<i>Paracalanus parvus</i>	Cu > Zn > Cd	
Высшие морские ракообразные		
<i>Niphargiodes maeoticus</i>	Hg > Cu > Zn > Pb > Cr	[12]
<i>Mysidopsis bahia</i> , 96 ч	Hg > Cd > Ag > Zn > Ni > Cr > Pb Hg >	[39]
<i>M. bahia</i> , 23 сут	Cd > Ag > Pb > Ni > Cr > Zn	
<i>M. bahia</i> , 96 ч	Hg > Cd > Cu > Ag > Zn > Ni > As > Cr > Pb	[45]
<i>Neomysis awatschensis</i>	Cu > Cd > Cr	[44]
<i>N. integer</i>	Hg > Cd > Cu > Zn > Ni > Pb	[54]
<i>Crangon crangon</i>	Cd > Cu > Zn	[50]
<i>Callinassa australiensis</i>	Cu > Cd > Zn	[27]
Низшие пресноводные ракообразные		
<i>Daphnia magna</i>	Cd > Cu > Zn > Ni > Mn	[4]
<i>D. magna</i>	Cd > Cu > Pb > Zn > Al > Mn	[13]
Высшие пресноводные ракообразные		
<i>Asellus aquaticus</i>	Cd > Cu > Pb > Al > Ni > Zn > Mn	[13]

личинки эстуарных креветок *Palaemonetes pugio*. Следовательно, устойчивость животных к ТМ определяется прежде всего экологическими, морфологическими и физиологическими особенностями, а не систематическим положением вида. Особенности биохимических и морфофизиологических процессов, малые размеры личинок и, следовательно, большая удельная поверхность тела, значительное число критических периодов развития увеличивают их уязвимость для токсикантов.

Снижение резистентности к ТМ свойственно ракообразным в процессе линьки. В опытах с креветкой *Penaeus japonicus* обнаружено резкое увеличение ее гибели на ранних стадиях развития после 48-часовой экспозиции в растворах, содержащих ионы Cd [30]. Исследователи объясняют этот факт

ростом метаболической активности и биохимическими изменениями, вызванными линькой, наступающей после 24-часового пребывания животных в токсичных растворах. Однако смертность краба *Crangon crangon* в остро-летальных растворах Cd (350 мкг/л) после линьки не увеличивалась, в отличие от опытов с Cu (1600 мкг/л) и Zn (14400 мкг/л) [50].

Устойчивость половозрелых особей водяных осликов *Asellus aquaticus* к действию металлов в весенне-летний период оказалась существенно ниже, чем осенью. Вероятнее всего, это связано с разным функциональным состоянием особей. Половозрелые животные в весенний и летний периоды размножаются, и их повышенная уязвимость для металлов может быть обусловлена гормональной перестройкой организма в это время [13]. Сравнение резистентности к Cu^{2+} мизид *Praunus flexuosus* из прибрежной популяции Южной Англии выявило меньшую устойчивость рачков летом по сравнению с зимним периодом [38]. Изменение резистентности рачков *N. mirabilis* к Zn^{2+} в зависимости от сезона года невелико, но минимальное значение LK_{50} приходилось на лето [17]. Варьирование показателей токсичности для другого вида мизид *Paracanthomysis* sp. n., требовательного к чистоте вод, более значительно. Большая устойчивость к Zn^{2+} отмечена весной при температуре 10,5°C, меньшая — летом при температуре 20,5°C, когда LK_{50} (48 ч) составила 1550 мкг/л [17].

Влияние отдельных абиотических факторов водной среды на токсичность металлов и выживаемость ракообразных

Значительную роль в проявлении токсичности ТМ для ракообразных играют абиотические факторы среды, прежде всего температура [13, 20, 46]. Повышение температуры растворов существенно увеличивает негативное влияние ТМ. Так, устойчивость самок мизид *N. mirabilis* к цинку почти в шесть раз больше при 11°, чем при 18°C [20]. В интервале 25—30°C зона токсического действия металлов сужается, при этом величины LK_0 и LK_{100} снижаются [4]. Продолжительность жизни ракообразных в растворах ТМ уменьшается наиболее значительно именно при этой температуре. В опытах на молоди *Daphnia magna* величины LK_{50} (72 ч) при температуре растворов 15, 25 и 30°C составили соответственно 220,0, 12,0 и 0,1 мкг/л Cd; 70,0, 21,0 и 9,0 мкг/л Cu; 1096,0, 564,0 и 14,0 мкг/л Zn [4]. Концентрация ионов шести металлов, вызывающая гибель половозрелых *D. magna* при 29°C, в среднем в два раза ниже таковой при 19°C [13]. Аналогичные закономерности изменения чувствительности к токсикантам при изменении температурного режима получены и на эмбрионах, ювенильных и половозрелых особях водяных осликов. Чувствительность всех трех возрастных групп при 29°C оказалась выше, чем при 19°. Однако не всегда повышение температуры приводит к уменьшению устойчивости животных, а снижение — к ее увеличению. Существенное снижение температуры летом и ее повышение зимой может вызвать один и тот же эффект — увеличение гибели испытуемых организмов. Сезонные особенности метаболизма оказывают решающее влияние на токсикорезистентность ракообразных, любое резкое изменение температуры тестируемых растворов значительно увеличивает смертность даже эврибионтных видов.

Известно, что такие абиотические факторы, как температура, рН, жесткость воды и содержание в ней растворенного кислорода, определяют, с одной стороны, устойчивость гидробионтов, с другой — токсичность ТМ. В пресноводных олиготрофных водоемах, характеризующихся низкими величинами рН и слабой минерализацией воды, преобладают лабильные токсичные формы многих металлов. При этом их доля выше зимой из-за низкой температуры и низкого содержания растворенного в воде кислорода, а также ослабления механизмов самоочищения водоемов в период ледостава. Поэтому снижение кислотности и увеличение жесткости воды повышают устойчивость экосистем к ТМ [26]. Однако исследование влияния активной реакции среды на проявление токсичности ионов Cu, Cd, Ni, Pb и Zn для морских видов выявило, что уменьшение величины рН приводит к снижению токсичности Pb и увеличению токсичности Cu и Ni для мизид *M. bahia*. Для амфипод *Ampelisca abdita* с понижением рН наблюдали снижение токсичности только меди [42].

Повышение солености воды, как правило, приводит к снижению токсичности ТМ [7, 9, 54, 55]. В опытах с мизидами *N. integer* при солености 5‰ значения ЛК₅₀ (96 ч) в ряду Hg, Cd, Cu, Zn, Ni и Pb изменялись от 7 до 1140 мкг/л. Увеличение солености с 5 до 25‰ вызывало снижение токсичности всех металлов, видимо вследствие уменьшения в растворах концентрации свободных ионов. Влияние солености особенно проявлялось в экспериментах с ионами Cd и Pb, вероятно из-за образования комплексов с ионами Cl. Величина ЛК₅₀ смеси исследованных металлов значительно увеличивается с ростом солености до 15‰. Максимальная соленость не вызывает дальнейшего снижения токсичности [54].

Исследование влияния солености на токсичность ионов Cd для эстуарных мизид *M. bahia* показало их максимальную устойчивость при оптимальной солености 22‰ и меньшую — при минимальной и повышенной (6 и 38‰) [34]. Другими авторами на этом же виде ракообразных в 28-суточных экспериментах при пониженной солености (10—20‰) отмечено увеличение токсичности ионов Cd [55]. Смертность эвригалинной эстуарной креветки *P. pugio* при концентрации ионов кадмия 50 мкг/л снижалась с увеличением солености с 5 до 30‰ [56]. В то же время в 96-часовых опытах показано, что устойчивость эстуарных мизид *N. mercedis* к разнообразным токсикантам, и к Cu²⁺ в том числе, сравнима или даже ниже, чем устойчивость *D. magna* и других пресноводных ветвистоусых ракообразных, широко используемых при биотестировании [32].

Токсичность ионов металлов в пресных водах все же обычно выше, нежели в морских, что отражает относительно повышенную долю токсичных свободных ионов в растворах [9]. Для *D. magna*, вида средней устойчивости к токсикантам, ТМ в общем токсичны при концентрациях 1—100 мкг/л и в порядке убывания негативного воздействия располагаются в следующий ряд: Ag — Cd — Hg — Cu — Zn — Ni — Cr и др. [4]. Предложены и другие ряды убывающей токсичности ТМ для пресноводных планктонных ракообразных, существенно отличающиеся из-за видовых особенностей животных и условий экспериментов (см. табл. 2). В основном, для большинства рассмотренных металлов они согласуются с рядами, составленными в соответ-

ствии с принятыми ПДК для вод как пресных, так и морских водоемов, имеющих рыбохозяйственное значение [14].

Следует отметить, что определенные экспериментально летальные концентрации ТМ зачастую соответствуют уровню загрязнения их растворенными формами вод некоторых акваторий [7]. В районах, подвергающихся интенсивному антропогенному загрязнению ионами Cu, Cd, Zn, Ni, Pb (зал. Петра Великого Японского моря), отмечено сокращение видового состава ракообразных, вплоть до полного исчезновения мизид в наиболее загрязненных участках [22].

Заключение

Анализ приведенных материалов выявил существенную зависимость устойчивости ракообразных к ТМ от их видовых особенностей. Для рассмотренных металлов наиболее уязвимыми среди эстуарных и морских ракообразных являются некоторые виды семейства Mysidae, а из пресноводных — отдельные представители Cladocera. Но межгрупповые варьирования величин ЛК₅₀ не позволили сделать однозначный вывод о различиях в токсикорезистентности видов в зависимости от их положения в филогенетическом ряду. Токсикорезистентность животных минимальна на ранних этапах онтогенеза в период линьки. Устойчивость половозрелых ракообразных снижается в период размножения.

Токсичность ионов Hg, Cd и Cu как для морских, так и пресноводных видов значительно выше, чем ионов Pb и Zn. Резкие колебания абиотических факторов водной среды (температуры, величины pH, солености и др.), оказывая влияние на функциональное состояние животных и концентрацию водорастворимых форм металлов, изменяют и токсикорезистентность ракообразных. При увеличении температуры растворов на каждые 5°C значения ЛК₅₀ ионов Cd, Cu, Pb и Zn обычно увеличиваются от 2 до 100 раз, причем максимально для Cd в диапазоне повышенных температур.

Сопоставление расчетных значений летальных концентраций ионов ТМ с содержанием их растворенных форм в водах загрязненных акваторий позволяет сделать предположение, что определяемые концентрации многих металлов способны вызывать обеднение видового состава ракообразных, вызывая гибель преимущественно их молодежи на ранних стадиях развития, особенно при резких колебаниях величин абиотических факторов.

Повышенная уязвимость молодежи и размножающихся животных к действию металлов, а также увеличение их токсичности при повышении температуры воды, приводят к тому, что в летний период ситуация в незамерзающих водоемах, загрязняемых металлами, оказывается наиболее неблагоприятной для биоты.

**

На підставі літературних даних та результатів власних досліджень наведено короткий опис токсичності окремих важких металів для ракоподібних.

**

On the base of literature date and author's own experience the review of information about the acute toxicity of individual heavy metals to crustaceans are briefly presented.

**

1. Блинова Н.К. Влияние тяжелых металлов на развитие органов обоняния у личинок *Pandalus kessleri* // III Междунар. науч.-практ. конф. «Морские прибрежные экосистемы»: Тез. докл., Владивосток, 8—10 сент. 2008 г. Владивосток: ТИНРО-центр, 2008. — С. 225—226.
2. Брагинский Л.П. Методологические аспекты токсикологического биотестирования на *Daphnia magna* Str. и других ветвистоусых ракообразных (критический обзор) // Гидробиол. журн. — 2000. — Т. 36, № 5. — С. 50—70.
3. Брагинский Л.П., Береза В.Д., Биргер Т.И. и др. Экспериментальное тестирование токсичности водной среды и повышение чувствительности биологических тестов // Влияние загрязняющих веществ на гидробионтов и экосистемы водоемов: Материалы Сов.-амер. симп. «Методы контроля загрязнения водоемов», 21—28 июня 1976 г., Борок. — Л.: Наука, 1979. — С. 324—336.
4. Брагинский Л.П., Величко И.М., Щербань Э.П. Пресноводный планктон в токсической среде. — Киев: Наук. думка, 1987. — 179 с.
5. Гроздов А.О., Соколова С.А. Оценка степени загрязнения морской среды с помощью биотестирования // Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения водной среды. — М.: ВНИРО, 1983. — С. 97—103.
6. Даурова Е.Г. Сравнительная оценка систем наблюдения в отечественной и международной программах мониторинга по Черному морю // Современные проблемы морской инженерной экологии: Материалы междунар. науч. конф., Ростов-на-Дону, 9—11 июня 2008 г. — Ростов н/Д: Изд-во ЮНЦ РАН, 2008. — С. 72—74.
7. Линник П.Н., Искра И.В. Кадмий в поверхностных водах: содержание, формы нахождения, токсическое действие // Гидробиол. журн. — 1997. — Т. 33, № 6. — С. 72—87.
8. Лукьяненко В.И., Черкашин С.А. Экспериментальное обоснование возможности использования реакции избегания гидробионтами токсикантов для биотестирования качества водной среды // Физиология и биохимия гидробионтов. — Я.: Яросл. ун-т, 1987. — С. 48—57.
9. Мур Дж., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах: Контроль и оценка влияния. — М.: Мир, 1987. — 288 с.
10. Нахшина Е.П. Тяжелые металлы в системе «вода — донные отложения» водоемов // Гидробиол. журн. — 1985. — Т. 21, № 2. — С. 80—90.
11. Патин С.А. Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана. — М.: Пищ. пром-сть, 1979. — 304 с.
12. Патин С.А., Дохолян В.К., Чернышев Н.С., Ахмедов А.М. Токсикология некоторых видов каспийской и атлантической фауны // Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения водной среды: Тр. ВНИРО. — 1978. — Т. 134, вып. 2. — С. 63—74.

13. Пашкова И.М., Андроников В.Б. Чувствительность некоторых пресноводных ракообразных к токсическому действию ионов тяжелых металлов // Экол. химия. — 2004. — Т. 13, вып. 2. — С. 112—116.
14. Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. — М.: ВНИРО, 1999. — 304 с.
15. Программа ООН по окружающей среде «Глобальная программа действий по защите морской среды от загрязнения в результате осуществляемой на суше деятельности». — UNEP (OCA)/LDA/ LJ., 1995. — 73 с.
16. Пряжевская Т.С. Влияние загрязнения вод залива Петра Великого на выживаемость мизид и предличинок японского анчоуса: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. — Владивосток, 2008. — 22 с.
17. Терновенко В.А. Биотестирование морской среды с помощью поведенческих реакций ракообразных: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. — Севастополь, 1989. — 24 с.
18. Филенко О.Ф., Хоботьев В.Г. Загрязнение металлами // Общая экология, биоценология, гидробиология. — 1986. — Вып. 3. — С. 110—145.
19. Христофорова Н.К. Биоиндикация и мониторинг загрязнения морских вод тяжелыми металлами. — Л.: Наука, 1989. — 192 с.
20. Черкашин С.А. Реакция избегания гидробионтами (молодь рыб и ракообразные) некоторых токсикантов: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. — Севастополь, 1986. — 17 с.
21. Черкашин С.А. Биотестирование: терминология, задачи, основные требования и применение в рыбохозяйственной токсикологии // Изв. ТИНРО. — 2001. — Т. 128, ч. 3. — С. 1020—1035.
22. Черкашин С.А. Использование мизид для биоиндикации состояния экосистем залива Петра Великого (Японское море) // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. Спец. вип. «Гідроекологія». — 2005. — Т. 27, № 4. — С. 260—262.
23. Черкашин С.А., Блинов Ю.Г., Щеглов В.В., Пряжевская Т.С. Влияние загрязнения на рыб и ракообразных залива Петра Великого (Японское море) // Современное состояние водных биоресурсов: Материалы науч. конф., посвящ. 70-летию С.М. Коновалова, Владивосток, 25—27 марта 2008 г. — Владивосток: ТИНРО-центр, 2008. — С. 664—668.
24. Черкашин С.А., Никифоров М.В., Шелехов В.А. Использование показателей смертности предличинок морских рыб для оценки токсичности цинка и свинца // Биология моря. — 2004. — № 3. — С. 247—252.
25. Шулькин В.М. Металлы в экосистемах морских мелководий. — Владивосток: Дальнаука, 2004. — 279 с.
26. Яковлев В.А. Воздействие тяжелых металлов на пресноводный зообентос: 2. Последствия для сообществ // Экол. химия. — 2002. — Т. 11, вып. 2. — С. 117—132.
27. Ahsanullah M., Negilski D.S., Mobley M.C. Toxicity of zinc, cadmium, and copper, to the shrimp *Callinassa australiensis*. 1. Effects of individual metals // Mar. Biol. — 1981. — N 64. — P. 299—304.

28. Arnott G.H., Ahsanullah M. Acute toxicity of copper, cadmium and zinc to three species of marine copepod // Aust. J. Mar. Freshwater Res. — 1979. — Vol. 30, N 1. — P. 63—71.
29. Bambang Y., Charmantier G., Thuet P., Trilles J.P. Effect of cadmium on survival and osmoregulation of various developmental stages of the shrimp *Penaeus japonicus* (Crustacea, Decapoda) // Mar. Biol. — 1995. — Vol. 123, N 3. — P. 443—450.
30. Bambang Y., Thuet P., Charmantierdaures M. et al. Effect of Copper on Survival and Osmoregulation of Various Developmental Stages of the Shrimp *Penaeus japonicus* Bate (Crustacea, Decapoda) // Aquat. Toxicol. — 1995. — Vol. 33, N 2. — P. 125—139.
31. Bergey L.L., Weis J. S. Molting as a mechanism of depuration of metals in the fiddler crab, *Uca pugnax* // Mar. Environ. Res. — 2007. — Vol. 64. — P. 556—562.
32. Brandt O.M., Fujimura R.W., Finlayson B.J. Use of *Neomysis mercedis* (Crustacea, Mysidacea) for Estuarine Toxicity Tests // Trans. Am. Fish. Soc. — 1993. — Vol. 122. — P. 279—288.
33. Cripe G.M. Comparative acute toxicities of several pesticides and metals to *Mysidopsis bahia* and postlarval *Penaeus duorarum* // Environ. Toxicol. and Chemistry. — 1994. — Vol. 13, N 11. — P. 1867—1872.
34. De Lisle P.F., Roberts M.H. Jr. The effect of salinity on cadmium toxicity to the estuarine mysid *Mysidopsis bahia*: role of chemical speciation // Aquat. Toxicol. — 1988. — Vol. 12, N 4. — P. 357—370.
35. Denton G.R.W., Burdon-Jones C. The influence of temperature and salinity upon the acute toxicity of heavy metals to the Banana prawn (*Penaeus merguensis* de Man) // Chemy Ecol. — 1982. — Vol. 1. — P. 131—143.
36. Eisler R. Cadmium poisoning in *Fundulus heteroclitus* (Pisces: Cyprinodontidae) and other marine organisms // J. Fish. Res. Bd. Can. — 1971. — N 28. — P. 1225—1234.
37. Eisler R., Hennekey R.J. Acute toxicities of Cd^{2+} , Cr^{+6} , Hg^{2+} , Ni^{2+} , and Zn^{2+} to estuarine macrofauna // Arch. Envir. Contam. Toxic. — 1977. — Vol. 6. — P. 315—323.
38. Garnacho E., Peck L.S., Tyler P.A. Variations between winter and summer in the toxicity of copper to a population of the mysid *Praunus flexuosus* // Mar. Biol. — 2000. — Vol. 137. — P. 631—636.
39. Gentile J.H., Gentile S.M., Hairston H.G., Sullivan B.K. The use of life-tables for evaluating the chronic toxicity of pollutants to *Mysidopsis bahia* // Hydrobiologia. — 1982. — Vol. 93, N 1—2. — P. 179—188.
40. Gentile S.M., Gentile J.H., Walker J., Heltshe J.F. Chronic effects of cadmium on two species of mysid shrimp: *Mysidopsis bahia* and *Mysidopsis bigelowi* // Ibid. — 1982. — Vol. 93, N 1—2. — P. 195—204.
41. Hall L.W. Jr., Scott M.C., Killen W.D. Ecological risk assessment of copper and cadmium in surface waters of Chesapeake bay watershed // Environ. Toxicol. and Chemistry. — 1998. — Vol. 17, N 6. — P. 1172—1189.
42. Ho K.T., Kuhn A., Pelletier M.C. et al. pH dependent toxicity of five metals to three marine organisms // Environ. Toxicol. — 1999. — Vol. 14, N 2. — P. 235—240.

43. ISO 14669 : 1999 Water quality — Determination of acute lethal toxicity to marine copepods (Copepoda, Crustacea) — TC 147/SC 5, 1999. — 19 p.
44. Kang J.C., Kim H.Y., Chin P. Toxicity of copper, cadmium and chromium on survival, growth and oxygen consumption of the mysid, *Neomysis awatschensis* // J. Korean Fish. Soc. — 1997. — Vol. 30, N 5. — P. 874—881.
45. Lussier S.M., Gentile J.H., Walker J. Acute and chronic effects of heavy metals and cyanide on *Mysidopsis bahia* (Crustacea: Mysidacea) // Aquat. Toxicol. — 1985. — Vol. 7. — P. 25—35.
46. 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. — Vol. 10, N 4. — P. 225—238.
47. Nimmo D.R., Lightner D.V., Bahner L.H. Effects of cadmium on the shrimps, *Penaeus duorarum*, *Palaemonetes pugio* and *Palaemonetes vulgaris* // Physiological response of marine biota to pollutants / Vernberg F.J., Calabrese A. Thurberg F.D. Vernberg W.B. (eds.). — New York: Acad. press, 1977. — P. 131—183.
48. Nimmo D.R., Rigby R.A., Bahner L. H., Sheppard M. The acute and chronic effects of cadmium on the estuarine mysid *Mysidopsis bahia* // Bull. Environ. Contam. Toxicol. — 1978. — Vol. 19. — P. 80—85.
49. Nimmo D.R., Hamaker T.L. Mysids in toxicity testing. A review // Hydrobiologia. — 1982. — Vol. 93, N 1—2. — P. 171—178.
50. Price R.K.J., Uglow R.F. Effects of certain metals on development and mortality within the moult cycle of *Crangon crangon* // Mar. Environ. Res. — 1979. — Vol. 2, N 4. — P. 287—299.
51. Roast S.D., Thompson R.S., Widdows J., Jones M.B. Mysids and environmental monitoring: a case for their use in estuaries // Mar. Freshw. Res. — 1998. — Vol. 49. — P. 827—832.
52. Rodriguez A., Establier R. Toxicidad del Hg^{2+} , CH_3Hg^+ , Cu^{2+} y Cd^{2+} sobre larvas y postlarvas del langostino, *Penaeus kerathurus* (Forsk., 1775) // Investigación pesq. — 1983. — Vol. 47. — P. 339—344.
53. Vernberg W.B., De Coursey P.J., Kelly M., Johns D.M. Effects of sublethal concentrations of cadmium on adult *Palaemonetes pugio* under static and Flow-through conditions // Bull. Environ. Contam. Toxicol. — 1977. — N 1. — P. 16—24.
54. Verslycke T., Vangheluwe M., Heijerick D. et al. The toxicity of metal mixtures to the estuarine mysid *Neomysis integer* under changing salinity // Aquat. Toxicol. — 2003. — Vol. 64, N 3. — P. 307—315.
55. Voyer R.A., McGovern D.G. Influence of constant and fluctuating salinity on responses of *Mysidopsis bahia* exposed to cadmium in a life-cycle test // Aquat. Toxicol. — 1991. — Vol. 19, N 3. — P. 215—230.
56. Wright D.A., Frain J.M. Cadmium toxicity in *Marinogammarus obtusatus*: effects of external calcium // Environ. Res. — 1981. — Vol. 24. — P. 238—344.

¹ Тихоокеанский научно-исследовательский
рыбохозяйственный центр, Владивосток

² Технологический институт Восточнoукраинского
Национального университета, Северодонецк

Поступила 26.06.09