

УДК 582.26–11:546.76

Н.А. Айздайчер¹, О.Б. Гостюхина^{2*}¹ Институт биологии моря им. А.В. Жирмунского ДВО РАН,
690041, г. Владивосток, ул. Пальчевского 17;² Тихоокеанский научно-исследовательский рыбохозяйственный центр,
690091, г. Владивосток, пер. Шевченко, 4

**АДАПТИВНЫЕ ВОЗМОЖНОСТИ БЕНТОСНОЙ
МИКРОВОДОРОСЛИ *ATTHEYA USSURENSIS*
К ПРОДОЛЖИТЕЛЬНОМУ ЗАГРЯЗНЕНИЮ СОЛЬЮ
ШЕСТИВАЛЕНТНОГО ХРОМА В КУЛЬТУРЕ**

Изучены адаптивные возможности бентосной микроводоросли *Attheya ussurensis* из зал. Петра Великого Японского моря к загрязнению среды солью шестивалентного хрома в лабораторной культуре. Установлено, что при однократном внесении токсиканта в концентрации 0,01 и 0,10 мг/л в начале опыта (I этап) водоросли испытывали негативное воздействие, которое сказывалось в первую очередь на морфологических признаках клеток. Численность клеток при концентрации 0,01 мг/л оставалась на уровне контроля до конца опыта, а при 0,10 мг/л в течение только 4 сут к концу опыта она уменьшалась до 81 %. Увеличение концентрации токсиканта до 1 и 2 мг/л приводило к усилению негативного воздействия токсиканта как на морфологию клеток, так и на их численность. На II этапе негативное воздействие на клетки прогрессировало. Высев в чистую среду (III этап) показал отсутствие адаптивных возможностей водоросли к длительному воздействию соли шестивалентного хрома.

Ключевые слова: *Attheya ussurensis*, бентосные микроводоросли, численность клеток, размеры клеток, морфологические признаки, соль шестивалентного хрома.

Aizdaicher N.A., Gostyukhina O.B. Adaptive abilities of benthic microalga *Attheya ussurensis* to prolonged contamination with a salt of hexavalent chromium in culture // Izv. TINRO. — 2014. — Vol. 178. — P. 173–179.

Adaptive capacity of benthic microalga *Attheya ussurensis* (Bacillariophyta) from Peter the Great Bay, Japan Sea to the medium contamination with a salt of hexavalent chromium is tested in laboratory culture. In unpolluted culture, growth of the alga could be described by S-shaped curve, the lag-phase was short or absent, the exponential stage with square or near-square cells was characterized by high growth rate, mean size of cells was 16.0 x 15.5 µm at the exponential stage and 17.2 x 15.7 µm at the stationary stage, the chloroplasts were olive-green colored, had wide blades, and diverged radially from a cell center. After 10-days exposing to potassium dichromate in concentration 0.01 mg/L, the number of cells did not change but size and morphology of cells changed on the 7th day; the higher concentrations as 0.1, 1.0 and 2.0 mg/L caused the decreasing of cells number to 81, 48, 33 % of control number, respectively, and size and morphology of the cells changed on the 4th day for 0.1 mg/L and on the 2nd day for 1.0 and 2.0 mg/L. After further

* Айздайчер Нина Александровна, кандидат биологических наук, доцент, старший научный сотрудник, e-mail: inmarbio@mail.primorye.ru; Гостюхина Ольга Борисовна, научный сотрудник, e-mail: gostyuhina@tinro.ru.

Aizdaicher Nina A., Ph.D., assistant professor, senior researcher, e-mail: inmarbio@mail.primorye.ru; Gostyukhina Olga B., researcher, e-mail: gostyuhina@tinro.ru.

exposing under the same concentrations, only 27 % of cells survived under 0.01 mg/L, 10 % under 0.10 mg/L, and all cells were eliminated under higher pollution, cell division was inhibited in all cases, and the following morphological changes occurred: cell walls curved, cell horns shortened, chloroplasts deformed, cytoplasm consolidated, retraction was detected for 90 % of the cells. After the algae transfer from the medium polluted by potassium dichromate in concentration 0.01 and 0.10 mg/L to a clean medium, they only partially restored their number — to 42 % of control number for those exposed under the concentration 0.01 mg/L. The experiment shows that the benthic algae *A. ussurensis* is highly sensitive to the medium contamination because of breaking of the cells division process and morphological changes which cannot be restored even after cessation of the toxic impact.

Key words: *Attheya ussurensis*, benthic microalga, cells number, cell size, morphological parameter, hexavalent chromium salt.

Введение

Бентосные микроводоросли в прибрежной зоне зал. Петра Великого Японского моря представлены огромным количеством видов. Они являются первичными продуцентами органического вещества и начальным звеном трофической цепи, играют важную роль в функционировании прибрежных морских экосистем. Кроме того, большинство из них, в частности диатомовые, используются в качестве кормовой базы многими взрослыми беспозвоночными животными и оседающей молодью. В настоящее время прибрежные акватории Приморья испытывают значительный антропогенный пресс, что приводит к нарушению природного баланса металлов в среде. Как и любой организм, микроводоросли находятся под влиянием различных экологических факторов, в число которых входит наличие в среде ионов тяжелых металлов. В прибрежных акваториях зал. Петра Великого Японского моря загрязнение хромом носит локальный характер и зависит от количества поступающих в морские прибрежные воды стоков, а также от степени их очистки. В донных отложениях отдельных районов залива концентрация хрома значительно превышает фоновую и способна оказывать негативное влияние на бентосные организмы (Ковековдова, Симоконь, 2004). Самая высокая концентрация хрома (71 мкг/г), в десятки раз выше фоновой, отмечена в донных осадках восточного побережья Амурского залива (Нигматулина, 2007). Учитывая высокую концентрацию хрома в донных отложениях, большое значение имеет оценка его токсичности для микроводорослей, особенно бентосных. Большинство исследований влияния бихромата калия на одноклеточные водоросли ограничено сведениями, полученными на пресноводных микроводорослях (Гапочка и др., 1987; Аргюхова и др., 1996; Прохоцкая и др., 2003; Новикова и др., 2007, 2008; Паршикова и др., 2008).

Один из значимых в настоящее время вопросов — возможность адаптации бентосных водорослей к токсическим веществам. В связи с этим целью данной работы было изучение адаптивных возможностей бентосных микроводорослей на примере *A. ussurensis* к загрязнению среды солью шестивалентного хрома при длительном воздействии в лабораторной культуре.

Материалы и методы

В работе использовали альгологически чистую культуру бентосной диатомовой водоросли *Attheya ussurensis* Stonik, Orlova et Crawford, 2006 (Stonik et al., 2006) из коллекции Института биологии моря им. А.В. Жирмунского ДВО РАН (Айздайчер, 2008; Орлова и др., 2011). Лабораторную культуру выращивали на среде *f* (Guillard, 1975) в конических колбах Эрленмейера при температуре 20 ± 2 °C и освещении люминесцентными лампами с 12-часовым светопериодом при освещенности 3500 лк на поверхности колб. Питательную среду готовили на основе стерилизованной морской воды соленостью 32 ‰. Численность клеток водоросли оценивали под микроскопом Janamed 2 в счетной камере типа Ножотта объемом 0,044 мл. Линейные размеры клеток (высоту и ширину) измеряли калиброванным винтовым окуляром-микрометром, рассчитывая среднюю величину по 30 клеткам. Опыты проводили согласно известной методике (Прохоцкая и др., 2003), модифицированной к особенностям биологии *A. ussurensis*.

В экспериментах исследовали действие соли шестивалентного хрома в виде международного стандартного токсиканта $K_2Cr_2O_7$ (Международный стандарт, 1987*; Wang, 1987) в концентрациях 0,01; 0,10; 1,0 и 2,0 мг/л. Учитывая, что шестивалентный хром физически и химически более стабилен, чем другие соединения металлов, он широко применяется как модельный «эталонный» токсикант для контроля погрешности методики токсикологического анализа (Жмур, 1997; Travieso et al., 1999; Жмур, Орлова, 2001; Руководство ..., 2002**). Исследование проведено в три этапа: на I этапе водоросли выращивали в течение 10 сут с разными концентрациями бихромата калия, который вносили однократно в начале опыта. Пробы для подсчета числа клеток в единице объема отбирали на 2, 4, 7 и 10-е сут. На I этапе в качестве посевного материала использовали культуру водоросли в экспоненциальной стадии роста.

На II этапе водоросли, экспонируемые с разными концентрациями токсиканта, через 10 сут переносили в колбы с концентрацией бихромата калия 2 мг/л. Для этого их осаждали центрифугированием при 5000 об./мин в течение 5 мин, используя центрифугу ОПН-8. Супернатант сливали, клетки отмывали стерилизованной морской водой, снова центрифугировали, супернатант снова сливали и клетки ресуспендировали в среде до стартовой концентрации. Колбы с водорослями экспонировали в стандартных условиях в течение 10 сут с отбором проб также на 2, 4, 7 и 10-е сут.

На III этапе клетки *A. ussurensis*, экспонируемые в присутствии токсиканта в концентрации 2 мг/л (через 10 сут), переносили в колбы с питательной средой без токсиканта, повторяя описанную выше процедуру отмывания от токсиканта. Стартовая концентрация микроводорослей в опытах составляла 4000 кл./мл. Контролем во всех опытах служила суспензия водорослей, выращенная в среде без токсиканта. Все эксперименты, представленные в работе, проведены в трех повторностях. Продолжительность опытов на всех этапах составляла 10 сут.

Результаты и их обсуждение

Прежде чем приступить к описанию результатов действия токсиканта на бентосную водоросль *A. ussurensis*, необходимо дать краткое описание ее морфологии в контроле. В культуре в экспоненциальной стадии роста суспензия представлена вегетативными квадратными или почти квадратными клетками, средний размер которых составлял 16,0 мкм в высоту и 15,5 мкм в ширину, а отношение высоты клетки к ее ширине — 1,03. В стационарной стадии роста клетки прямоугольные, 17,2 мкм в высоту и 15,7 мкм в ширину (рис. 1). В клетке имелось 6–8 радиально расходящихся от ее центра широколопастных хлоропластов яркого оливково-зеленого цвета, рога длинные, в среднем 18 мкм (Stonik et al., 2006).

Как показали наши исследования, при добавлении бихромата калия в среду в начале опыта (I этап) численность клеток при концентрации 0,01 мг/л в течение 10 сут не отличалась от контроля (рис. 2).

Наличие токсиканта в среде в концентрации 0,1; 1,0 и 2,0 мг/л вызывало нарушение деления клеток, и в результате к концу опыта общая численность составляла соответственно 81, 48 и 33 %. Кроме изменения количества клеток при разных концентрациях негативное действие токсиканта сказывалось и на их морфологических признаках и размерах. При низкой концентрации (0,01 мг/л) эти изменения зафиксированы на 7-е сут культивирования: клетки вытягивались в высоту и уменьшались в ширину; отмечена также деформация стенок клетки (см. рис. 1, В).

При более высоком содержании токсиканта в среде морфологические изменения наступали гораздо раньше. Так, при наличии 0,1 мг/л они происходили на 4-е сут: рога и стенки клеток искривлялись, хлоропласты сжимались и становились зернистыми,

* Международный стандарт. Качество воды. Определение угнетения подвижности *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea): ИСО № 6341-82. 1987. 15 с.

** Руководство по определению методом биотестирования токсичности вод, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов. М.: РЭФИА, НИА. Природа, 2002. 118 с.

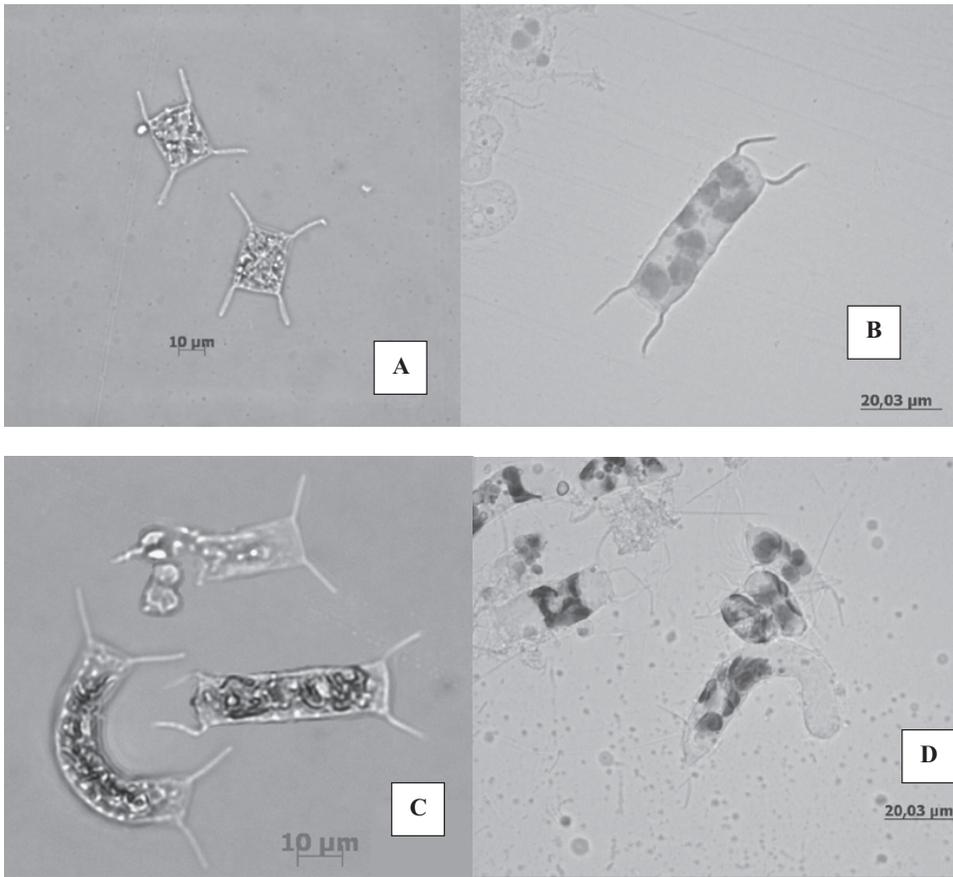


Рис. 1. Внешний вид клеток *Attheya ussurensis* в контроле (А) и с добавкой бихромата калия (В, С, D), мг/л

Fig. 1. Appearance of *Attheya ussurensis* cells in the control medium (A) and in the medium polluted by potassium dichromate in certain concentration, mg/L (B, C, D)

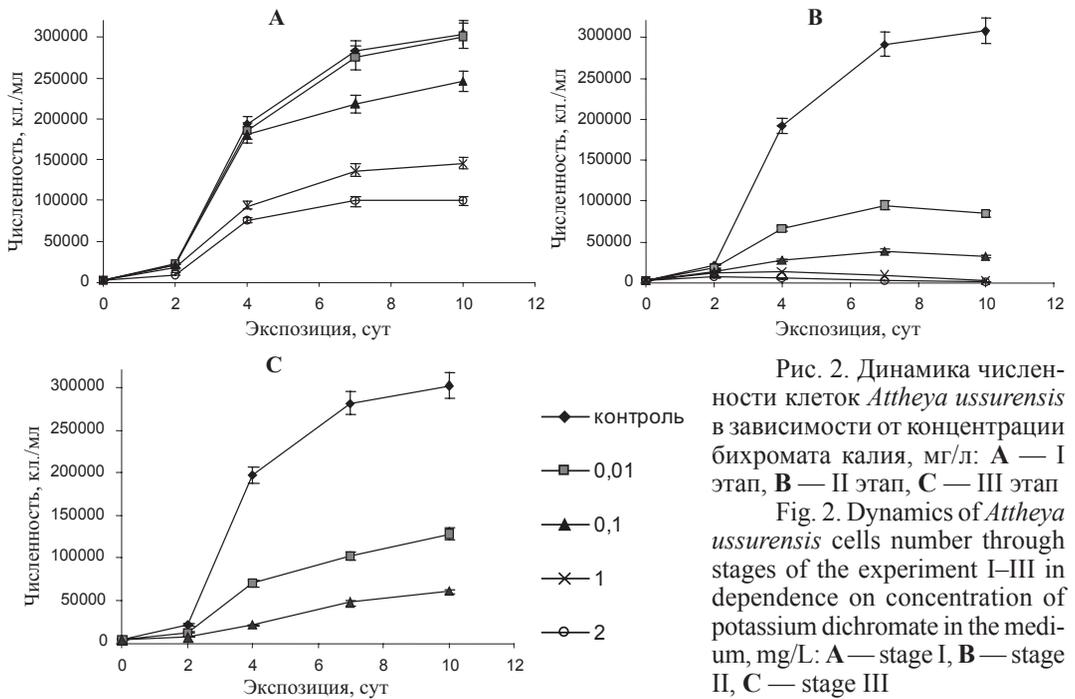


Рис. 2. Динамика численности клеток *Attheya ussurensis* в зависимости от концентрации бихромата калия, мг/л: А — I этап, В — II этап, С — III этап

Fig. 2. Dynamics of *Attheya ussurensis* cells number through stages of the experiment I–III in dependence on concentration of potassium dichromate in the medium, mg/L: А — stage I, В — stage II, С — stage III

во многих клетках (до 90 %) зафиксирована ретракция цитоплазмы (рис. 1, С). С повышением содержания вещества эти изменения усиливались, при 2 мг/л они были отмечены на 2-е сут опыта. Практически все клетки при интоксикации бихроматом калия подвергались существенным изменениям, которые касались искривления клеточных стенок, укорачивания рогов, уплотнения цитоплазмы, лопасти хлоропластов были размытыми. Если при низком содержании токсиканта структура популяции была гомогенной, то при высоком его содержании в суспензии формировались агрегаты, состоящие из скопления клеток. Формирование агрегатов из клеток как пресноводных, так и морских водорослей при интоксикации, возможно, связано с перестройкой их метаболизма, приводящей к усилению выделения слизи и способствующей слипанию клеток в комочки (Cid et al., 1995; Ristenbil, Gerringa, 2002; Маркина, Айздайчер, 2007; Новикова и др., 2007).

На II этапе исследования клетки, росшие при разных концентрациях токсиканта, переносили в среду с концентрацией бихромата калия 2 мг/л. Численность клеток, изначально росших при концентрации 0,01 и 0,10 мг/л, существенно отличалась от контроля и составляла к концу опыта соответственно 27 и 10 % (рис. 2, В). В первом случае морфологические изменения клеток заключались в незначительном изменении размеров и появлении зернистости цитоплазмы. С повышением содержания бихромата калия в среде до 0,1 мг/л изменения в морфологии клеток становились более существенными: стенки клеток искривлялись, рога укорачивались, хлоропласты деформировались, их лопасти были размытыми, а к концу опыта во всех клетках обнаруживали ретракцию цитоплазмы, клетки сильно вытягивались в высоту (см. таблицу, II этап, рис. 1, D).

Численность клеток в опыте, изначально росших при концентрации токсиканта 1 и 2 мг/л, в течение 7 сут оставалась на уровне стартовой концентрации, а к концу опыта уменьшалась, и в суспензии содержались в основном пустые и полуразрушенные клетки, которые собирались в рыхлые агрегаты. У небольшого числа клеток, где содержимое не полностью разрушено, лопасти хлоропластов были нечеткими или совсем утрачены, стенки клеток искривлены, рога изогнуты и укорочены.

Для оценки степени адаптации оставшихся живых клеток после завершения II этапа водоросли, исходно росшие при концентрации 0,01 и 0,10 мг/л, отмывали стерилизованной морской водой, центрифугировали и переносили в чистую питательную среду без токсиканта (III этап).

Водоросли, изначально росшие в среде с добавлением 1 и 2 мг/л бихромата калия, в чистую среду не переносили, так как для засева было недостаточно исходного материала.

На III этапе численность клеток в течение 2 сут оставалась на уровне контроля (рис. 2, С). С увеличением экспозиции клетки, изначально росшие при 0,01 мг/л, начинали делиться, однако их общая численность к концу опыта составляла 42 % от контроля, а при более высокой концентрации бихромата калия (0,10 мг/л) деление клеток оставалось на низком уровне и в результате общая численность на 10-е сут достигала только 20 % от контроля. Незначительное увеличение численности клеток после прекращения действия токсиканта можно объяснить восстановлением фотосинтетической активности, как это было показано на пресноводных микроводорослях (Дмитриева и др., 2002; Новикова и др., 2007).

Таким образом, в наших опытах было показано, что восстановление процессов деления было тем выше, чем ниже концентрация токсиканта на I этапе опыта. Необходимо отметить, что при пересеве водорослей в среду без токсиканта (III этап) морфологические изменения клеток в течение 10 сут оставались такими же, как и во время II этапа. Стенки клеток оставались искривленными, рога укороченными, в клетках отмечали ретракцию цитоплазмы, лопасти хлоропластов были размытыми, цитоплазма уплотнена с зернистым содержимым. На дне сосудов формировался осадок, состоящий из окрашенных в темный цвет агрегатов из водорослей. Размерный состав клеток характеризовался увеличением их высоты и уменьшением ширины (см. таблицу, III этап).

Изменение размеров клеток *Attheya ussurensis* при воздействии бихромата калия (I, II этапы) и после перевода их в чистую среду (III этап), мкм
 Size of *Attheya ussurensis* cells (μm) in the medium contaminated with potassium dichromate (stages of the experiment I and II) and after their transfer to a clean medium (stage III)

Экспозиция, сут		Концентрация бихромата калия, мг/л				
		Контроль	0,01	0,10	1,0	2,0
I этап	0	$16,0 \pm 0,2$ $15,5 \pm 0,1$	$16,0 \pm 0,2$ $15,5 \pm 0,1$	$16,0 \pm 0,2$ $15,5 \pm 0,1$	$16,0 \pm 0,2$ $15,5 \pm 0,1$	$16,0 \pm 0,2$ $15,5 \pm 0,1$
	2	$15,9 \pm 0,3$ $15,6 \pm 0,4$	$15,9 \pm 0,2$ $15,4 \pm 0,1$	$16,3 \pm 0,2$ $14,9 \pm 0,3$	$17,5 \pm 0,2$ $13,5 \pm 0,3$	$17,4 \pm 0,4$ $13,1 \pm 0,2$
	4	$16,2 \pm 0,3$ $15,4 \pm 0,2$	$16,4 \pm 0,4$ $15,3 \pm 0,2$	$17,3 \pm 0,1$ $13,1 \pm 0,1$	$19,6 \pm 0,4$ $13,7 \pm 0,1$	$20,5 \pm 0,3$ $13,3 \pm 0,2$
	7	$16,6 \pm 0,1$ $15,1 \pm 0,3$	$16,7 \pm 0,3$ $15,0 \pm 0,1$	$18,34 \pm 0,40$ $13,7 \pm 0,2$	$20,4 \pm 0,3$ $13,6 \pm 0,1$	$22,1 \pm 0,5$ $13,2 \pm 0,2$
	10	$16,9 \pm 0,2$ $14,6 \pm 0,4$	$16,8 \pm 0,3$ $15,0 \pm 0,2$	$18,6 \pm 0,3$ $13,3 \pm 0,1$	$21,9 \pm 0,5$ $13,8 \pm 0,2$	$22,9 \pm 0,4^*$ $13,4 \pm 0,1$
II этап	0	$16,8 \pm 0,3$ $14,3 \pm 0,1$	$16,7 \pm 0,2$ $15,2 \pm 0,1$	$18,5 \pm 0,4^*$ $13,7 \pm 0,2$	$20,4 \pm 0,3^*$ $14,0 \pm 0,2$	$23,0 \pm 0,7$ $13,7 \pm 0,3$
	2	$16,1 \pm 0,2$ $15,6 \pm 0,3$	$16,9 \pm 0,3$ $15,3 \pm 0,2$	$18,7 \pm 0,4^*$ $13,9 \pm 0,3$	$20,8 \pm 0,6^*$ $14,3 \pm 0,3$	$23,5 \pm 0,7^*$ $14,9 \pm 0,3$
	4	$16,0 \pm 0,1$ $15,3 \pm 0,2$	$17,0 \pm 0,4$ $15,6 \pm 0,2$	$19,1 \pm 0,3^*$ $14,0 \pm 0,1$	$21,4 \pm 0,4^*$ $14,3 \pm 0,2$	$23,9 \pm 0,5$ $14,9 \pm 0,3$
	7	$16,4 \pm 0,2$ $15,3 \pm 0,1$	$17,9 \pm 0,4$ $15,7 \pm 0,1$	$19,3 \pm 0,4$ $14,1 \pm 0,1$	$22,9 \pm 0,3^*$ $14,7 \pm 0,2$	$24,2 \pm 0,7^*$ $15,1 \pm 0,2$
	10	$17,0 \pm 0,4$ $14,5 \pm 0,2$	$17,7 \pm 0,5$ $15,2 \pm 0,2$	$17,9 \pm 0,4^*$ $14,0 \pm 0,2$	$22,9 \pm 0,4^*$ $14,6 \pm 0,2$	$25,4 \pm 0,6^*$ $15,0 \pm 0,4$
III этап	0	$16,9 \pm 0,3$ $14,5 \pm 0,2$	$17,2 \pm 0,3$ $15,6 \pm 0,2$	$19,6 \pm 0,7$ $14,1 \pm 0,2$	—	—
	2	$16,0 \pm 0,2$ $15,2 \pm 0,1$	$17,5 \pm 0,4$ $16,0 \pm 0,2$	$19,8 \pm 0,6^*$ $14,3 \pm 0,3$	—	—
	4	$15,8 \pm 0,4$ $15,4 \pm 0,3$	$17,9 \pm 0,5$ $15,8 \pm 0,4$	$20,4 \pm 0,4^*$ $14,6 \pm 0,1$	—	—
	7	$16,7 \pm 0,3$ $15,5 \pm 0,2$	$18,0 \pm 0,6$ $16,0 \pm 0,1$	$21,7 \pm 0,3^*$ $14,8 \pm 0,2$	—	—
	10	$17,8 \pm 0,3$ $15,7 \pm 0,2$	$19,1 \pm 0,3$ $16,4 \pm 0,5$	$22,3 \pm 0,6^*$ $15,0 \pm 0,2$	—	—

Примечание. Над чертой — высота клеток, под чертой — ширина клеток.

* Значения, достоверно отличающиеся от контроля ($p < 0,05$).

Заключение

В результате проведенных исследований показано, что полноценной адаптации водоросли *Attheya ussurensis* к продолжительному загрязнению среды солью шестивалентного хрома в культуре не происходило.

При воздействии токсиканта выявлены изменения структурных и морфологических показателей водоросли *A. ussurensis*. К ним относятся увеличение высоты и уменьшение ширины клеток, искривление клеточных стенок, укорачивание рогов, уплотнение цитоплазмы, лопасти хлоропластов становились нечеткими, размытыми, отмечена ретракция цитоплазмы. Эти нарушения типичны для диатомовых водорослей, имеющих твердую оболочку.

Степень токсичности бихромата калия для бентосной водоросли существенно зависит не только от его концентрации, но и от длительности контакта с веществом: негативная реакция тем существеннее, чем продолжительнее время воздействия.

Список литературы

Айздайчер Н.А. Коллекция культур морских микроводорослей Института биологии моря им. А.В. Жирмунского ДВО РАН // Биол. моря. — 2008. — Т. 34, № 2. — С. 152–155.

Артюхова В.И., Дмитриева А.Г., Филенко О.Ф., Чжао Изюнь. Влияние бихромата калия на динамику роста культуры и размеры клеток *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Gréb. в различные сезоны года // Альгология. — 1996. — Т. 6, № 1. — С. 26–34.

Гапочка Л.Д., Веселаго И.А., Левина М.З. и др. Адаптивные реакции популяций водорослей на воздействие токсических веществ // Биол. науки. — 1987. — № 3. — С. 74–80.

Дмитриева А.Г., Кожанова О.Н., Дронина Н.Л. Физиология растительных организмов и роль металлов : монография. — М. : МГУ, 2002. — 160 с.

Жмур Н.С. Государственный и производственный контроль токсичности вод методами биотестирования в России : монография. — М. : Междунар. дом сотрудничества, 1997. — 117 с.

Жмур Н.С., Орлова Т.Л. Методика определения токсичности вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению уровня флюоресценции хлорофилла и численности клеток водорослей : ФР 1.39.2001.00284. — М. : Акварос, 2001. — 44 с.

Ковековдова Л.Т., Симоконов М.В. Тенденции изменения химико-экологической ситуации в прибрежных акваториях Приморья. Токсичные элементы в донных отложениях и гидробионтах // Изв. ТИНРО. — 2004. — Т. 137. — С. 310–320.

Маркина Ж.В., Айздайчер Н.А. Рост микроводоросли *Phaeodactylum tricorutum* при воздействии меди и способность культуры к восстановлению в чистой среде // Гидробиол. журн. — 2007. — Т. 43, № 3. — С. 105–111.

Нигматулина Л.В. Оценка антропогенной нагрузки береговых источников на Амурский залив (Японское море) // Вестн. ДВО РАН. — 2007. — № 1. — С. 73–77.

Новикова И.П., Паршикова Т.В., Власенко В.В., Зубенко И.Б. Влияние $K_2Cr_2O_7$ на фотосинтетическую активность и подвижность клеток *Euglena gracilis* Klebs // Альгология. — 2007. — Т. 17, № 3. — С. 305–316.

Новикова И.П., Паршикова Т.В., Власенко В.В., Зубенко И.Б. Изменение функционального состояния клеток *Chlamydomonas reinhardtii* Dang. в присутствии бихромата калия в среде // Там же. — 2008. — Т. 18, № 2. — С. 113–122.

Орлова Т.Ю., Айздайчер Н.А., Стоник И.В. Лабораторное культивирование морских микроводорослей, включая продуцентов фитотоксинов : науч.-метод. пособие. — Владивосток : Дальнаука, 2011. — 89 с.

Паршикова Т.В., Власенко В.В., Березовская М.А., Новикова И.П. Оценка резистентности клеток различных видов водорослей рода *Chlamydomonas* к наличию в среде бихромата калия // Гидробиол. журн. — 2008. — Т. 44, № 6. — С. 65–77.

Прохоцкая В.Ю., Ипатова (Артюхова) В.И., Дмитриева А.Г., Филенко О.Ф. Оценка степени адаптации лабораторной популяции микроводоросли *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Gréb. к действию бихромата калия // Вестн. МГУ. Сер. 16. Биология. — 2003. — № 3. — С. 31–42.

Cid A., Herrero C., Enrique T., Yulio A. Copper toxicity on the marine microalga *Phaeodactylum tricorutum*: effects on photosynthesis and related parameters // Aquat. Toxicol. — 1995. — Vol. 31. — P. 165–174.

Guillard R.R.L. Culture of phytoplankton of feeding marine invertebrates // Culture of marine invertebrate animals. — N.Y. : Plenum Press, 1975. — P. 26–60.

Ristenbil Y.W., Gerringa L.G.A. Interaction of algal ligands, metal complexation and availability and cell responses of the diatom *Ditulum brightwellii* with a gradual of copper // Aquat. Toxicol. — 2002. — Vol. 56. — P. 115–131.

Stonik I.V., Orlova T.Ju., Crawford R.M. *Attheya ussurensis* sp. nov. (Bacillariophyta) — a new marine diatom from the coastal waters of the Sea of Japan and reappraisal of the genus // Phycologia. — 2006. — Vol. 45. — P. 141–147.

Travieso L., Conizares R.O., Borya R. Heavy metal removal by Microalgae // Bull. Environ. Contam. Toxicol. — 1999. — Vol. 62. — P. 144–151.

Wang W. Chromate ions, as a reference toxicant for aquatic phytotoxicity test // Environ. Toxicol. and Chem. — 1987. — Vol. 6, № 12. — P. 953–960.

Поступила в редакцию 24.04.14 г.