

БИОТЕСТИРОВАНИЕ ТОКСИЧНОСТИ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ КРУПНЫХ ВОДОЕМОВ СЕВЕРО-ЗАПАДА РОССИИ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ РАКООБРАЗНЫХ¹

© 2013 г. Н. М. Калинкина*, Н. А. Березина*, **, А. И. Сидорова*,
Н. А. Белкина*, А. К. Морозов***

*Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН
185030 Петрозаводск, просп. А. Невского, 50

E-mail: kalina@nwpi.krc.karelia.ru

**Зоологический институт РАН

199034 Санкт-Петербург, Университетская наб., 1

***Институт леса КарНЦ РАН

185011 Петрозаводск, ул. Пушкинская, 11

Поступила в редакцию 18.05.2012 г.

Приведены результаты биотестирования и физико-химического анализа донных отложений из крупных водоемов северо-западного региона России — Онежского оз., Выгозерского водохранилища, пресноводной части эстуария р. Невы (восточной части Финского зал.), которые локально подвержены эвтрофированию и токсическому загрязнению. Потенциальная токсичность донных отложений, оцениваемая по выживаемости двух видов ракообразных (*Gmelinoides fasciatus* и *Ceriodaphnia affinis*) в 7-суточных тестах, варьировала от высоких до низких величин, характеризуя 5 классов качества донных отложений — высокое, хорошее, умеренное, плохое, тяжелое и, соответственно, степени токсического загрязнения — от его отсутствия до очень высокого. Неблагополучные зоны выявлены в Кондопожской и Петрозаводской губах Онежского оз., северной и южной части Выгозерского водохранилища и южной части Невской губы в районе дамбы. Высоким качеством донных отложений характеризовались открытые центральные районы Онежского оз. и Выгозерского водохранилища и западная часть эстуария р. Невы.

Ключевые слова: ракообразные, *Gmelinoides fasciatus*, *Ceriodaphnia affinis*, выживаемость, потенциальная токсичность, донные отложения, загрязнение, озера, эстуарии рек.

DOI: 10.7868/S0321059613060060

Крупные водоемы северо-западного региона России испытывают повышенную антропогенную нагрузку разного типа, включая эвтрофирование и токсическое загрязнение [7, 16, 19], так как в этом регионе высоко развиты металлургическая, машиностроительная, деревообрабатывающая, целлюлозно-бумажная отрасли промышленности, сельское хозяйство, пролегают важнейшие воднотранспортные пути (в том числе Беломорско-Балтийский канал). Так, в течение последних десятилетий в Кондопожскую губу Онежского оз. ежегодно поступает до 50 млн м³ сточных вод Кондопожского целлюлозно-бумаж-

ного комбината (ЦБК), что существенно ухудшает качество вод в этой акватории [12]. Выгозерское водохранилище, расположенное в центральной Карелии, принимает ~30 млн м³ в год сточных вод Сегежского ЦБК [25]. В Финский зал. Балтийского моря со стоком р. Невы ежегодно поступает 2–3 тыс. т фосфора, а со сточными водами г. Санкт-Петербурга — загрязняющие вещества различного происхождения [34].

По данным [20], уровень антропогенной нагрузки на крупные водоемы севера России (включая Онежское оз.) на современном этапе развития экономики России значительно снизился, и наметились тенденции к восстановлению их сообществ, особенно в прежде загрязненных их районах. Однако по ряду биологических показателей, таких как индексы видового разнообразия и до-

¹ Работа выполнена при финансовой поддержке 7-й Рамочной программы Европейского Сообщества (FP/2007-2013, проект 217246), Программы BONUS+ и РФФИ (проект 08-04-92423BONUS_a).

минирования зооценозов, эти водные экосистемы по-прежнему остаются нарушенными. Например, в течение последних десятилетий в зообентосе Кондопожской губы Онежского оз. наблюдалось изменение богатства и численности видов, а индекс видового разнообразия Шеннона (по зообентосу) снизился с 2 до 1.4 [20, 21]. Такие изменения могут свидетельствовать об ухудшении состояния донных биоценозов. В связи с вышесказанным, оценка качества воды и донных отложений (ДО) в разных районах крупных водных экосистем севера России и характеристика их экологического состояния с привлечением современных методов — актуальная задача.

Методы биотестирования, в отличие от традиционных аналитических методов, позволяют получить быструю интегральную оценку загрязнения водных экосистем, отражающую действие всех присутствующих в пробе токсических веществ, и учитывают их антагонистическое и синергетическое взаимодействия [3]. Кроме того, преимущество методов биотестирования состоит в способности живых организмов воспринимать более низкие концентрации веществ, чем любой аналитический датчик [5, 33].

Ракообразные часто выбираются в качестве тест-организмов в различных исследованиях из-за их широкого распространения, большого значения в пищевых цепях и, главное, их высокой чувствительности к загрязнению и гипоксии [38, 44, 52]. Амфиподы адекватно отражают состояние седиментов и в последние годы успешно применяются при оценке их токсичности как в эстуарных, так и в пресных экосистемах. Выбор амфипод в качестве тест-объектов определен их приуроченностью к донным местообитаниям, способностью активно зарываться в ил и потреблять осадочные частицы вместе с пищей [36, 49].

Исторически сложилось так, что оценка загрязнения в водоемах методом биотестирования и биоиндикации проводилась для поверхностных вод, а не для ДО [35]. Первые работы по тестированию токсичности ДО с применением амфипод появились в конце 1970-х гг., однако методология разрабатывалась очень медленно, и стандартные методы тестирования появились к началу 1990-х гг. [43]. В последние годы в России экспрессная оценка ДО с использованием ракообразных также применяется [13, 26, 41]. Тест с использованием цериодафний *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg был адаптирован для целей экологического контроля в России уже в 1980-х гг. [27]. В дальнейшем этот экспресс-метод проявил себя как очень информативный способ оценки токсичности вод [31].

Наряду с использованием стандартных тест-объектов на современном этапе актуален поиск новых чувствительных видов [2]. Такие виды могут быть найдены среди донных беспозвоночных, активно расселяющихся в последние годы в водоемах северо-западного региона России. Байкальская амфипода *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing) появилась в бассейне Балтийского моря в 1970-х гг. благодаря намеренным интродукциям в рыбохозяйственных целях [39]. В 1996 г. эти рачки впервые обнаружены в Невской губе, а в 2001 г. — в Онежском оз. [4]. Этот вид заселяет самые разнообразные биотопы, независимо от типа грунта, и даже был отмечен в числе одних из первых видов в безжизненных после воздействия сбросов ЦБК местах в Ладожском оз. [49]. Вместе с тем *G. fasciatus* избегает местообитаний с токсичным загрязнением тяжелыми металлами и воздействием теплых вод с электростанций на Волжских водохранилищах [24]. В литературе содержатся и другие указания на более высокую чувствительность к действию минеральных загрязняющих веществ у амфипод *G. fasciatus*, чем у других (*Hyalella azteca* Saussure и *Monoporeia affinis* Lindstrom) [41], а также у некоторых рекомендованных тест-объектов: ветвистоусых рачков *C. affinis* [14] и личинок хируномид *Chironomus riparius* Meigen [26].

Цель настоящей работы — экологическая оценка состояния крупных водоемов северо-западного региона России (Онежского оз., Выгозерского водохранилища и эстуария р. Невы) путем комплексного изучения местообитаний бентоса по биологическим и химическим показателям. Задачи исследования включали в себя следующее: анализ ДО на содержание общей серы (приоритетного загрязнителя ЦБК) и органического углерода; тестирование токсичности ДО из разных участков водоемов по выживаемости двух видов ракообразных: стандартного тест-объекта *Ceriodaphnia affinis* и широко распространенной в регионе амфиподы *Gmelinoides fasciatus*.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Изученные водоемы

Онежское оз. — второе по величине озеро Европы — принадлежит к бассейну Балтийского моря, расположено на водосборе р. Свири (Ладожского оз.). Площадь водного зеркала составляет 9720 км², из них 250 км² приходится на 1500 островов, объем водной массы озера достигает 295 км³, средняя глубина — 30, максимальная — 120 м [21]. Качество воды Онежского оз. в настоящее время характеризуется как очень высокое,

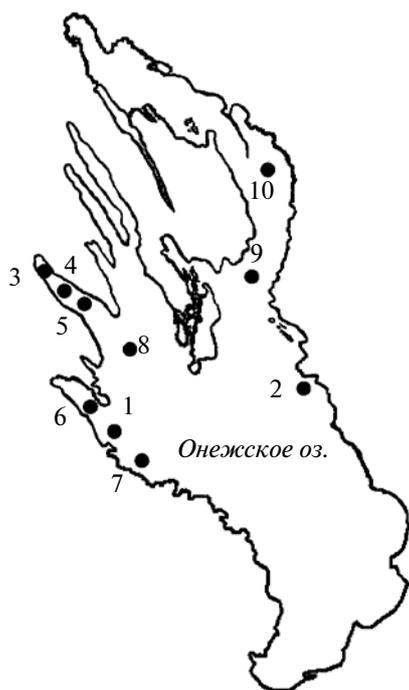


Рис. 1. Схема Онежского оз. с расположением станций отбора проб (1–10).

озеро относится к олиготрофным и малопродуктивным водоемам.

Основные источники загрязнений озера находятся в его северно-западной части, они связаны с промышленными центрами городов Петрозаводска и Кондопоги. Среди них – ЦБК в г. Кондопоге и канализационно-очистные сооружения в г. Петрозаводске, они оказывают наибольшее влияние на экосистему Онежского оз. Объем сточных вод составляет в среднем 105 млн м³/год, причем 50% приходится на труднотрансформируемые сточные воды ЦБК. Ежегодно со сточными водами в Онежское оз. поступает ~ 160 т фосфора, 700 т азота и 3700 т взвешенных веществ [21].

Выгозерское водохранилище было превращено из озера в водохранилище в 1932–1933 гг. в связи со строительством Беломорско-Балтийского канала (ББК). Этот неглубокий (средняя глубина – 6,2, максимальная – до 28 м) водоем со сложным рельефом дна занимает третье место среди озер Карелии по площади (1159 км²). Существенное влияние на состояние экосистемы озера оказывают сточные воды Сегежского ЦБК, попадающие в северную часть Выгозерского водохранилища с 1936 г. Наблюдения за состоянием экосистемы водохранилища проводятся с 1969 г. [6, 17, 18, 25, 29, 30].

Эстуарий р. Невы – самый восточный участок Финского залива Балтийского моря и один из крупнейших (площадь – 3600 км²) эстуариев этого моря. Его условно разделяют на пресноводную Невскую губу (глубина средняя – 3, максимальная – до 6 м) и восточную часть Финского залива (соленость – 0,3–3 г/л, глубины – до 45 м в глубоководном внешнем эстуарии). Невская губа ограждена от остальной части залива искусственно сооруженной дамбой и сохраняет черты пресноводного (с содержанием солей в воде 0,05–0,07 г/л) замкнутого водоема лагунного типа. Средняя глубина составляет 3, максимальная – 6 м. Экосистема эстуария подвергается различному антропогенному воздействию, такому как сброс сточных вод г. Санкт-Петербурга. С 1990 по 2005 г. со стоком р. Невы в Невскую губу поступило свыше 29,5 тыс. т общего фосфора и 138 тыс. т азота [28, 51]. К 2009 г. уровень загрязнения нефтепродуктами превысил 0,025 мг/л, хотя оставался ниже ПДК [10]. В то же время основные загрязнители в эстуарии – тяжелые металлы (особенно цинк), и по индексу загрязненности придонных вод (ИЗПВ > 1) 30% акватории эстуария признаны умеренно-загрязненными [10].

Метод отбора проб

Пробы грунта во всех водоемах были собраны в августе 2011 г. Пробы ДО (илов) отбирали с помощью дночерпателя Экмана-Берджи площадью захвата 225 см² на 36 станциях: в оз. Онежском – на 10 станциях с глубинами 12–49 м, в Выгозерском водохранилище – на 14 станциях с глубинами 5–23 м, в пресноводной части эстуария р. Невы – на 12 станциях с глубинами 3–25 м (таблица; рис. 1–3).

Общее содержание серы в ДО Онежского оз. и Выгозерского водохранилища определялось спектрофотометрическим методом [22]. Также во всех образцах определялось содержание органического углерода (C_{орг}) [1, 8]. Содержание серы и C_{орг} представлено в процентах от сухого веса ДО.

Изученные виды

Планктонный рачок *Ceriodaphnia affinis* был взят из культуры Института биологии внутренних вод РАН и в дальнейшем культивировался на базе лаборатории гидробиологии Института водных проблем Севера КарНЦ РАН. Рачков кормили одноклеточными зелеными водорослями *Scenedesmus quadricauda*, а в качестве подкормки использовали дрожжевую суспензию в соотношении 1 мг

Химические и токсикологические характеристики ДО в водоемах по станциям (станции: О – оз. Онежское, В – Выгозерское водохранилище, Н – эстуарий р. Невы; районы: КГ – Кондопожская губа, ПГ – Петрозаводская губа; тест-объекты: С.а. – *Ceriodaphnia affinis*, G.f. – *Gmelinoides fasciatus*; ББК – Беломорско-Балтийский канал)

Станция	Район водоема	Глубина, м	Сера, %	C _{орг} , %	Класс качества	
					С.а.	G.f.
Онежское оз.						
О-1	Петрозаводское Онего	38	0.03	0.2	1	1
О-2	Центральное Онего, восточный берег	26	0.03	0.5	1	1
О-3	КГ, у сбросов ЦБК	12	0.31	38.2	5	2
О-4	КГ, середина	20	0.30	13.8	5	1
О-5	КГ, выход из залива	33	0.22	9.0	3	5
О-6	ПГ, выход из залива	28	0.07	2.6	3	4
О-7	Центральное Онего, западный берег	49	0.09	2.3	1	1
О-8	Большое Онего	40	0.12	4.3	1	1
О-9	Малое Онего	34	0.12	2.9	1	1
О-10	Заонежский зал.	18	0.11	2.6	1	5
Выгозерское водохранилище						
В-1	Оз. Шавань (ББК)	5	0.04	1.1	1	2
В-2	Воицкое (у д. Надвоицы)	15	0.33	10.4	4	3
В-3	Майгуба	20	0.57	12.9	1	5
В-4	Надвоицкий зал.	13	0.26	13.6	1	1
В-5	Белая гора	10	0.33	20.0	2	2
В-6	Лейгуба	7	1.00	31.5	2	3
В-7	Северное Выгозеро	23	0.79	16.1	5	3
В-8	Сенная губа	13	0.27	15.7	5	3
В-9	Центр	15	0.35	20.3	5	3
В-10		15	0.33	23.9	1	1
В-11		12	0.32	4.7	1	2
В-12		13	0.30	19.4	2	1
В-13	Юго-восточная часть Выгозеро	11	0.28	17.6	4	3
В-14	Южная часть Выгозеро	7	0.24	24.2	1	4
Невская губа Финского зал.						
Н-1	Невская губа	3	—	0.7	—	1
Н-2		5	—	0.5	—	3
Н-3		6	—	0.9	—	3
Н-4		6	—	5.6	—	4
Н-5		4	—	1.5	—	3
Н-6	Внутренний эстуарий	10	—	0.5	—	3
Н-7		12	—	4.1	—	4
Н-8		14	—	0.9	—	2
Н-9		19	—	0.4	—	2
Н-10		25	—	0.3	—	3
Н-11		22	—	1.5	—	3
Н-12		7	—	7.0	—	4

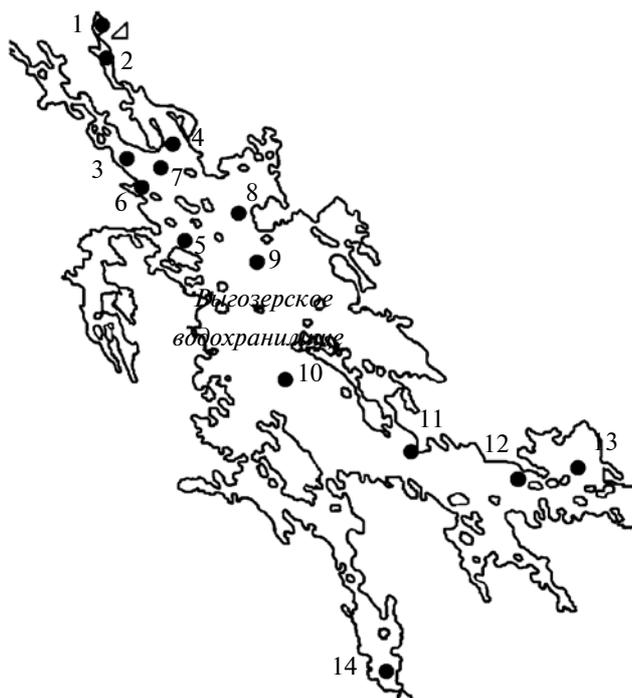


Рис. 2. Схема Выгозерского водохранилища с расположением станций отбора проб (1–14).

сырых дрожжей на 100 мл воды, добавляя по 1–2 капли на 100 мл воды один–два раза в неделю.

Gmelinoides fasciatus – бентосный рачок среднего размера: длина тела половозрелых самок варьирует от 3.4 до 10 мм и максимально достигает 16 мм у самцов [50]. Амфипода *G. fasciatus* относится к видам-оппортунистам. Этот вид был интродуцирован в 1970-х гг. в водоемы северо-запада России, где быстро адаптировался и широко расселился [4]. Рачки *G. fasciatus* были собраны в Онежском оз. (район Сайнаволоок, г. Петрозаводск) и эстуарии р. Невы (Сестрорецкий район г. Санкт-Петербурга). В опытах использовали рачков с длиной тела от 2 до 3.5 мм.

Лабораторные опыты

Протокол биотестирования был составлен по стандартной методике для острых тестов [15, 42, 46, 48], которая была адаптирована для используемых тест-объектов. Для тестирования отбирали верхний поверхностный слой (3 см) мягких грунтов (в основном илов). В качестве контроля использовали чистый грунт, собранный в озере (эстуарии) в зоне отсутствия загрязнения. ДО каждой пробы пропускали через сито. Затем илы помещали в сосуды объемом 200 мл, в которые добавляли чистую воду в объемном соотношении

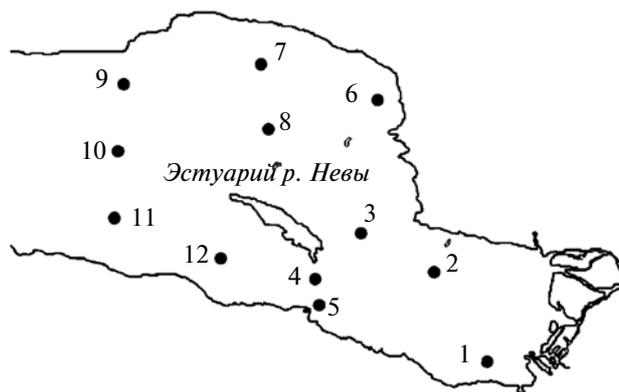


Рис. 3. Схема эстуария р. Невы с расположением станций отбора проб (1–12).

1 : 1, собранную на контрольной станции без источников загрязнения. Время стабилизации составило 7 сут. Затем сливали жидкость, которая образовалась над илами, и подвергали ее биотестированию. Время экспозиции с рачками – 7 сут. Все опыты проводили при температуре воды 18–21°C.

Оценку качества ДО и состояния местообитаний проводили в рамках пяти критериев, соответствующих разному уровню выживания тест-объектов. Всего выделяли пять классов качества осадков/состояния среды (доли выживаемости рачков, %): высокое качество/отсутствие токсичности (100–90), хорошее качество/слабая токсичность (89–70), умеренное качество/средняя токсичность (69–50), плохое качество/высокая токсичность (49–20), тяжелое загрязнение/весьма высокая токсичность (0–19).

В опытах использовали половозрелых особей *Scudodaphnia affinis* и молодых особей вида-вселенца *Gmelinoides fasciatus*. Выживание рачков оценивали как процентное соотношение конечного количества выживших особей и их начального количества в испытуемом сосуде. Опыты проводили в двух–трех повторах.

При статистической обработке данных рассчитывали коэффициенты корреляции Спирмена между концентрациями серы и $S_{орг}$, показателями выживаемости двух тестовых видов, а также между химическими показателями осадков и выживаемостью ракообразных [9].

Результаты исследования

Характеристика ДО. Глубина отбора ДО и содержание в них серы и $S_{орг}$ приведены в таблице. Доля серы в ДО Онежского оз. тесно коррелировала с долей в них органического вещества (ОВ):

величина коэффициента корреляции составила 0.94 ($p < 0.05$). Для ДО Выгозерского водохранилища такой закономерности не было выявлено: коэффициент корреляции оказался равным 0.40 ($p > 0.05$).

Значительное содержание серы (0.22–0.31%) обнаружено в ДО со станций в Кондопожской губе Онежского оз. (станции О-3–О-5). ДО из Кондопожской губы имели чернобурый цвет и сильный запах сероводорода. В остальных районах Онежского оз. количество серы на дне не превышало 0.12%. Высокое содержание серы отмечено в ДО из Выгозерского водохранилища, отобранных в его северной части на ст. В-7 (0.79%), в Лейгубе (ст. В-6, 1.0%) и в Майгубе (ст. В-3, 0.57%). На остальных участках водохранилища содержание серы варьировало между 0.24 и 0.35%, а наименьшим (0.04%) оно было на ст. В-1 в районе Шавани. ДО в эстуарии р. Невы содержали незначительные количества серы (<0.05%).

Повышенная концентрация серы в ДО связана, прежде всего, с интенсивным поступлением сточных вод ЦБК, расположенных в вершинной части Кондопожского зал. в Онежском оз. и в северной части Выгозерского водохранилища. Соединения серы используются в процессе варки древесины для разрушения лигнина. Сера образует с лигнинными веществами весьма прочные соединения – лигносульфонат натрия (при сульфитной варке древесины) и сульфатный лигнин (в случае сульфатной варки). Лигнинные вещества, связанные с серой, осаждаются и накапливаются в ДО, что приводит к увеличению содержания в них серы. Повышенное содержание серы в ДО (>0.2%) – важный показатель области распространения сточных вод целлюлозно-бумажного производства в изученных озерах [21].

Онежское оз. характеризовалось в целом невысоким содержанием $S_{орг}$ в ДО – от 0.2 до 2.9%, повышаясь до 4.3% в Большом Онего. Однако в Кондопожской губе в районе сбросов сточных вод (станции О-3, О-4, О-5) содержание $S_{орг}$ достигало максимальных значений (9–38%). ДО в Выгозерском водохранилище отличались наиболее высоким содержанием $S_{орг}$ (таблица). Особенно высокий его уровень отмечен в пробах грунта из северной (16.1–31.5%, станции В-5, В-6 и В-7), центральной (20.3–23.9%, станции В-9 и В-10), юго-восточной и южной (17.6–24.2%, станции В-13 и В-14) частей озера. Низкие содержания $S_{орг}$ отмечены только на двух участках: в самой северной (станция В-1) и центральной (В-11) точках.

На трех участках эстуария р. Невы – в южной части Невской губы (ст. Н-4), южной части собственно эстуария в районе дамбы (ст. Н-7) и в курортной зоне г. Санкт-Петербурга (ст. Н-12) – содержание $S_{орг}$ было повышенным (4.1–7.0%). Высокое содержание ОВ в ДО косвенно свидетельствует о наибольшем накоплении загрязняющих веществ в таких районах.

Биотестирование с *S. affinis*. Результаты биотестирования ДО Онежского оз. с использованием стандартного тест-объекта *S. affinis* показали, что наибольшая токсичность жидкости, отобранной с поверхности илов, была определена для проб со станций О-3 и О-4, расположенных в районе поступления сточных вод ЦБК в Кондопожской губе (рис. 1, 4; таблица). Выживаемость рачков в этих пробах составила 0–10%. Также отмечено снижение выживаемости *S. affinis* (до 50%) в пробах из Петрозаводской губы (ст. О-6). В остальных опытах выживаемость *S. affinis* была выше 80%, что свидетельствует о слабом уровне потенциальной токсичности ДО в Онежском оз.

Биотестирование ДО Выгозерского водохранилища с использованием рачков *S. affinis* показало высокую потенциальную токсичность ДО со станций в северной части, испытывающих влияние сбросов Сегежского ЦБК (станции В-2, 7–9 и 13) (рис. 2, 4; таблица). На этих участках выживаемость рачков была очень низкой – от 0 до 20%. На остальных участках высокой токсичности надосадочной жидкости для *S. affinis* не выявлено.

Биотестирование с *G. fasciatus*. Выживаемость амфиоды *G. fasciatus* была низкой при тестировании проб из Кондопожской (ст. О-5, 10%) и Петрозаводской губ (ст. О-6, 40%) оз. Онежского (рис. 1, 5; таблица). Также снижение выживаемости этого рачка до 10% отмечено в пробах ДО из Заонежского зал. (ст. О-10). ДО на остальных участках Онежского оз. могут быть охарактеризованы как слабо токсичные, поскольку выживаемость *G. fasciatus* была 80–90%, хотя во всех случаях – достоверно ниже, чем в контроле (рис. 5).

Наибольшая токсичность ДО Выгозерского водохранилища была отмечена на ст. В-3 (в Майгубе, районе сбросов ЦБК) и в южной части на ст. В-14 (таблица). Хорошее состояние ДО (выживаемость рачков от 90 до 100%) обнаружено в Надвоицком зал. (ст. В-4) и центральных частях водохранилища (станции В-10 и В-12). ДО по результатам тестирования с *G. fasciatus* могут быть охарактеризованы на 80% станций как средне токсичные. Выживаемость рачков в этих вариантах варьировала от 50 до 70% (рис. 5).

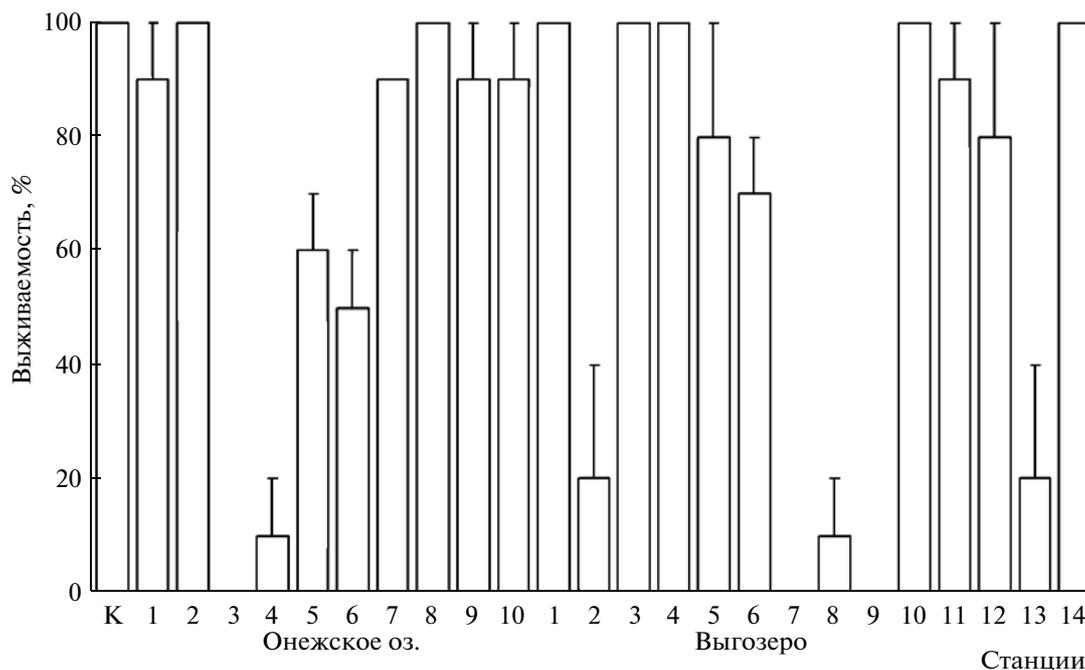


Рис. 4. Выживаемость, %, *Ceriodaphnia affinis* в 7-суточных лабораторных тестах с ДО из оз. Онежского и Выгозерского водохранилища.

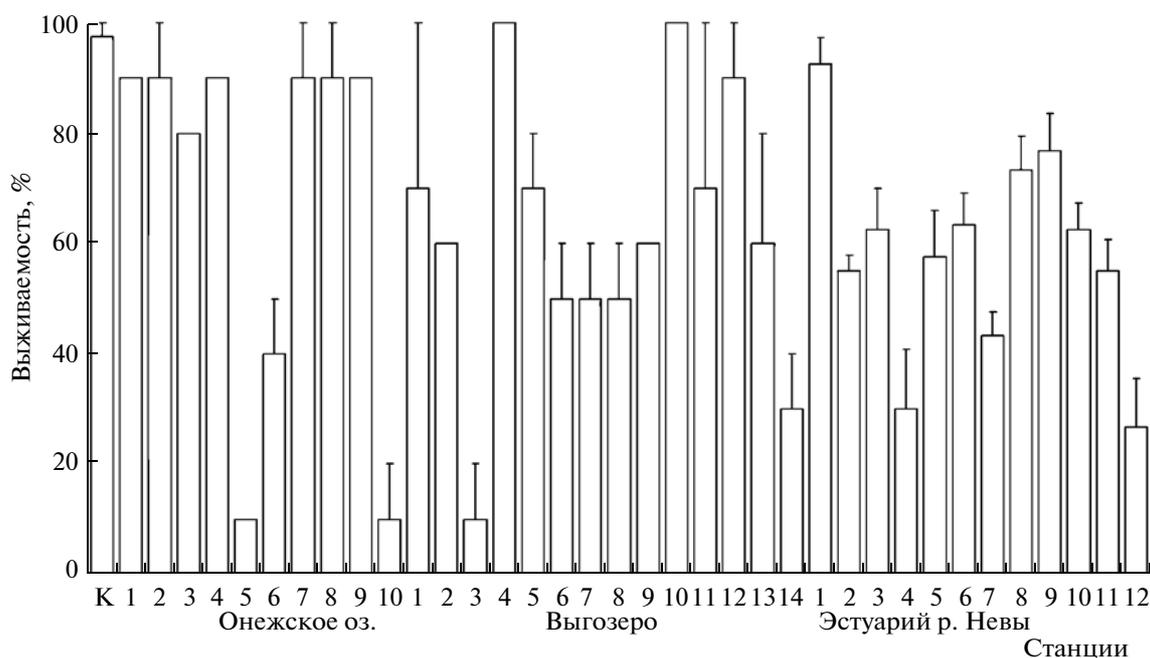


Рис. 5. Выживаемость, %, *Gmelinoides fasciatus* в 7-суточных лабораторных тестах с ДО из оз. Онежского, Выгозерского водохранилища и эстуария р. Невы.

В результате биотестирования ДО в эстуарии р. Невы с *G. fasciatus* выделено три наиболее неблагоприятных участка – у северного (ст. Н-7) и южного (станции Н-4 и Н-12) побережья (рис. 3; таблица). Выживаемость рачков *G. fasciatus* в ва-

риантах с образцами осадков из этих участков была наименьшей (26–43%) (рис. 5). Минимальным загрязнением характеризовался центральный район Невской губы (ст. Н-1), где благодаря активному току вод р. Невы нет застойных явлений

и накоплений вредных веществ. Выживаемость рачков в таких условиях составила 93%, что немного отличается от контроля (98%). На большей части акватории выявлена средняя степень токсичности ДО (выживаемость тест-объекта – от 55 до 63%) (таблица) и состояние донных местообитаний может считаться удовлетворительным. Корреляция между содержанием в грунтах эстуария р. Невы ОВ и уровнем выживаемости *G. fasciatus* была достоверной ($r = -0.73, p < 0.05$).

Коэффициенты корреляции Спирмена между показателями выживаемости рачков *C. affinis* и *G. fasciatus* в тестах были недостоверными: $r = 0.41$ для данных по биотестированию илов из Онежского оз.; $r = 0.47$ – Выгозерского водохранилища ($p > 0.05$). Таким образом, оценки, полученные тестированием по выживаемости этих видов, различались.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ ИССЛЕДОВАНИЯ

В настоящем исследовании получены разные характеристики донных местообитаний в зависимости от использованного в качестве тест-объекта вида ракообразных. По совокупной оценке качества ДО можно заключить, что ДО в эстуарии р. Невы и Выгозерском водохранилище характеризуются средней степенью токсичности, тогда как большая часть ДО в изученной акватории Онежского оз. имеет слабую степень токсичности. Наиболее неблагоприятные районы выявлены в Кондопожской и Петрозаводской губах Онежского оз., северной и южной части Выгозерского водохранилища и южной части Невской губы в районе дамбы. Высоким качеством характеризовались открытые центральные районы Онежского оз. и Выгозерского водохранилища, западная часть эстуария р. Невы.

В эстуарии р. Невы наиболее загрязненные участки определены у северного (ст. Н-7) и южного (станции Н-4 и Н-12) побережья. В этих районах часто отмечаются неблагоприятные проявления эвтрофирования – массовое развитие нитчатых водорослей и формирование гипоксии в период их разложения [23, 40, 45]. Наихудшие условия отмечены в так называемых биологически активных зонах, где накапливаются основные массы ОВ, поступающие со стоком р. Невы (на севере эстуария и в районе дамбы). Кроме того, наличие локальных источников загрязнения, разная степень воздействия динамических явлений и неравномерное развитие нитчатых водорослей в прибрежной зоне могли быть важными предпо-

сылками для пространственной неоднородности ДО в эстуарии.

Сравнительный анализ методов оценки качества ДО в Онежском оз. был выполнен при использовании *C. affinis* и *G. fasciatus* в качестве тест-объектов. Наибольшая токсичность ДО была определена в Кондопожской губе Онежского оз., куда поступают сбросы Кондопожского ЦБК. В прошлые годы при биотестировании ДО из Кондопожской губы Онежского оз. с использованием рачков *Daphnia magna* Straus и *Simoccephalus serrulatus* Koch были получены аналогичные данные [13]. Результаты токсикологических исследований хорошо согласуются с показателями химического состава ДО [37], которые свидетельствуют о сохраняющемся неблагоприятном состоянии донных местообитаний в этом районе озера.

ДО Выгозерского водохранилища получили при тестировании различные оценки в зависимости от используемого тест-объекта. Тест с *G. fasciatus* показал значительную токсичность ДО на большинстве изученных участков водоема, а с *C. affinis* – отсутствие токсичности на многих из них. Достоверной корреляционной связи между показателями выживаемости ракообразных (*C. affinis* и *G. fasciatus*) не обнаружено. Эти виды показывали существенную разницу в уровне выживаемости на одних и тех же субстратах, по-видимому, из-за разной чувствительности их к загрязнению. Вместе с тем при тестировании проб из наиболее загрязненных местообитаний в Онежском оз. на станциях О-4, О-5 и на Выгозерском водохранилище на станциях В-7–В-9 выживаемость обоих видов резко снижалась, что отражает тем самым высокую потенциальную токсичность ДО.

Оценка донных местообитаний в Выгозерском водохранилище показала, что у *G. fasciatus* устойчивость к токсическому действию водных вытяжек из илов оказалась в большинстве случаев ниже, чем у *C. affinis*. Эти данные хорошо согласуются с полученными ранее результатами биотестирования различных видов отходов [11, 14]. Вид *G. fasciatus* проявил существенно меньшую устойчивость по сравнению с *C. affinis* к действию техногенных вод Костомукшского горно-обогатительного комбината. Так, в неразбавленной техногенной воде гибель вида *G. fasciatus* наступила за одни сутки, в то время как выживаемость вида *C. affinis* в техногенных водах достигала 40% при 10-суточной экспозиции. Величина средне-смертельной концентрации (CL_{50}) ионов калия (основного компонента техногенной воды) за 24 ч составила, мг/л: для *G. fasciatus* 103 (пределы из-

менчивости с учетом статистических ошибок — 75–134), для *C. affinis* выше — 215 (185–245).

Хотя *G. fasciatus* был интродуцирован в Балтийский регион всего несколько десятков лет назад, он среди других амфипод оказался видом, наиболее чувствительным к загрязнению ДО, и был рекомендован как хороший индикатор качества ДО и воды в Финском зал. и других частях Балтийского моря [41], в Верхневолжских водохранилищах [26] и загрязненных водоемах у медеплавильного комбината г. Карабаш [32].

Сравнение тестирований токсичности ДО с использованием *G. fasciatus* и других видов амфипод показало и значительное совпадение оценок, и различия между ними. Прежде всего, это связано с различной чувствительностью видов к типам загрязнения. Например, стенотермный обитатель глубин *M. affinis* оказался видом, очень устойчивым к загрязнению тяжелыми металлами в пределах толерантных температур [41]. Североамериканская амфипода *H. azteca* оказалась в два раза более устойчива к содержанию в воде кадмия, чем *G. fasciatus* [41]. Так, для *G. fasciatus* CL_{50} ионов кадмия за 48 ч составила 0.01 мг/л, в то время как для *M. affinis* — 12.6 мг/л, для *H. azteca* — 0.02 мг/л. Виды *G. fasciatus* и *H. azteca* отреагировали сходно на загрязнение медью. Несмотря на разную чувствительность, все эти виды реагировали снижением выживаемости в загрязненных пробах, что указывало на наличие загрязнения на одних и тех же участках Балтийского моря [41].

ВЫВОДЫ

Совокупная оценка состояния исследуемых водоемов при тестировании ДО с использованием двух видов ракообразных (*G. fasciatus* и *C. affinis*) позволила выявить несколько наиболее неблагоприятных зон в Кондопожской и Петрозаводской губах Онежского оз., в северной и южной частях Выгозерского водохранилища и в южной части Невской губы в районе дамбы.

Планктонный рачок *C. affinis* признан чувствительным к токсическому загрязнению, и его применение необходимо для выявления загрязнений в водной вытяжке из ДО. Байкальский вселенец *G. fasciatus*, который лишь недавно стал использоваться в качестве тест-объекта, проявил себя как чувствительный вид при биотестировании ДО Онежского оз., Выгозерского водохранилища и Невской губы Финского зал. Ранее этот вид применялся также при тестировании среды в водоемах на наличие различных видов загрязнителей: ионов калия (отходы горнорудного произ-

водства), органических загрязнителей, тяжелых металлов.

Таким образом, совместное использование двух ракообразных — планктонного *C. affinis* и бентосного *G. fasciatus* в качестве тест-объектов дает более точную, чем при использовании одного тест-объекта, оценку экологической ситуации в водоеме, и такой подход может быть рекомендован для первичного тестирования качества ДО в различных озерах и эстуариях рек.

Авторы выражают благодарность Л.П. Умновой (Зоологический институт РАН) за определение содержания органического вещества в донных отложениях из эстуария р. Невы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Аринушкина Е.В.* Руководство по химическому анализу почв. М.: МГУ, 1961. 491 с.
2. *Бакаева Е.Н., Никаноров А.М.* Гидробионты в оценке качества воды суши. М.: Наука, 2006. 239 с.
3. *Бакаева Е.Н., Никаноров А.М., Игнатова Н.А.* Место биотестовых исследований донных отложений в мониторинге водных объектов // Вестн. Южного науч. центра РАН. Биология. 2009. Т. 5. № 2. С. 84–93.
4. *Березина Н.А., Панов В.Е.* Вселение байкальской амфиподы *Gmelinoides fasciatus* (Amphipoda, Crustacea) в Онежское озеро // Зоологический журн. 2003. Т. 82. № 6. С. 731–734.
5. Биологический контроль окружающей среды: Биоиндикация и Биотестирование / Под ред. Мелехова О.П., Сарапульцева Е.И. М.: Академия, 2010. 288 с.
6. *Вислянская И.Г., Харкевич Н.С.* Фитопланктон и первичная продукция Выгозерского водохранилища // Органическое вещество и биогенные элементы в водах Карелии. Петрозаводск: КФ АН СССР, 1985. С. 144–165.
7. Водные ресурсы Республики Карелия и пути их использования для питьевого водоснабжения / Составители Филатов Н., Литвиненко А., Сярки М., Порттикови Р., Регеранд Т. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 2006. 263 с.
8. ГОСТ 23740-79. Грунты. Методы лабораторного определения содержания органических веществ. 1980.
9. *Ивантер Э.В., Коросов А.В.* Введение в количественную биологию. Петрозаводск: ПетрГУ, 2003. 304 с.
10. Информационный бюллетень № 11. Состояние геологической среды прибрежно-шельфовой зоны Баренцева, Белого и Балтийского морей. СПб.: Севморгео, 2009. 51 с.
11. *Калинкина Н.М.* Использование тест-объекта *Ceriodaphnia affinis* Lillijeborg при биотестировании техногенных вод горнорудного производства //

- Водная среда: обучение для устойчивого развития. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 2010. С. 48–52.
12. *Калинкина Н.М., Куликова Т.П., Литвинова И.А. и др.* Биоиндикация загрязнения вод и донных отложений в Кондопожской губе Онежского озера // *Геоэкология*. 2011. № 3. С. 265–273.
 13. *Калинкина Н.М., Тимакова Т.М., Полякова Т.Н., Белкина Н.А.* Проблемы биотестирования донных отложений // *Проблемы экологической токсикологии*. Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ, 2005. С. 39–51.
 14. *Калинкина Н.М., Чекрыжева Т.А., Куликова Т.П., Рябинкин А.В.* Особенности реакции биоты водоемов Карелии на изменение ионного состава воды в условиях воздействия отходов горнорудного производства // *Тр. КарНЦ РАН. Водные проблемы Севера и пути их решения*. 2011. № 4. С. 29–34.
 15. *Коросов А.В., Калинкина Н.М.* Количественные методы экологической токсикологии. Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ, 2003. 52 с.
 16. *Ладожское озеро – прошлое, настоящее, будущее*. СПб.: Наука, 2002. 327 с.
 17. *Лозовик П.А., Митрохов А.В., Латушко О.В.* Северное Выгозеро, река Нижний Выг и озеро Воицкое // *Современное состояние водных объектов Республики Карелия*. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 1998. С. 97–100.
 18. *Лозовик П.А., Пальшин Н.И., Куликова Т.П. и др.* Изменение режима Северного Выгозера и реки Нижний Выг под действием сточных вод Сегезского ЦБК и допустимый объем их сброса. Петрозаводск: Карельский фил. АН СССР, 1989. 36 с.
 19. *Моисеенко Т.И.* Экотоксикологическое обоснование критических нагрузок // *Антропогенное воздействие на природу Севера и его экологические последствия*. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1999. С. 42–71.
 20. *Моисеенко Т.И., Шаров А.Н.* Модификации водных экосистем в период и после снижения антропогенного загрязнения // *ДАН*. 2011. Т. 441. № 3. С. 419–422.
 21. *Онежское озеро. Атлас* / Отв. ред. Филатов Н.Н. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2010. С. 151.
 22. *Ринькис Г.Я., Рамане Х.К., Куницкая Т.А.* Методы анализа почв и растений. Рига: Зинатне, 1987. 174 с.
 23. *Рыбалко А.Е., Спиридонов М.А., Федорова Н.К. и др.* Геоэкологическое районирование восточной части Финского залива, особенности миграции и накопления химических элементов // *Вопросы геоэкологии Северо-Запада России*. Т. 124. СПб.: Северо-Западный региональный геологический центр, 1998. С. 60–87.
 24. *Скальская И.А.* Зооперифитон и уровни загрязнений водоемов Верхней Волги // *Биология внутренних вод*. 1998. № 3. С. 40–51.
 25. *Теканова Е.В., Лозовик П.А., Калинкина Н.М. и др.* Современное состояние и трансформация северной части Выгозерского водохранилища // *Тр. КарНЦ РАН*. 2011. № 4. С. 50–56.
 26. *Томилина И.И.* Эколого-токсикологическая характеристика донных отложений водоемов северо-запада России. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Борок: Ин-т биологии внутренних вод РАН, 2000. 21 с.
 27. *Флеров Б.А., Жмур Б.С.* Биотестирование с использованием цериодафний // *Методическое руководство по биотестированию воды с использованием цериодафний*. РД-118-02-90. М., 1991. С. 19–28.
 28. *Фрумин Г.Т., Басова С.Л.* Физико-географическое описание восточной части Финского залива // *Экосистема эстуария р. Невы, биоразнообразия и экологические проблемы* / Под ред. Алимова А.Ф., Голубкова С.М. М.: Товарищество науч. изд. КМК, 2008. С. 16–19.
 29. *Харкевич Н.С.* Влияние сточных вод Сегезского целлюлозно-бумажного комбината на химический состав и качество вод р. Сегежи и Выгозера // *Вопросы гидрологии, озераведения и водного хозяйства Карелии*. Петрозаводск: Карельское кн. изд-во, 1969. С. 30–59.
 30. *Харкевич Н.С.* Характеристика химического состава и качества воды Выгозерского водохранилища // *Водные ресурсы Карелии и их использование*. Петрозаводск: КФ АН СССР, 1978. С. 107–150.
 31. *Чалова И.В.* Использование биотеста на *Ceriodaphnia affinis* Lillijeborg в экотоксикологических исследованиях // *Физиология и токсикология пресноводных животных*. Рыбинск: Рыбинский дом печати, 2007. С. 252–268.
 32. *Шаров А.Н., Тацкий Ю.Г., Березина Н.А.* Оценка состояния поверхностных вод в районе влияния крупного металлургического комбината (г. Караш) // *Матер. IV Всерос. конф. по водной экотоксикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова “Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы”*. Борок: ИБВВ РАН, 2011. С. 181–185.
 33. *Штамм Е.В., Скурлатов Ю.В., Козлова Н.Б. и др.* Биотестирование в оценке эффективности технологий очистки сточных вод // *Вод. ресурсы*. 2011. Т. 38. № 2. С. 232–238.
 34. *Экосистема эстуария реки Невы: биологическое разнообразие и экологические проблемы* / Под ред. Алимова А.Ф., Голубкова С.М. М.: Товарищество науч. изд. КМК, 2008. 477 с.
 35. *Bat L.* A review of sediment toxicity bioassays using the amphipods and polychaetes // *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2005. V. 5. P. 119–139.
 36. *Bat L., Raffaelli D.* The *Corophium volutator* (Pallas) sediment toxicity test: An inter-laboratory comparison // *J. Fisheries and Aquatic Sciences*. 1996. V. 13. P. 433–440.
 37. *Belkina N.A., Polyakova T.N., Timakova T.M., Kalinkina N.M.* The state of sediments as a consequence of anthropogenic influence on Lake Onego // *Proc. Fourth Intern. Lake Ladoga Sympos. Joensuu: Publications of Karelian Institute*, 2003. V. 138. P. 277–283.

38. *Bellan-Santini D.* Relationship between populations of amphipods and pollution // *Marine Pollution Bull.* 1980. V. 11. P. 224–227.
39. *Berezina N.* Changes in aquatic ecosystems of the north-western Russia after introduction of Baikalian amphipod *Gmelinoides fasciatus*/ Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats / Ed. Gherardi F. Netherlands: Springer, 2007. P. 479–493.
40. *Berezina N.A., Golubkov S.M.* Effect of macroalgae proliferation on benthic communities in the eastern-most Baltic Sea // *J. Marine system.* 2008. V. 74S. P. 80–85.
41. *Berezina N., Strode E., Golubkov S., Balode M.* Sediment quality of the Gulf of Finland: bioassay with amphipods // *Book of abstracts. 8th Baltic Sea Science Congress.* St. Petersburg, 2011. P. 215.
42. *Borgmann U., Norwood W.P., Nowierski M.* Amphipod (*Hyaella azteca*) solid-phase toxicity test using high water-sediment ratios // *Small-scale freshwater toxicity investigations toxicity test methods* / Ed. Blaise C., Frard J-F. Netherlands: Springer, 2005. P. 413–436.
43. *Burton G.A.* Assessing the toxicity of freshwater sediments: annual review // *Environ. Toxicology and Chemistry.* 1991. V. 10. P. 1585–1627.
44. *Carlson J.K., Randall T.A., Mroczka M.E.* Feeding habits of winter flounder, *Pleuronectes americanus*, in a habitat exposed to anthropogenic disturbance // *J. Northwest Atlantic Fishery Science.* 1997. V. 21. P. 65–73.
45. *Gubelit J.I., Berezina N.A.* The causes and consequences of algal blooms: The *Cladophora glomerata* bloom and the Neva estuary (eastern Baltic Sea) // *Marine Pollution Bull.* 2010. V. 61. № 4–6. P. 183–188.
46. *Hay M.E.J., Stachowicz J., Cruz-Rivera E. et al.* Bioassays with marine and freshwater macroorganisms // *Methods in Chemical Ecology 2. Bioassay Methods* / Eds. Haynes K.F., Millar J.G. N. Y.: Chapman and Hall, 1998. P. 39–141.
47. *Luoma S.N.* Bioavailability of trace metals to aquatic organisms. A review // *Science of total Environ.* 1983. V. 28. P. 1–22.
48. OSPARCOM // *JAMP Guidelines for general biological effects monitoring.* 1997. 12 p.
49. *Panov V.E.* Establishment of the Baikalian endemic amphipod *Gmelinoides fasciatus* Stebb. in Lake Ladoga // *Hydrobiologia.* 1996. V. 322. P. 187–192.
50. *Panov V.E., Berezina N.A.* Invasion history, biology and impacts of the Baikalian amphipod *Gmelinoides fasciatus* (Stebb.) // *Invasive Aquatic Species of Europe* / Eds. Leppäkoski E., Olenin S., Gollasch S. Dordrecht: Kluwer Publisher, 2002. P. 96–103.
51. *Pitkanen H., Kondratyev S., Laine A. et al.* Pollution load on the Gulf of Finland from Estonia, Finland and Russia in 1985–1995 // *Summary report of the working group. Proc. Final seminar of the Gulf of Finland Year 1996* / Ed. Sarkkula J. Helsinki, 1998. P. 9–18.
52. *Swartz R.C., Schults D.W., Ditsworth G.R., De Ben W.A.* Toxicity of sewage sludge to *Rhepoxynius abronius*, a marine amphipod // *Archives of Environ. Contamination and Toxicology.* 1984. V. 13. P. 207–216.