

ISSN 2499-9768 print

**МОРСКОЙ
БИОЛОГИЧЕСКИЙ
ЖУРНАЛ**

MARINE BIOLOGICAL JOURNAL

Том 5 № 3

2020

**МОРСКОЙ БИОЛОГИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ
MARINE BIOLOGICAL JOURNAL**

*включён в перечень рецензируемых научных изданий, рекомендованных ВАК Российской Федерации.
Журнал реферируется международной библиографической и реферативной базой данных Scopus (Elsevier),
международной информационной системой по водным наукам и рыболовству ASFA (ProQuest),
Всероссийским институтом научно-технической информации (ВИНИТИ),
а также Российским индексом научного цитирования (РИНЦ) на базе Научной электронной библиотеки elibrary.ru.
Все материалы проходят независимое двойное слепое рецензирование.*

Редакционная коллегия

Главный редактор

Егоров В. Н., акад. РАН, д. б. н., проф., ФИЦ ИнБЮМ

Заместитель главного редактора

Солдатов А. А., д. б. н., проф., ФИЦ ИнБЮМ

Ответственный секретарь

Корнийчук Ю. М., к. б. н., ФИЦ ИнБЮМ

Адрианов А. В., акад. РАН, д. б. н., проф.,
ИБМ ДВО РАН

Азовский А. И., д. б. н., проф., МГУ

Генкал С. И., д. б. н., проф., ИБВВ РАН

Денисенко С. Г., д. б. н., ЗИН РАН

Довгаль И. В., д. б. н., проф., ФИЦ ИнБЮМ

Зуев Г. В., д. б. н., проф., ФИЦ ИнБЮМ

Коновалов С. К., чл.-корр. РАН, д. г. н., ФИЦ МГИ

Мильчакова Н. А., к. б. н., ФИЦ ИнБЮМ

Миронов О. Г., д. б. н., проф., ФИЦ ИнБЮМ

Неврова Е. Л., д. б. н., ФИЦ ИнБЮМ

Празукин А. В., д. б. н., ФИЦ ИнБЮМ

Руднева И. И., д. б. н., проф., ФИЦ ИнБЮМ

Рябушко В. И., д. б. н., ФИЦ ИнБЮМ

Самышев Э. З., д. б. н., проф., ФИЦ ИнБЮМ

Совга Е. Е., д. г. н., проф., ФИЦ МГИ

Трапезников А. В., д. б. н., ИЭРиЖ УрО РАН

Финенко З. З., д. б. н., проф., ФИЦ ИнБЮМ

Arvanitidis Chr., D. Sc., HCMR, Greece

Bat L., D. Sc., Prof., Sinop University, Turkey

Ben Souissi J., D. Sc., Prof., INAT, Tunis

Kociolek J. P., D. Sc., Prof., CU, USA

Magni P., PhD, CNR-IAS, Italy

Moncheva S., D. Sc., Prof., IO BAS, Bulgaria

Pešić V., D. Sc., Prof., University of Montenegro,
Montenegro

Zaharia T., D. Sc., NIMRD, Romania

Адрес учредителя, издателя и редакции:

ФИЦ «Институт биологии южных морей
имени А. О. Ковалевского РАН».

Пр. Нахимова, 2, Севастополь, 299011, РФ.

Тел.: +7 8692 54-41-10.

E-mail: mbj@imbr-ras.ru.

Сайт журнала: <https://mbj.marine-research.org>.

Адрес соиздателя:

Зоологический институт РАН.

Университетская наб., 1, Санкт-Петербург, 199034, РФ.

Editorial Board

Editor-in-Chief

Egorov V. N., Acad. of RAS, D. Sc., Prof., IBSS

Assistant Editor

Soldatov A. A., D. Sc., Prof., IBSS

Managing Editor

Kornychuk Yu. M., PhD, IBSS

Adrianov A. V., Acad. of RAS, D. Sc., Prof.,
IMB FEB RAS, Russia

Arvanitidis Chr., D. Sc., HCMR, Greece

Azovsky A. I., D. Sc., Prof., MSU, Russia

Bat L., D. Sc., Prof., Sinop University, Turkey

Ben Souissi J., D. Sc., Prof., INAT, Tunis

Denisenko S. G., D. Sc., ZIN, Russia

Dovgal I. V., D. Sc., Prof., IBSS

Finenko Z. Z., D. Sc., Prof., IBSS

Genkal S. I., D. Sc., Prof., IBIW RAS, Russia

Kociolek J. P., D. Sc., Prof., CU, USA

Konovalev S. K., Corr. Member of RAS, D. Sc., Prof.,
MHI RAS, Russia

Magni P., PhD, CNR-IAS, Italy

Milchakova N. A., PhD, IBSS

Mironov O. G., D. Sc., Prof., IBSS

Moncheva S., D. Sc., Prof., IO BAS, Bulgaria

Nevrova E. L., D. Sc., IBSS

Pešić V., D. Sc., Prof., University of Montenegro, Montenegro

Prazukin A. V., D. Sc., IBSS

Rudneva I. I., D. Sc., Prof., IBSS

Ryabushko V. I., D. Sc., IBSS

Samyshev E. Z., D. Sc., Prof., IBSS

Sovga E. E., D. Sc., Prof., MHI RAS, Russia

Trapeznikov A. V., D. Sc., IPAE UB RAS, Russia

Zaharia T., D. Sc., NIMRD, Romania

Zuyev G. V., D. Sc., Prof., IBSS

Founder, Publisher, and Editorial Office address:

A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas
of Russian Academy of Sciences.

2 Nakhimov ave., Sevastopol, 299011, Russia.

Тел.: +7 8692 54-41-10.

E-mail: mbj@imbr-ras.ru.

Journal website: <https://mbj.marine-research.org>.

Co-publisher address:

Zoological Institute Russian Academy of Sciences.

1 Universitetskaya emb., Saint Petersburg, 199034, Russia.

ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ЮЖНЫХ МОРЕЙ ИМЕНИ А. О. КОВАЛЕВСКОГО РАН
ЗООЛОГИЧЕСКИЙ ИНСТИТУТ РАН

МОРСКОЙ БИОЛОГИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ

MARINE BIOLOGICAL JOURNAL

2020 Том 5 № 3

Основан в феврале 2016 г.

НАУЧНЫЙ ЖУРНАЛ

Выходит 4 раза в год

СОДЕРЖАНИЕ

Предисловие	3
Научные сообщения	
<i>Артёмов Ю. Г.</i> Перенос свободного метана струйными газовыделениями из анаэробных в аэробные воды Чёрного моря	4–10
<i>Васянович М. Е., Екидин А. А., Трапезников А. В., Платаев А. П.</i> Баромембранный метод подготовки счётных образцов воды для измерения ультранизких концентраций радионуклидов	11–22
<i>Королев В. Г.</i> Молекулярные основы эффекта малых доз радиации	23–29
<i>Микаилова Р. А., Курбаков Д. Н., Сидорова Е. В., Гешель И. В., Андреева Н. В., Сорокин Ю. В., Панов А. В.</i> Комплексный радиационно-экологический мониторинг водных экосистем в регионе размещения АЭС «Руппур» (Народная Республика Бангладеш)	30–54
<i>Мирошниченко О. Н., Параскив А. А.</i> Оценка содержания ¹³⁷ Cs в поверхностных водах дальневосточных морей по результатам экспедиционных исследований 2018 года	55–63
<i>Степанова В. П., Суслов А. В., Сулова И. Н., Суханова Е. А., Яровой Б. Ф., Вербенко В. Н.</i> Выявление адаптивности природных штаммов дрожжей к солям тяжёлых металлов и радионуклидов	64–73
<i>Стецюк А. П.</i> Концентрирование ртути во взвешенном веществе пены и воды Чёрного моря	74–84
<i>Терещенко Н. Н.</i> Применение концептуальной модели зональности хронического действия мощностей доз ионизирующих излучений на объекты биосферы Г. Г. Поликарпова в прикладной гидробиологии	85–100

A. O. KOVALEVSKY INSTITUTE OF BIOLOGY OF THE SOUTHERN SEAS OF RAS
ZOOLOGICAL INSTITUTE OF RAS

МОРСКОЙ БИОЛОГИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ

MARINE BIOLOGICAL JOURNAL

2020 Vol. 5 no. 3

Established in February 2016

SCIENTIFIC JOURNAL

4 issues per year

CONTENTS

Foreword 3

Scientific communications

Artemov Yu. G.

Transfer of free methane by gas bubble streams
from anaerobic to aerobic waters of the Black Sea (in Russ.) 4–10

Vasyanovich M. E., Ekidin A. A., Trapeznikov A. V., and Plataev A. P.

Baromembrane method for analysis of ultra-low concentrations
of radionuclides in water samples (in Russ.) 11–22

Korolev V. G.

Molecular bases of the effect of low doses of radiation (in Russ.) 23–29

Mikhailova R. A., Kurbakov D. N., Sidorova E. V., Geshel I. V.,

Andreeva N. V., Sorokin Yu. V., and Panov A. V.

Comprehensive radioecological monitoring of freshwater ecosystems
in the vicinity of Rooppur NPP (People's Republic of Bangladesh) (in Russ.) 30–54

Miroshnichenko O. N. and Paraskiv A. A.

¹³⁷Cs concentration in surface waters of Far Eastern seas:
Results of expeditionary research in 2018 (in Russ.) 55–63

Stepanova V. P., Suslov A. V., Suslova I. N.,

Sukhanova E. A., Yarovoy B. F., and Verbenko V. N.

Adaptation of natural yeast strains to heavy metal and radionuclides salts (in Russ.) 64–73

Stetsiuk A. P.

Mercury accumulation in suspended matter of foam and water of the Black Sea (in Russ.) 74–84

Tereshchenko N. N.

Application of the G. G. Polikarpov conceptual model of chronic action zonality
of ionizing irradiation doze rates to biosphere objects in applied hydrobiology (in Russ.) 85–100

ПРЕДИСЛОВИЕ

С 14 по 16 августа 2019 г. в Федеральном исследовательском центре «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН» (г. Севастополь) проходили чтения «Радио-хемозология: успехи и перспективы», посвящённые 90-летию со дня рождения академика Геннадия Григорьевича Поликарпова (1929–2012).



Будучи учеником профессора Н. В. Тимофеева-Ресовского и последователем академика В. И. Вернадского, Г. Г. Поликарпов развил их учения о роли живого и косного вещества в биосфере применительно к морским проблемам и создал новые науки — морскую радиоэкологию и хемозологию.

Геннадий Григорьевич возглавлял в Институте биологии южных морей отдел радиационной и химической биологии. Впервые в СССР он организовал радиоизотопную лабораторию второго класса и создал всемирно известную научную школу по морской радиохемозологии. Исследования Г. Г. Поликарпова и его школы позволили адекватно отреагировать на проблему вероятности захоронения радиоактивных отходов в сероводородной зоне Чёрного моря, изучить его радиоэкологический отклик на Чернобыльскую ядерную катастрофу, разработать новые радиотраассерные методы исследования океанографических процессов и обосновать биогеохимические критерии нормирования антропогенного пресса на морские экосистемы.

В данный номер журнала вошли материалы, рекомендованные к печати программным комитетом чтений.

*Главный редактор «Морского биологического журнала»,
и. о. научного руководителя ФИЦ ИнБЮМ,
академик РАН, д. б. н., проф.
Егоров В. Н.*

FOREWORD

The Readings “Radiochemoecology: Progress and Prospects”, dedicated to the 90th anniversary of Academician Gennady Grigorievich Polikarpov (1929–2012), were held at A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS (Sevastopol) on 14–16 August 2019.

НАУЧНЫЕ СООБЩЕНИЯ

УДК 547.211(262.5)

**ПЕРЕНОС СВОБОДНОГО МЕТАНА СТРУЙНЫМИ ГАЗОВЫДЕЛЕНИЯМИ
ИЗ АНАЭРОБНЫХ В АЭРОБНЫЕ ВОДЫ ЧЁРНОГО МОРЯ***

© 2020 г. Ю. Г. Артёмов

Федеральный исследовательский центр «Институт биологии южных морей
имени А. О. Ковалевского РАН», Севастополь, Российская Федерация

E-mail: yu.g.artemov@gmail.com

Поступила в редакцию 24.12.2019; после доработки 13.07.2020;
принята к публикации 21.09.2020; опубликована онлайн 30.09.2020.

«Дыхание недр» в форме метановых струйных газовыделений из морского дна (метановые сипы, или пузырьковые эманации) — явление планетарного масштаба, на которое обратили внимание лишь в конце XX столетия. Изучение этого явления как важного звена процессов взаимодействия литосферы, гидросферы, атмосферы и биосферы не потеряло своей актуальности до настоящего времени. В данной работе определены потоки метана в известном районе интенсивных метанопроявлений биогенной природы, географически привязанных к палеоруслу р. Днепр в северо-западной части Чёрного моря. Впервые оценено, что поток струйного (свободного) метана из анаэробных в аэробные воды на участке активных метановых газовыделений в районе палеоруслу р. Днепр в диапазоне глубин 140–725 м составляет (в среднем по участку) $1,2 \cdot 10^3 \text{ м}^3 \cdot \text{км}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ (STP), или 2,8 % от выделившегося из дна струйного метана. Величина исследованного потока — 4,2 % от удельного потока струйного метана в водный столб на шельфовом участке (глубины менее 140 м) в этом же районе. Полученная в работе оценка потока метана — значимый экологический фактор в условиях стратификации вод Чёрного моря, где перенос метана струйными газовыделениями является основным механизмом внесения глубоководного метана в биогеохимические циклы и процессы трансформации углерода аэробной зоны Чёрного моря.

Ключевые слова: Чёрное море, струйные газовыделения, аэробные воды, анаэробные воды, потоки метана

Работы по метановой теме в Институте биологии южных морей имени А. О. Ковалевского были начаты после открытия коллективом авторов под руководством Г. Г. Поликарпова и В. Н. Егорова метановых газовыделений в сероводородной зоне Чёрного моря в 1989 г. [4].

В дальнейшем акватория Чёрного моря послужила полигоном для многочисленных междисциплинарных международных исследований, связанных с явлением струйных газовыделений. Сотрудники института приняли участие в работах по многим приоритетным направлениям, в том числе в изучении потоков струйного метана.

Установлено, что струйная газовая разгрузка в Чёрном море проявляется в районах с разными геоморфологическими характеристиками: в палеоруслах рек Дунай, Днепр — Каланчак, Дон — Кубань; конусе выноса закавказских рек; западном континентальном склоне с прилегающим

* Материалы статьи были представлены на Чтениях памяти академика Г. Г. Поликарпова «Радиоэкология: успехи и перспективы» (Севастополь, ИнБИОМ, 2019 г.).

шельфом; северо-западном шельфе [2]. Подавляющее количество обследованных метановых сипов относят к холодным, т. е. к сипам биогенного происхождения [3]. Свыше 98 % газовыделений были расположены выше фазовой границы стабильности метановых гидратов (725 м для Чёрного моря), что свидетельствует о барьерном эффекте газогидратов в донных осадках. В глубоководной части Чёрного моря струйные газовыделения привязаны в основном к районам активного развития грязевого вулканизма и диапиризма. При этом лишь в мелководной части Чёрного моря (в прибрежных районах, на шельфе, а также у верхней кромки континентального склона до глубины 262 м) газовые струи могут достигать поверхности моря из-за высокой скорости растворения содержащегося в пузырьках метана [2].

Согласно известным представлениям, общее содержание и вертикальное распределение метана в водах Чёрного моря сохраняется квазистационарным по крайней мере на протяжении 30-летнего периода наблюдений, а между поступлением и потреблением метана существует устойчивый баланс [7].

Ранее в ФИЦ ИнБЮМ был выполнен прямой подсчёт скорости и объёма поступления струйного метана в аноксическую толщу вод Чёрного моря в десяти уже исследованных и перспективных районах активных метанопроявлений от трёх видов существующих в Чёрном море метановых струйных газовыделений: метановых сипов на аноксических глубинах до 725 м; газовыделений, индуцированных вертикальным тепловым потоком, в зоне стабильности газогидратов; грязевых вулканов [1]. Установлено, что среди рассмотренных источников поступления струйного метана наибольший вклад в воды Чёрного моря вносят метановые сипы на аноксических глубинах до 725 м. Вклад других источников на порядки меньше. При этом полученная оценка общей эмиссии струйного метана меньше минимум в 2,5 раза, чем соответствующие оценки, определённые биогеохимическими методами. Данная работа была направлена на получение максимальной оценки потока струйного метана в воды Чёрного моря, поэтому не полностью учитывала некоторые особенности газообмена пузырьковых факелов с окружающей их водой. В частности, не был рассмотрен распределённый поток растворённого метана вдоль газовых факелов в водном столбе. Предполагалось, что весь пузырьковый метан, выделившийся из морского дна на глубинах более 140 м, полностью поступает в растворённой форме в аноксическую толщу Чёрного моря. В действительности часть выделившихся из дна метановых пузырьков может при всплытии пересекать границу между анаэробными и аэробными водами и даже достигать поверхности моря, выбрасывая свободный метан непосредственно в атмосферу.

Цель данной работы — исследовать значимость указанного фактора направленного переноса свободного метана газовыми факелами из анаэробных в аэробные воды.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

В работе рассмотрен район палеорусл р. Днепр (рис. 1), характеризующийся как один из наиболее активных районов метанопроявлений. Он является частью обширного конуса выноса, аккумулирующего огромные массы органического материала со всей северо-западной части Чёрного моря с прилегающими реками [6].

В этом районе на шельфовом участке площадью 41,2 км² (участок А) зарегистрировано 902 сипа, а на континентальном склоне в аноксической зоне (участок Б) на площади 345 км² — 1295 сипов [5].

Для каждого из обнаруженных сипов получены оценки потока эмиссии струйного метана из морского дна Φ_0 (л·мин⁻¹ при нормальных условиях — standard temperature and pressure, STP), а также потоки свободного метана в атмосферу [5]. Сводка данных, собранных в районе палеорусл р. Днепр, приведена в табл. 1.

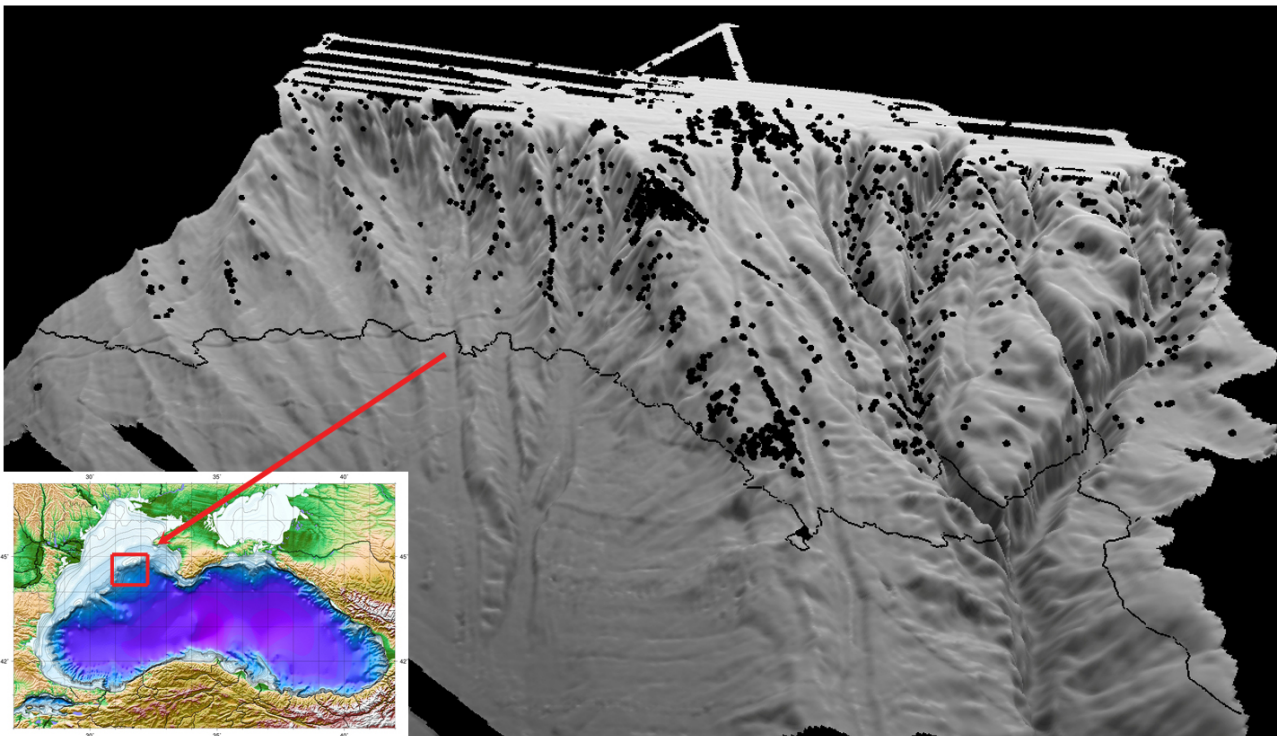


Рис. 1. Струйные газовыделения (●) на батиметрической карте морского дна в районе палеodelьты р. Днепр. Линия проведена по изобате 725 м. На врезке указано расположение палеodelьты р. Днепр на карте Чёрного моря

Fig. 1. Gas bubble streams (●) on a bathymetric map of a seabed in Dnieper River paleochannel area. The line is drawn along the isobath of 725 m. The inset shows location of Dnieper River paleochannel on the map of the Black Sea

Таблица 1. Параметры эмиссии струйного метана в районе палеоруслу р. Днепр

Table 1. Parameters of bubbling methane emission in Dnieper River paleochannel area

Параметр	Участок А: глубины 60–140 м	Участок Б: глубины 140–725 м
Площадь акустического сканирования, км ²	41	346
Количество сипов	902	1295
Суммарный начальный поток Φ_0 , $\cdot 10^6$ м ³ ·год ⁻¹ (STP)	1,2	15,6
Плотность потока эмиссии метана Φ_p , $\cdot 10^3$ м ³ ·км ⁻² ·год ⁻¹ (STP)	29,5	45,1
Суммарный поток в атмосферу Φ_a , $\cdot 10^5$ м ³ ·год ⁻¹ (STP)	3,1	0,1

Как видно из табл. 1, границей между участками А и Б выбрана изобата 140 м, приблизительно соответствующая середине пограничного слоя между аэробной и анаэробной зонами. При этом в аноксическую толщу вод Чёрного моря струйный метан эмитируют в основном сипы, расположенные ниже верхней границы пикноклина (140 м) и выше верхней границы зоны стабильности газогидратов (725 м). Струйные газовыделения кислородной зоны выносят значительную часть свободного метана в атмосферу, а растворившийся по мере подъёма газовых пузырьков метан с большей вероятностью мигрирует к поверхности моря, чем преодолевает градиент плотности в слое пикноклина и проникает в анаэробную зону с более высокой концентрацией растворённого метана.

Для оценки эволюции содержания метана в газовых струях сипов анаэробной зоны при удалении от источника газовыделения применён подход с использованием модели газообмена между пузырьками струйных газовыделений и окружающей их морской водой, изложенный ранее в работе [5]. Модель основана на системе дифференциальных уравнений, учитывающих в том числе: влияние сил Ван-дер-Ваальса на процессы газообмена между пузырьками и водным столбом; адсорбцию пузырьками содержащихся в воде поверхностно-активных веществ; возникновение эффекта Марангони, уменьшающего скорость всплытия газовых пузырьков и ослабляющего массоперенос веществ через стенки этих пузырьков.

Начальные размеры метановых пузырьков струйных газовыделений определяли по статистическим данным, полученным в результате измерений силы цели пузырьков. Диапазон размеров разбили на классы с шагом 2 мм; определили частоты встречаемости каждого класса в выборке. Начальные потоки метана газовых пузырьков (вертикально направленный поток содержащегося во всплывающем пузырьке метана в момент выхода пузырька из дна) Φ_0 определяли по объёму и скорости всплытия пузырька в момент отрыва от дна. Затем выполняли прогон модели пузырька для каждого размерного класса.

На выходе модели регистрировали следующие параметры: время t , сек; глубина подъёма пузырька h , м; диаметр пузырька d , мм; содержание газа в пузырьке m , мкмоль. Глубина расположения метанового сипа — 140 м и глубже. Предполагали, что пузырьки состоят из быстрорастворимых и труднорастворимых газов (CH_4 , N_2 , He , Ar), причём начальное содержание метана (в момент отрыва пузырька от дна) задавали на уровне не менее 99 %, как и в [5].

Модельный расчёт останавливали либо по достижении пузырьком поверхности моря, либо при уменьшении его диаметра до 0,001 мм, что трактовалось как полное растворение содержащегося в пузырьке газа. Для каждого размерного класса пузырьков по данным моделирования рассчитывали вертикальные профили содержания метана $m(h)$ и потока растворённого метана в водный столб $f_w(h)$:

$$f_w(h) = \bar{v}_h \frac{m(h + \Delta h) - m(h)}{\Delta h}, \quad (1)$$

где \bar{v}_h — средняя скорость подъёма пузырька на участке $(h + \Delta h, h)$.

Содержание метана в среднестатистическом пузырьке газового факела $M(h)$ и поток метана в водный столб $F_w(h)$ от дна до горизонта 140 м определяли суммированием по размерным классам пузырьков с весами, пропорциональными их частотному распределению.

Использование профилей $F_w(h)$ позволило оценить интегральные потоки метана от локальных струйных газовыделений в водный столб в диапазоне от глубины локализации метанового сипа до горизонта 140 м Φ_{140+} :

$$\Phi_{140+} = \int_{H_0}^{140} F_w(h) \cdot dh. \quad (2)$$

Полученный график отношения Φ_{140+}/Φ_0 в зависимости от глубины локализации выхода струйного метана (рис. 2) был аппроксимирован простой функцией вида:

$$Y = 100 \left(1 - e^{(150,0-X) \cdot 37^{-1}} \right), \quad (3)$$

где X — глубина, м.

Формула (3) позволила оценить величины Φ_{140+} для каждого из 1295 метановых сипов из табл. 1 по ранее определённым значениям их начального потока:

$$\Phi_{140+} = Y \cdot \Phi_0. \quad (4)$$

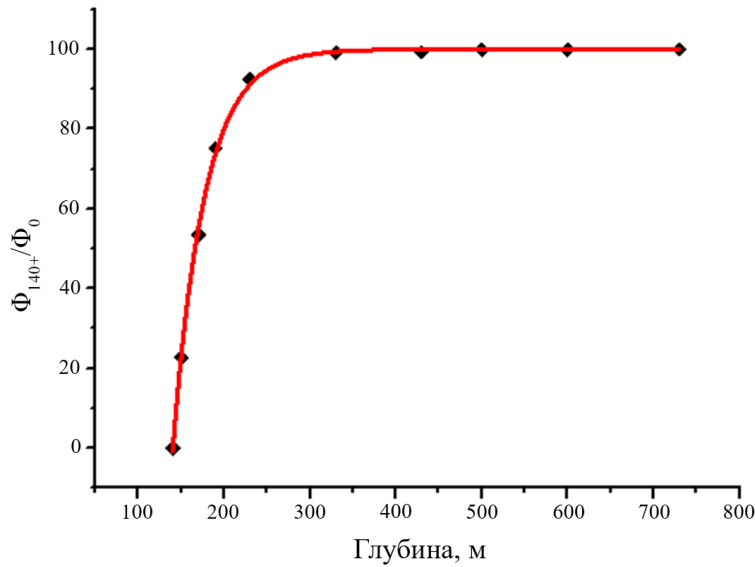


Рис. 2. Зависимость величины отношения Φ_{140+}/Φ_0 от глубины локализации выхода струйного метана (◆). Красная линия — аппроксимирующая кривая

Fig. 2. Dependence of Φ_{140+}/Φ_0 ratio value on localization depth of methane seep emission (◆). Red line is an approximating curve

После этого поток метана, забрасываемого всплывающими пузырьками струйных газовыделений за пределы анаэробной зоны Чёрного моря, оценивали соотношением:

$$\Phi_{140-} = \Phi_0 - \Phi_{140+} \quad (5)$$

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

На рис. 3А представлена гистограмма частот встречаемости в районе палеорусл р. Днепр струйных газовыделений, выносящих всплывающими пузырьками свободный метан выше горизонта 140 м.

Как видно из рис. 3А, вынос свободного метана из анаэробной зоны обеспечен в районе палеорусл р. Днепр как сипами, эмитирующими метан в атмосферу (локализованы выше глубины 262 м), так и сипами, расположенными значительно глубже (до 590 м). Обоснованность этого утверждения подкреплена рис. 3В. На нём графически показана информация о высоте газовых факелов на площадках струйных газовыделений в районе палеорусл р. Днепр, хранящаяся в базе данных исследований по морской тематике ФИЦ ИнБЮМ, которая содержит в том числе электронные эхограммы сипов и высоты зарегистрированных газовых факелов по всему Чёрному морю [2]. Для наглядности на рис. 3В нанесена кривая функции $[(D - 140)/D \times 100]$, которая позволяет сопоставлять факелы, поднимающиеся выше горизонта 140 м (все точки на рис. 3В, лежащие выше красной линии), с факелами, не достигающими горизонта 140 м (все точки ниже красной линии). Вполне очевидно из рис. 3В, что значительное количество сипов, расположенных на морском дне в диапазоне глубин 140–600 м, формируют газовые факелы достаточной высоты для осуществления транспорта свободного метана за пределы аноксической зоны. Интересно, что ранее этот фактор не исследовали. Между тем рассчитанная по формуле (5) суммарная оценка потока метана от всех сипов (табл. 1, участок Б) за пределы аноксической зоны составила $824 \text{ л}\cdot\text{мин}^{-1}$, или $4,3 \cdot 10^5 \text{ м}^3 \cdot \text{год}^{-1}$ (приблизительно 2,8 % от начального потока). При этом поток свободного метана в атмосферу от сипов в этом районе составляет лишь $0,1 \cdot 10^5 \text{ м}^3 \cdot \text{год}^{-1}$ (2,3 % от потока пузырькового метана, поступившего в аэробную зону на участке Б).

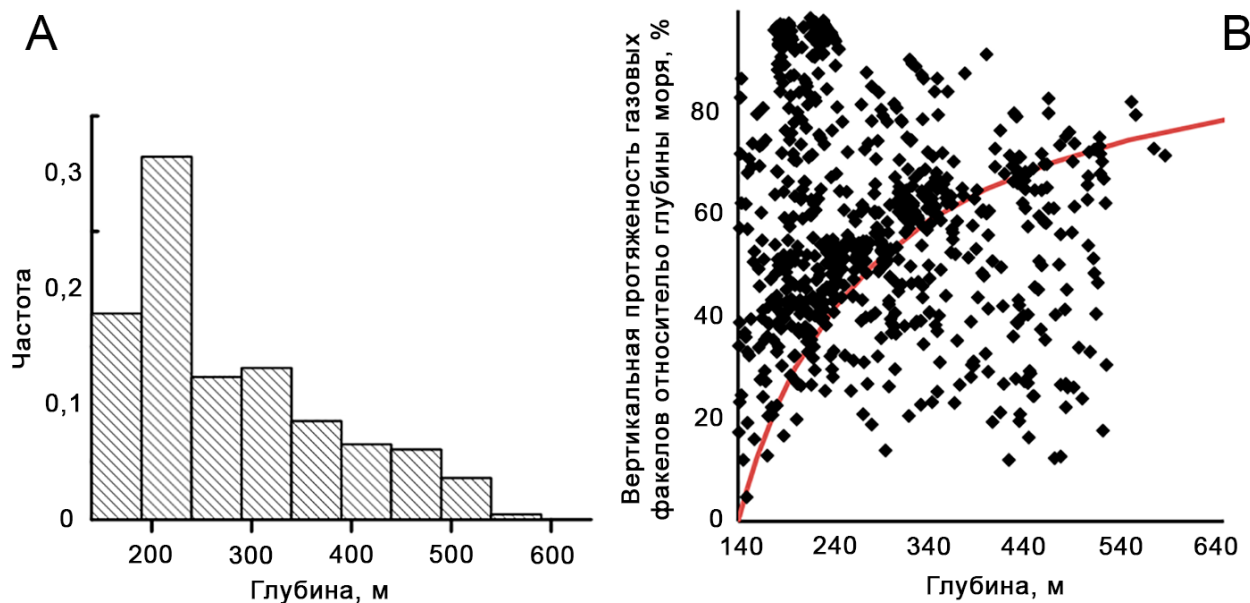


Рис. 3. А — гистограмма частот встречаемости в районе палеоруслу р. Днепр струйных газовыделений, выносящих свободный метан выше горизонта 140 м; В — вертикальная протяжённость газовых факелов относительно глубины моря (◆) и график относительных высот гипотетических факелов, достигающих строго горизонта 140 м $[(D - 140)/D \times 100]$, где D — глубина моря] (красная линия)

Fig. 3. А – histogram of frequency of occurrence in Dnieper River paleochannel area of gas bubble streams, transferring free methane above the horizon of 140 m; В – vertical extent of gas flares relative to water depth (◆) and graph of relative heights of hypothetical flares, reaching strictly the horizon of 140 m $[(D - 140)/D \times 100]$, where D is water depth (red line)

Что касается пространственной плотности исследованного потока метана, то эта величина составила $1,2 \cdot 10^3 \text{ м}^3 \cdot \text{км}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ (STP), т. е. 4,2 и 2,8 % от начального потока метана на участках А и Б соответственно.

Необходимо отметить, что оценка потока выноса метана струйными газовыделениями из анаэробной зоны получена лишь для ограниченного участка морского дна (345 км^2). Между тем для общей площади всех активных районов струйных метанопроявлений в Чёрном море абсолютная величина этого потока может быть значительной, тем более что в условиях стратификации вод Чёрного моря перенос метана струйными газовыделениями является основным механизмом внесения глубоководного метана в биогеохимические циклы и процессы трансформации углерода аэробной зоны Чёрного моря.

Заключение. В работе оценены величины переноса струйными газовыделениями свободного метана из анаэробных вод в аэробные в районе палеоруслу р. Днепр. Величина исследованного потока составила 4,2 и 2,8 % от первичного потока струйного метана из дна шельфового участка (табл. 1, участок А) и участка на континентальном склоне (табл. 1, участок Б) соответственно. Полученная оценка потока метана — значимый экологический фактор, который следует учитывать в прогнозах развития экосистемы Чёрного моря.

Работа выполнена в рамках государственного задания ФИЦ ИнБЮМ по теме «Молекулярные и биогеохимические основы гомеостаза морских экосистем» (№ гос. регистрации АААА-А18-118020890090-2).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Артёмов Ю. Г., Егоров В. Н., Гулин С. Б. Поступление струйного метана в аноксические воды черноморской впадины // *Океанология*. 2019. Т. 59, № 6. С. 952–963. [Artemov Yu. G., Egorov V. N., Gulin S. B. Influx of streaming methane into anoxic waters of the Black Sea basin. *Okeanologiya*, 2019, vol. 59, no. 6, pp. 952–963. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.31857/S0030-1574596952-963>
2. Егоров В. Н., Артёмов Ю. Г., Гулин С. Б. *Метановые слои в Чёрном море: средообразующая и экологическая роль* / ИнБИОМ НАНУ ; под ред. Г. Г. Поликарпова. Севастополь : НПЦ «ЭКОСИ-Гидрофизика», 2011. 405 с. [Egorov V. N., Artemov Yu. G., Gulin S. B. *Methane Vultures in the Black Sea: Environment-forming and Ecological Role* / IBSS NASU ; G. G. Polikarpov (Ed.). Sevastopol : NPTs “EKOSI-Gidrofizika”, 2011, 405 p. (in Russ.)]
3. Леин А. Ю., Иванов М. В. *Биогеохимический цикл метана в океане*. Москва : Наука, 2009. 576 с. [Lein A. Yu., Ivanov M. V. *Biogeochemical Cycle of Methane in the Ocean*. Moscow : Nauka, 2009, 576 p. (in Russ.)]
4. Полікарпов Г. Г., Єгоров В. М. Виявлено активні газовиділення з дна Чорного моря // *Вісник АН УРСР*. 1989. № 10. С. 108–111. [Polikarpov G. G., Egorov V. M. Active gas emissions from the bottom of the Black Sea are revealed. *Visnyk AN URSS*, 1989, no. 10, pp. 108–111. (in Ukr.)]
5. Artemov Yu. G., Egorov V. N., Polikarpov G. G., Gulin S. B. Methane emission to the hydro- and atmosphere by gas bubble streams in the Dnieper paleo-delta, the Black Sea. *Morskoy ekologicheskij zhurnal*, 2007, vol. 6, no. 3, pp. 5–26.
6. CRIMEA – Contribution of High-intensity Gas Seeps in the Black Sea to Methane Emission to the Atmosphere. Final Scientific Report. EC project EVK-2-CT-2002-00162, Renard Centre of Marine Geology, Ghent University, 2006, 79 p.
7. Schubert C., Durisch-Kaiser E., Klauser L., Vazquez F., Wehrli B., Holzner C. P., Kipfer R., Schmale O., Greinert J., Kuypers M. M. M. Recent studies on sources and sinks of methane in the Black Sea. In: *Past and Present Water Column Anoxia* / L. N. Neretin (Ed.). Dordrecht (Netherlands) : Springer, 2006, pp. 419–441. (NATO Science Series. IV: Earth and Environmental Sciences ; vol. 64). https://doi.org/10.1007/1-4020-4297-3_16

TRANSFER OF FREE METHANE BY GAS BUBBLE STREAMS FROM ANAEROBIC TO AEROBIC WATERS OF THE BLACK SEA*

Yu. G. Artemov

A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russian Federation
E-mail: yu.g.artemov@gmail.com

“Breath of earth” in the form of methane gas bubble streams from a seabed (methane seeps, bubble emanations) is a planetary phenomenon that was noticed only at the end of the XX century. The study of this phenomenon, being an important link in processes of lithosphere, hydrosphere, atmosphere, and biosphere interaction, is relevant to date. In this work, methane fluxes were determined in the known area of intense methane occurrences of biogenic nature, geographically tied to Dnieper River paleochannel in the northwest of the Black Sea. Bubbling (free) methane flux from anaerobic to aerobic waters in the active methane seeps area of Dnieper River paleochannel in the depth range of 140–725 m is estimated averagely as $1.2 \cdot 10^3 \text{ m}^3 \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{year}^{-1}$ (STP), or 2.8 % of bubbling methane emitted from a seabed. The value of the investigated flux was 4.2 % of the specific flux of bubbling methane to a water column on shelf depths (less than 140 m) in the same area. Methane flux estimate, obtained in this work, seems to be a significant environmental factor in conditions of strong stratification of Black Sea waters, where methane transfer by gas bubble streams is the main mechanism for introducing deep-water methane into biogeochemical cycles and carbon transformation processes of Black Sea aerobic zone.

Keywords: Black Sea, gas bubble streams, aerobic waters, anaerobic waters, methane fluxes

*The materials of the article were presented at the Readings in memory of Academician G. G. Polikarpov “Radiochemoecology: Progress and Prospects” (Sevastopol, IBSS, 2019).

УДК 543.3.05/.06:66.081.6

БАРОМЕМБРАННЫЙ МЕТОД ПОДГОТОВКИ СЧЁТНЫХ ОБРАЗЦОВ ВОДЫ ДЛЯ ИЗМЕРЕНИЯ УЛЬТРАНИЗКИХ КОНЦЕНТРАЦИЙ РАДИОНУКЛИДОВ*

© 2020 г. М. Е. Васянович¹, А. А. Екидин¹, А. В. Трапезников², А. П. Платаев²

¹Институт промышленной экологии УрО РАН, Екатеринбург, Российская Федерация

²Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Российская Федерация

E-mail: vme@ecko.uran.ru

Поступила в редакцию 28.01.2020; после доработки 13.08.2020;
принята к публикации 21.09.2020; опубликована онлайн 30.09.2020.

В работе показана возможность применения баромембранного метода для измерения ультранизких концентраций радионуклидов в воде пресноводных водоёмов. Актуальность задачи обусловлена необходимостью определения привноса радионуклидов в водные объекты, используемые предприятиями ядерно-топливного цикла. Радионуклиды естественного и техногенного происхождения, не связанные со сбросами предприятия, всегда присутствуют в таких водных объектах, формируя естественный или техногенно изменённый радиационный фон. Его наличие часто затрудняет идентификацию вклада сбросов предприятия в активность воды, так как штатные методы мониторинга характеризуются очень высоким порогом обнаружения радионуклидов. Традиционные способы определения фоновых концентраций радионуклидов требуют отбора минимум 500 л воды с последующим её выпариванием до образования сухого остатка, а на такую процедуру необходимо не менее пяти рабочих дней. Сократить затраты времени и энергии на выпаривание сотен литров воды можно путём предварительного концентрирования радионуклидов в меньшем объёме пробы баромембранным методом. Для его демонстрации применяли мобильную установку с осмотическими мембранами. Её начальная производительность составляет 6,0 л·мин⁻¹. Осмотические мембраны позволяют разделить исходную пробу из водоёма на два компонента — деминерализованный пермеат и содержащий радиоактивные вещества концентрат. В зависимости от степени минерализации воды исследуемой пробы, установка позволяет проводить за 10–15 ч предварительное концентрирование 500 л до образца объёмом 20 л с минимальными потерями радионуклидов. Этот подход универсален и может быть применён для концентрирования растворённых солей любых тяжёлых металлов и прочих органических соединений. Он позволяет готовить счётные образцы водных проб в гораздо меньшие сроки, чем традиционный метод упаривания.

Ключевые слова: баромембранный метод, обратный осмос, радионуклиды, объёмная активность, атомная электростанция

При эксплуатации объектов использования атомной энергии одним из путей поступления радиоактивных веществ в окружающую среду являются сбросы в поверхностные водные объекты. Мониторинг активности радионуклидов в воде импактных водоёмов позволяет подтвердить безопасность состояния объекта использования атомной энергии и соблюдение требований в отношении уровней радиационного воздействия на окружающую среду и население [11]. В окружающей среде вокруг такого объекта содержатся радионуклиды естественного и техногенного

* Материалы статьи были представлены на Чтениях памяти академика Г. Г. Поликарпова «Радиоэкология: успехи и перспективы» (Севастополь, ИнБЮМ, 2019 г.).

происхождения, формирующие техногенно изменённый радиационный фон [5]. В итоге в системах водоснабжения и водоотведения таких объектов присутствуют техногенные радионуклиды, источником которых являются глобальные выпадения вследствие испытаний ядерного оружия, аварий на Чернобыльской атомной электростанции (далее — АЭС) и АЭС «Фукусима-1» и т. п.

По рекомендациям Международного агентства по атомной энергии (International Atomic Energy Agency, IAEA), значения фоновых уровней следует вычитать из результатов измерения активности для определения дозовых нагрузок на население, обусловленных только практической деятельностью [11]. Анализ доступной информации показывает необходимость учёта фоновой активности радионуклидов в водоёмах, используемых для нужд АЭС [10]. В числе наиболее важных (с точки зрения воздействия сбросов АЭС на окружающую среду) Международное агентство по атомной энергии рассматривает 31 радионуклид [12]. Между тем национальные требования Российской Федерации указывают на необходимость государственного регулирования в сбросах 81 радионуклида [4].

Учёт фонового содержания радионуклидов даёт возможность измерить привнесённую в водоём активность от практической деятельности АЭС. Для определения их фонового содержания в водных объектах требуется применять приборы и методы, позволяющие измерять ультранизкие концентрации радионуклидов. Данные государственной системы мониторинга о содержании техногенных радионуклидов в атмосферных выпадениях и осадках, снежном покрове, а также пресных и морских водах на территории Российской Федерации указывают на необходимость концентрирования радионуклидов в счётных образцах для достоверного определения их активности [5]. Существующие высокоэффективные методы сорбции радионуклидов на основе сульфидов, диоксидов и цианидов различных металлов носят селективный характер и не могут быть универсальными [6 ; 13].

Штатные способы не позволяют достоверно измерить в сбросах АЭС концентрацию радионуклидов различных металлов по причине малого объёма исходной пробы. Действующий регламент контроля предполагает упаривание 10–20 л исходной воды и анализ сухого остатка; он не даёт возможность достоверно определить дополнительный вклад радионуклидов при существующем загрязнении. При этом концентрирование методом выпаривания 500 л и большего объёма — трудоёмкая и энергозатратная процедура.

В данной работе предложен подход, позволяющий провести концентрирование проб воды из природных источников для дальнейшего радиометрического и спектрометрического анализа. Для определения ультранизких концентраций радионуклидов в воде выбран метод с использованием баромембранных технологий, разработанных в середине 1960-х гг. и успешно применяемых для очистки жидких радиоактивных отходов [1 ; 2 ; 7 ; 8].

Метод можно использовать и для подготовки образцов воды значительного объёма с высоким содержанием солей, например морской воды. Следует отметить, что при работе с переносным пробоотборным оборудованием необходимо применять мембраны с большей площадью фильтрации и электродвигатель с большей производительностью, чтобы эффективнее отделять пермеат от высокосолевого концентрированного раствора.

Для подтверждения возможности применения баромембранного метода с целью предварительного концентрирования радионуклидов без потери активности следует провести ряд экспериментов с образцами воды из пресноводных водоёмов разной минерализации. Валидацию способа выполняют путём непрерывного контроля параметров, отражающих увеличение минерализации в концентрате и минимальные потери солей в пермеате. Для верификации метода необходимо одновременно отбирать одинаковое количество воды из единого створа водоёма, чтобы проводить в дальнейшем параллельные измерения объёмной активности традиционным способом (выпаривание) и разработанным баромембранным методом предварительного концентрирования.

Цель данной работы — продемонстрировать возможность использования баромембранного метода для определения низких значений объёмной активности радиоактивных веществ в водоёмах-охладителях российских АЭС.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Баромембранный метод предварительного концентрирования проб воды основан на осаждении примесей на осмотических мембранах. При создании избыточного давления на мембранах происходит последовательное удаление из определённого объёма воды взвешенных частиц и растворённых солей методом обратного осмоса, что позволяет получить концентрированный солевой раствор. Исходная вода при прохождении через полупроницаемую мембрану разделяется на два потока — на чистую воду (пермеат) и на раствор с загрязнениями (концентрат). При этом мембрана пропускает пермеат, но не пропускает растворённые вещества с эффективностью не менее 99,0 % (рис. 1).

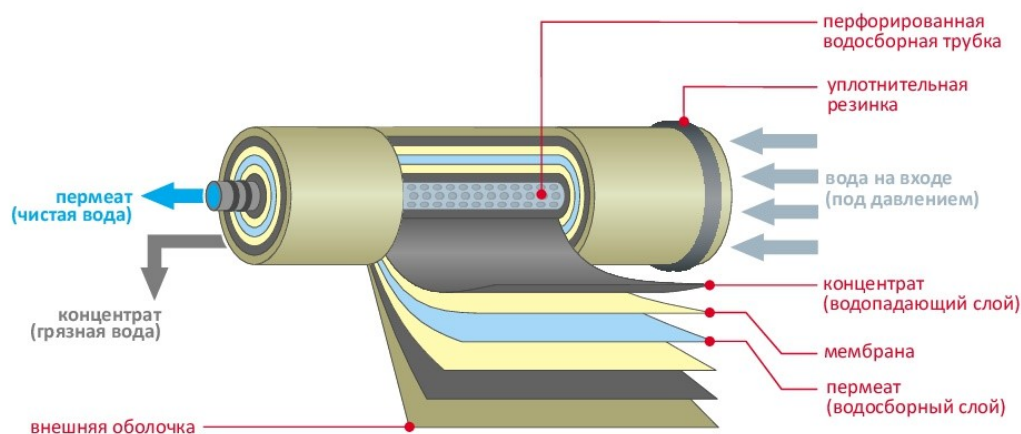


Рис. 1. Принцип работы осмотической мембраны

Fig. 1. Operating principle of an osmotic membrane

Функциональная схема экспериментальной установки для валидации и верификации метода предварительного концентрирования проб воды импактных водоёмов представлена на рис. 2.

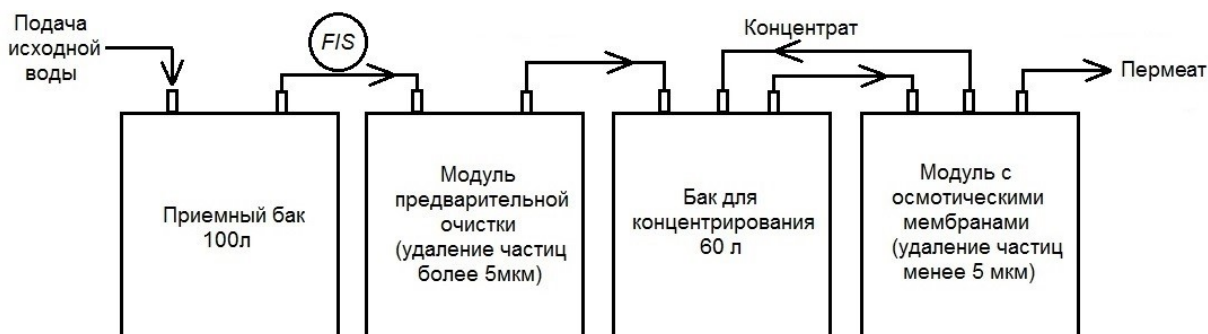


Рис. 2. Функциональная схема установки для концентрирования проб воды

Fig. 2. Functional scheme of an installation for concentrating water samples

Установка состоит из отдельных ёмкостей и двух отдельных блоков (рис. 3): блок 1 — модуль предварительной очистки; блок 2 — модуль из двух осмотических мембран. Это облегчает её транспортировку и размещение.



Рис. 3. Вид модулей мобильной установки для концентрирования проб воды

Fig. 3. View of portable installation modules for concentrating water samples

Модуль предварительной очистки оснащён счётчиком холодной воды (погрешность измерений — не более 2 %). Он обеспечивает контроль исходного объёма воды, подаваемой для концентрирования.

Модуль из двух осмотических мембран укомплектован двумя манометрами и двумя расходомерами — для контроля рабочих параметров каждой мембраны. Для экспериментов с образцами воды из пресноводных водоёмов использованы осмотические мембраны Filmtec XLE-2521 (DOW, США).

Анализируемую природную пробу воды заливают в приёмный бак. Через интегральный счётчик воды она попадает в модуль предварительной очистки. В нём на картридже механической очистки из вспененного полипропилена происходит удаление из исходной воды взвешенных частиц и нерастворимых примесей размером более 5 мкм. Затем вода попадает в следующую накопительную ёмкость, где происходит концентрирование воды по замкнутому циклу. Из этого бака вода подаётся под давлением до 10 бар на модуль с осмотическими мембранами, в котором происходит удаление растворённых солей и взвешенных частиц размером менее 5 мкм.

При реализации баромембранного метода большое значение имеют такие параметры, как площадь мембраны, селективность и гидравлический КПД [3].

Гидравлический КПД баромембранной установки характеризует степень полезного использования воды. Его определяют как отношение расхода пермеата к расходу исходной воды и рассчитывают по формуле:

$$\eta = \frac{Q_{\text{фил}}}{Q_{\text{исх}}} \cdot 100\%, \quad (1)$$

где $Q_{\text{фил}}$ и $Q_{\text{исх}}$ — потоки фильтрата и исходной воды соответственно, л·ч⁻¹.

Среднее значение КПД используемой установки — 30 %. Коэффициент может меняться в процессе концентрирования водной пробы из-за повышения содержания малорастворимых солей в концентрате и в пограничном слое над поверхностью мембраны. При обработке воды рассматриваемым методом через мембрану осуществляется преимущественный перенос молекул H_2O , что приводит к концентрационной поляризации и к росту содержания солей в пограничном слое. Именно в этом слое происходит активное образование кристаллов малорастворимых солей с последующим их осаждением на мембрану.

Способность баромембранной установки с конкретным типом мембран деминерализовать исходную воду для различных отделяемых веществ называют селективностью. Её рассчитывают по формуле:

$$S_y = \frac{q_{исх} - q_{фил}}{q_{исх}} \cdot 100\%, \quad (2)$$

где $q_{исх}$ и $q_{фил}$ — количество растворённых солей в исходной воде и фильтрате соответственно, $мг \cdot л^{-1}$.

На практике измеряют удельную электропроводность воды χ ($мкСм \cdot см^{-1}$), которая пропорциональна q . Значение параметра селективности для используемой в работе установки находится в диапазоне 37–94 % (среднее — 70 %).

Другой важный параметр для осмотических мембран — солепроницаемость, которая характеризует количество солей, прошедших через мембрану. Её рассчитывают по формуле:

$$SP = \frac{C_{фил}}{C_{исх}} \cdot 100\%, \quad (3)$$

где $C_{фил}$ и $C_{исх}$ — концентрация солей в фильтрате и исходной воде соответственно, $мг \cdot л^{-1}$.

Значение параметра солепроницаемости для используемой в работе установки находится в диапазоне 6–63 % (среднее — 30 %).

Количество пермеата, получаемого с единицы поверхности мембраны в единицу времени при постоянном давлении, называют удельной производительностью ($л \cdot м^{-2} \cdot ч^{-1}$). Её рассчитывают по формуле:

$$J = \frac{Q_{фил}}{S_{мем}}, \quad (4)$$

где $Q_{фил}$ — расход пермеата, $л \cdot ч^{-1}$;

$S_{мем}$ — площадь фильтрации мембраны, $м^2$.

Использование в осмотической установке мембран с площадью фильтрации $1,1 м^2$ позволяло достигать значений удельной производительности в диапазоне $48–70 л \cdot м^{-2} \cdot ч^{-1}$ при давлении до 10 бар.

Очищенную от примесей воду (пермеат) сливают, а оставшийся концентрат вновь подают на осмотические мембраны. Таким образом происходит концентрирование исходной воды по солевому составу.

После концентрирования необходимого количества исходной воды следует очистить модуль при помощи кислотных и щелочных растворов, рекомендованных изготовителем установки. Это позволит удалить с мембран осевшие примеси органического и неорганического происхождения.

По завершении процедуры концентрирования в лабораторию передают концентрат (солевой остаток от исходной воды) и промывочную жидкость (раствор, в котором находятся взвешенные частицы соли, осевшие на осмотические мембраны во время концентрирования).

Последующий лабораторный процесс упаривания позволяет получить сухой остаток от концентрата и промывочной жидкости. Гамма-спектрометрическим методом на установке с детектором из особо чистого германия мы определяли основные радионуклиды, которые могут присутствовать в сбросах (Cs-137, Co-60, Mn-54 и др.). Бета-излучающий радионуклид Sr-90 анализировали радиометрическим методом после радиохимического выделения с использованием моноизооктилметилового эфира фосфоновой кислоты.

Чтобы верифицировать метод подготовки счётных образцов с помощью осмотических мембран, мы провели его сравнение с традиционным способом — выпариванием. Для этого была отобрана вода из Белоярского водохранилища (по 500 л для каждого вида пробоподготовки).

В каждом сухом остатке определяли абсолютную активность счётного образца, рассчитываемую по формуле:

$$A = \frac{(I_c - I_\phi) \cdot m_3}{\eta \cdot \varepsilon \cdot m_\pi}, \quad (5)$$

где I_c — скорость счёта в пике полного поглощения, имп.сек⁻¹;

I_ϕ — скорость счёта фона в диапазоне каналов исследуемого радионуклида, имп.сек⁻¹;

m_3 — масса золы, полученной при упаривании жидкости, г;

η — квантовый выход энергетической линии, по которой рассчитывают активность образца;

ε — эффективность регистрации для анализируемой энергетической линии;

m_π — масса пробы, которую анализировали на спектрометре, г.

Неопределённость активности оценивали по формуле:

$$U(A) = \sqrt{\left(\frac{\delta A}{\delta I_c}\right)^2 \cdot \Delta I_c^2 + \left(\frac{\delta A}{\delta I_\phi}\right)^2 \cdot \Delta I_\phi^2 + \left(\frac{\delta A}{\delta m_3}\right)^2 \cdot \Delta m_3^2 + \left(\frac{\delta A}{\delta m_\pi}\right)^2 \cdot \Delta m_\pi^2 + \left(\frac{\delta A}{\delta \eta}\right)^2 \cdot \Delta \eta^2 + \left(\frac{\delta A}{\delta \varepsilon}\right)^2 \cdot \Delta \varepsilon^2}, \quad (6)$$

где ΔI_c — неопределённость скорости счёта в пике полного поглощения, имп.сек⁻¹;

ΔI_ϕ — неопределённость скорости счёта фона в диапазоне каналов исследуемого радионуклида, имп.сек⁻¹;

Δm_3 — неопределённость массы золы, полученной при упаривании жидкости, г;

Δm_π — неопределённость массы пробы, которую анализировали на спектрометре, г;

$\Delta \eta$ — неопределённость квантового выхода энергетической линии, по которой рассчитывают активность образца;

$\Delta \varepsilon$ — неопределённость эффективности регистрации для анализируемой энергетической линии.

Расширенную неопределённость измерения определяли по формуле:

$$U = 2 \cdot U(A). \quad (7)$$

Чтобы подтвердить метрологически обоснованные результаты оценки удельной активности в счётных образцах, мы провели гамма-спектрометрический анализ сухих остатков концентрата и промывочной жидкости в разных лабораториях — в Институте промышленной экологии УрО РАН (далее — ИПЭ) и на Биофизической станции Института растений и животных УрО РАН (далее — ИЭРЖ).

РЕЗУЛЬТАТЫ

Валидация баромембранного метода и оценка эффективности осмотических мембран были проведены в ходе анализа концентраций стабильных химических элементов, радиоактивные изотопы которых в сбросах могут формировать 99 % эффективной дозовой нагрузки на население. Содержание исследуемых элементов в образцах воды определяли атомно-абсорбционным и масс-спектрометрическими методами (табл. 1).

Таблица 1. Результаты анализа концентраций различных химических элементов с использованием осмотических мембран

Table 1. Results of analysis of various chemical elements concentration when using osmotic membranes

Элемент	а. е. м.	Исходная вода, мг·л ⁻¹	Концентрат, 1-й цикл, мг·л ⁻¹	Концентрат, 3-й цикл, мг·л ⁻¹	Концентрат, 5-й цикл, мг·л ⁻¹	Концентрат, 10-й цикл, мг·л ⁻¹
Na	23	84,9	118	278	431	2853
K	39	4,8	6,3	13,1	18,1	123
Ca	40	75,5	81,0	189	224	335
Sr	88	0,67	0,98	2,36	3,19	10,3
Mn	55	1,80	2,77	3,94	6,63	185
Co	59	< 0,1	0,14	0,22	0,62	3,57
Элемент	а. е. м.	Исходная вода, мкг·л ⁻¹	Концентрат, 1-й цикл, мкг·л ⁻¹	Концентрат, 3-й цикл, мкг·л ⁻¹	Концентрат, 5-й цикл, мкг·л ⁻¹	Концентрат, 10-й цикл, мкг·л ⁻¹
Ni	59	< 2,0	4,51	9,91	12,7	63,8
Cs	133	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,078	0,094

Результаты, представленные в табл. 1, демонстрируют экспоненциальный рост концентраций исследуемых элементов, что доказывает возможность применения метода для предварительного концентрирования. Значения показателя экспоненты в выполненном эксперименте специфичны для каждого элемента. Максимальные значения определены для Co, Mn и Ni — 1,08; 1,01; 0,93 соответственно; минимальное получено для Ca — 0,40. Значения показателя экспоненты для Na, Cs, K и Sr — 0,83; 0,77; 0,75; 0,66 соответственно.

Верификация баромембранного метода предварительного концентрирования радионуклидов в пробах пресной воды выполнена на образцах из водоёма-охладителя Белоярской АЭС. Для проведения эксперимента в одном и том же месте в один период времени были отобраны четыре пробы воды (объём каждой — 500 л).

Счётные образцы № 1 и 2 получены упариванием двух проб до сухого остатка, № 3 и 4 — путём предварительного концентрирования двух других проб баромембранным методом. Первоначальный объём каждой отобранной пробы (500 л) перевели в концентрированный раствор в 30 раз меньшего объёма. Солёность исходной воды (193 мг·л⁻¹) увеличили в каждом концентрате до 5,8 г·л⁻¹. Степень минерализации определяли кондуктометром в пересчёте на содержание солей NaCl. Полученные концентраты также выпаривали до сухого остатка. Общее время подготовки двух счётных образцов баромембранным методом составило пять суток. Классический способ упаривания 500 л исходной воды позволил подготовить два счётных образца за две недели.

Определение содержания радионуклидов во всех счётных образцах проводили на двух разных гамма-спектрометрических установках с детектором из особо чистого германия с эффективностью 15 % (лаборатория ИЭРЖ) и 40 % (лаборатория ИПЭ). Результаты межлабораторного сличения активности гамма-излучающих радионуклидов демонстрируют явное присутствие в Белоярском водохранилище Cs-137 со значениями объёмной активности в диапазоне 1,4–3,1 мБк·л⁻¹ (табл. 2).

Таблица 2. Результаты межлабораторного сличения гамма-излучающих радионуклидов в пробах сухих остатков

Table 2. Results of interlaboratory comparison of gamma-emitting radionuclides in dry residue samples

№ пробы	Cs-137, ·10 ⁻³ Бк·л ⁻¹		K-40, ·10 ⁻¹ Бк·л ⁻¹	
	ИПЭ	ИЭРЖ	ИПЭ	ИЭРЖ
1	3,1 ± 0,9	1,6 ± 0,4	3,2 ± 0,7	2,5 ± 0,1
2	2,6 ± 0,8	1,8 ± 0,4	2,8 ± 0,6	2,4 ± 0,1
3	1,9 ± 0,7	2,8 ± 0,8	1,9 ± 0,5	3,6 ± 0,2
4	1,4 ± 0,7	1,9 ± 0,8	1,6 ± 0,4	3,3 ± 0,1

Примечание: ± — расширенная неопределённость измерения. Пробы 1 и 2 подготовлены упариванием; 3 и 4 — с использованием осмотической установки.

Note: ± indicates extended measurement uncertainty. Samples No. 1 and 2 were prepared by evaporation; No. 3 and 4 – using an installation with osmotic membranes.

Результаты межлабораторного сличения демонстрируют хорошую сходимость объёмных активностей радионуклидов. Отсутствие значимой разницы в результатах двух способов подготовки счётных образцов воды позволяет сделать вывод о применимости баромембранного метода для исследования ультранизких концентраций радионуклидов. Полученные данные демонстрируют отсутствие потерь активности на элементах осмотических мембран.

ОБСУЖДЕНИЕ

Выполненные эксперименты по валидации и верификации баромембранного метода концентрирования радионуклидов в пробах воды пресноводных водоёмов позволили увеличить количество объектов исследования. Так, дополнительно к Белоярскому водохранилищу ещё четыре водоёма-охладителя российских АЭС (Балаковская, Курская, Ростовская, Нововоронежская) были выбраны для изучения фоновых концентраций радиоактивных веществ в воде.

Отбор проб проводили в разных водовыпусках; это позволило предположить, какие радионуклиды могут присутствовать в сбросах на российских АЭС, и составить соответствующий перечень. В табл. 3 представлены сведения о местах отбора и значения показателя солесодержания в проанализированных пробах воды. Различия в солесодержании сконцентрированной воды и коэффициентах концентрации для каждого из исследуемых водовыпусков российских АЭС могут быть обусловлены несколькими факторами — регионом расположения АЭС, режимом эксплуатации водоёма-охладителя, кратностью водообмена в нём. Согласно проектной документации, российские АЭС имеют сбросы как в закрытые водоёмы-охладители, так и в реки.

Результаты выполненных экспериментов показали следующее: исследуемый метод позволяет многократно (до 30–40 раз) концентрировать радионуклиды в водной пробе, а исходный её объём может быть уменьшен с 1000 до 30 л. Полученные параметры концентрирования ограничены площадью фильтрации осмотических мембран, техническими характеристиками электродвигателя и типами соединительных узлов переносной установки.

На коэффициент концентрирования могут влиять площадь осмотической мембраны, солёность исходной воды (она не должна превышать 1,5–2 г·л⁻¹) и присутствие органических соединений.

Анализ сухих остатков гамма-излучающих радионуклидов из водных проб российских АЭС показал наличие в основном Cs-137, Mn-54 и Co-60. Среди бета-излучающих радионуклидов исследовали Sr-90 (табл. 4).

Таблица 3. Результаты анализа концентраций различных химических элементов с использованием осмотических мембран**Table 3.** Results of analysis of various chemical elements concentrations when using osmotic membranes

АЭС	Водовыпуск	Результат концентрирования		
		Солесодержание исходной воды, мг·л ⁻¹	Солесодержание концентрированной воды, г·л ⁻¹	Коэффициент концентрации по объёму пробы
Балаковская	Подводящий канал	980	13,8	36,8
Курская	Подводящий канал	568	27,7	34,9
	Отводящий канал	659	22,8	33,9
	Сброс в р. Сейм	345	4,2	43,1
	Сброс хозяйственно-бытовой канализации	212	3,1	20,8
Ростовская	Сброс хозяйственно-бытовой канализации	690	13,5	34,9
	Сброс э/б 1, 2	277	8,2	43,8
	Сброс э/б 3, 4	900	12,0	31,1
Нововоронежская	Сбросной канал э/б 1, 2	246	3,1	27,7
	Отводящий канал на рыбное хозяйство	253	3,8	37,6
	Подводящий канал э/б 3, 4	253	3,9	38,6
	Отводящий канал э/б 5	362	4,1	23,7
	Сброс на поля фильтрации	300	4,1	19,1

Примечание: э/б — энергоблок.

Note: э/б is power plant unit.

Таблица 4. Результаты анализа сухих остатков гамма-излучающих радионуклидов из водных проб российских АЭС**Table 4.** Results of analysis of dry residues of gamma-emitting radionuclides from water samples of Russian nuclear power plants

АЭС	Водовыпуск	Объёмная активность радионуклида в воде, ·10 ⁻³ Бк·л ⁻¹			
		Cs-137	Sr-90	Mn-54	Co-60
Балаковская	Подводящий канал	1,48 ± 0,67	3,25 ± 1,33		
Курская	Подводящий канал				
	Отводящий канал				
	Сброс в р. Сейм				
	Сброс хозяйственно-бытовой канализации	11,8 ± 1,28		1,64 ± 0,47	13,9 ± 0,92
Ростовская	Сброс хозяйственно-бытовой канализации		15,4 ± 7,08		
	Сброс э/б 1, 2				
	Сброс э/б 3, 4				
Нововоронежская	Сбросной канал э/б 1, 2		37,7 ± 22,0		
	Отводящий канал на рыбное хозяйство		31,9 ± 19,3		
	Подводящий канал э/б 3, 4		24,0 ± 13,8		
	Отводящий канал э/б 5		22,5 ± 13,4		
	Сброс на поля фильтрации	15,1 ± 6,20	26,0 ± 15,6	2,49 ± 1,01	11,5 ± 4,80

Примечание: э/б — энергоблок.

Note: э/б is power plant unit.

Гамма-спектрометрические измерения сухого остатка после упаривания 30 л концентрата, оставшегося от начальной пробы, позволяют определять Cs-137 на уровне $5,0 \cdot 10^{-4}$ Бк·л⁻¹. В результате исследований показано, что активность воды водовыпусков российских АЭС в основном обусловлена Cs-137 и более подвижным радионуклидом Sr-90 [9]. Изменение технологических процессов при эксплуатации АЭС может формировать в сбросах более широкую номенклатуру радионуклидов, поэтому эпизодически в пробах могут быть детектированы Mn-54 и Co-60.

Заключение. Продемонстрирована возможность применения баромембранного метода для определения ультранизких концентраций растворённых солей радиоактивных веществ. Для выполнения натуральных экспериментов разработана и создана специальная мобильная установка, которая позволяет в полевых условиях проводить многократное концентрирование водных проб с объёмом до 500 л в течение суток. Её гидравлический КПД — 30 %, средняя селективность — 70 %, солепроницаемость — 30 %. Значения удельной производительности находятся в диапазоне $48\text{--}70$ л·м⁻²·ч⁻¹.

Валидация метода, проведённая с помощью анализа концентраций стабильных элементов, продемонстрировала экспоненциальный рост содержания каждого исследуемого химического элемента. При этом показатель экспоненты специфичен для каждого элемента. В ряду от большего к меньшему значению элементы выстраиваются следующим образом: Co > Mn > Ni > Na > Cs > K > Sr > Ca.

Верификация метода выполнена с использованием классического подхода (упаривание воды равного объёма). Продемонстрирована достаточная сходимость значений объёмной активности Cs-137 в пробах, полученных концентрированием баромембранным методом и упариванием.

Исследования проб воды на наличие радиоактивных веществ в водовыпусках российских АЭС позволили выявить основные закономерности, влияющие на процесс концентрирования баромембранным методом. В ходе экспериментальных работ установлено среднее значение коэффициента концентрирования исходного объёма воды — (33 ± 8) . Оно сопоставимо с данными теоретических расчётов, полученными при проектировании установки в предложенном техническом исполнении.

Метод позволяет концентрировать радионуклиды с помощью осмотической мембраны в 30–40 раз. Исходный объём пробы может быть уменьшен с 1000 до 30 л. Анализ сухого остатка при упаривании оставшихся 30 л пробы даёт возможность определять Cs-137 на уровне $5,0 \cdot 10^{-4}$ Бк·л⁻¹; Co — $6,0 \cdot 10^{-4}$ Бк·л⁻¹; Mn-54 — $6,8 \cdot 10^{-4}$ Бк·л⁻¹; Sr-90 — $9,0 \cdot 10^{-5}$ Бк·л⁻¹.

Разработанный метод позволил достоверно определить концентрацию растворённых солей основных радионуклидов в следующих диапазонах: для Cs-137 — от $1,48 \cdot 10^{-3}$ до $15,1 \cdot 10^{-3}$ Бк·л⁻¹; для Sr-90 — от $3,25 \cdot 10^{-3}$ до $37,7 \cdot 10^{-3}$ Бк·л⁻¹. Также в пробах воды из водовыпусков российских АЭС эпизодически можно обнаружить Mn-54 и Co-60.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Бобров П. А., Слюнчев О. М., Акинцев А. С., Наказнюк А. Т., Халиуллин Р. Н. Применение мембранной фильтрации для переработки жидких низкоактивных отходов радиохимического производства // *Вопросы радиационной безопасности*. 2017. № 3 (87). С. 38–45. [Bobrov P. A., Slyunchev O. M., Akintsev A. S., Nakaznyuk A. T., Khaliullin R. N. Using membrane filtration in reprocessing liquid low-level waste at radiochemical plant. *Voprosy radiatsionnoi bezopasnosti*, 2017, no. 3 (87), pp. 38–45. (in Russ.)]
2. Епимахов В. Н., Москвин Л. Н., Прохоркин С. В., Олейник М. С. Мембранно-сорбционная технология переработки жидких радиоактивных отходов ядерных реакторов // *Радиохимия*. 2016. Т. 58, № 1. С. 67–70. [Epi-makhov V. N., Moskvina L. N., Prokhorkin S. V., Oleinik M. S. Membrane-sorption technology

- for reprocessing liquid radioactive waste from nuclear reactors. *Radiokhimiya*, 2016, vol. 58, no. 1, pp. 67–70. (in Russ.). <https://doi.org/10.1134/S1066362216010112>
3. Пантелеев А. А., Рябчиков Б. Е., Хоружий О. В., Громов С. Л., Сидоров А. Р. *Технологии мембранного разделения в промышленной водоподготовке*. Москва : ДеЛи плюс, 2012. 425 с. [Panteleev A. A., Ryabchikov B. E., Khoruzhii O. V., Gromov S. L., Sidorov A. R. *Tekhnologii membrannogo razdeleniya v promyshlennoi vodopodgotovke*. Moscow : DeLi plus, 2012, 425 p. (in Russ.)]
 4. Перечень загрязняющих веществ, в отношении которых применяются меры государственного регулирования в области охраны окружающей среды : распоряжение Правительства РФ от 08.07.2015, № 1316-р. Москва, 2015. [Электронный ресурс]. [Perechen' zagrязnyayushchikh veshchestv, v otnoshenii kotorykh primenyayutsya меры gosudarstvennogo regulirovaniya v oblasti okhrany okruzhayushchei sredy : rasporyazhenie Pravitel'stva RF ot 08.07.2015, no. 1316-r. Moscow, 2015. [Electronic resource]. URL: <http://pravo.gov.ru/proxy/ips/?docbody=&nd=102375372> [accessed 12.12.2019]. (in Russ.)]
 5. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2018 г. : ежегодник / РосГидроМет. Обнинск : НПО «Тайфун», 2019. 324 с. [Radiatsionnaya obstanovka na territorii Rossii i sopredel'nykh gosudarstv v 2018 g. : ezhegodnik / RosGidroMet. Obninsk : NPO "Taifun", 2019, 324 p. (in Russ.)]
 6. Ремез В. П., Зеленин В. И., Смирнов А. Л., Распопин С. П., Матерн А. И., Моржерин Ю. Ю. Целлюлозно-неорганические сорбенты в радиохимическом анализе. I. Перспективные сорбенты для радиохимического анализа // *Сорбционные и хроматографические процессы*. 2009. Т. 9, № 5. С. 627–632. [Remez V. P., Zelenin V. I., Smirnov A. L., Raspopin S. P., Matern A. I., Morzherin Yu. Yu. Cellulose-inorganic sorbates in the radiochemical analysis. I. Prospective sorbates for radiochemical analysis. *Sorbtsionnye i khromatograficheskie protsessy*, 2009, vol. 9, no. 5, pp. 627–632. (in Russ.)]
 7. Слюнчев О. М., Бобров П. А., Кичик В. А., Стариков Е. Н. Разработка и опытно-промышленные испытания технологии очистки жидких низкоактивных отходов // *Атомная энергия*. 2012. Т. 112, № 4. С. 206–210. [Slyuntchev O. M., Bobrov P. A., Kichik V. A., Starikov E. N. Development and commercial tests of a technology for purifying low-level liquid radwastes. *Atomnaya energiya*, 2012, vol. 112, no. 4, pp. 206–210. (in Russ.). <https://doi.org/10.1007/s10512-012-9553-2>
 8. Слюнчев О. М., Бобров П. А., Акинцев А. С., Зубриловский Е. Н. Опыт использования баромембранных процессов для очистки жидких радиоактивных отходов // *Радиоактивные отходы*. 2018. № 1 (2). С. 42–53. [Slyuntchev O. M., Bobrov P. A., Akintsev A. S., Zubrilovskij E. N. Experience gained in baro-membrane process application for liquid radwaste treatment. *Radioaktivnye otkhody*, 2018, no. 1 (2), pp. 42–53. (in Russ.)]
 9. Трапезников А. В., Трапезникова В. Н., Коржавин А. В., Николкин В. Н. *Радиоэкологический мониторинг пресноводных экосистем* / отв. ред. И. М. Донник. Екатеринбург : АкадемНаука, 2018. Т. 3. 304 с. [Trapeznikov A. V., Trapeznikova V. N., Korzhavin A. V., Nikolkin V. N. *Radioekologicheskii monitoring presnovodnykh ekosistem*. Ekaterinburg : AkademNauka, 2018, vol. 3, 304 p. (in Russ.)]
 10. Ekin A. A., Malinovskii G. P., Rogozina M. A., Vasil'ev A. V., Vasyanovich M. E., Yarmoshenko I. V. Evaluation of the contribution of technogenic radionuclides to the total activity of NPP emissions on the basis of a simulation model. *Atomic Energy*, 2016, vol. 119, iss. 4, pp. 271–274. <https://doi.org/10.1007/s10512-016-0059-1>
 11. *Environmental and Source Monitoring for Purposes of Radiation Protection* : Safety guide. Vienna : IAEA, 2016, 120 p. (IAEA Safety Standards Series No. RS-G-1.8).
 12. *INPRO Methodology for Sustainability Assessment of Nuclear Energy Systems: Environmental Impact of Stressors* : INPRO Manual. Vienna : IAEA, 2016, 94 p. (IAEA Nuclear Energy Series No. NG-T-3.15).
 13. Remez V. P., Sapozhnikov Yu. A. The rapid determination of cesium radionuclides in water systems using composite sorbents. *Applied Radiation and Isotopes*, 1996, vol. 47, iss. 9–10, pp. 885–886. [https://doi.org/10.1016/S0969-8043\(96\)00081-4](https://doi.org/10.1016/S0969-8043(96)00081-4)

BAROMEMBRANE METHOD FOR ANALYSIS OF ULTRA-LOW CONCENTRATIONS OF RADIONUCLIDES IN WATER SAMPLES*

M. E. Vasyanovich¹, A. A. Ekinin¹, A. V. Trapeznikov², and A. P. Plataev²

¹Institute of Industrial Ecology of UB RAS, Ekaterinburg, Russian Federation

²Institute of Plant and Animal Ecology of UB RAS, Ekaterinburg, Russian Federation

E-mail: vme@eko.uran.ru

This paper demonstrates the use of the baromembrane method for measuring ultra-low concentrations of radionuclides in water of freshwater reservoirs. The relevance is due to the need to determine radionuclides introduction into water cooling ponds used by enterprises of nuclear fuel cycle. Radionuclides of natural and technogenic origin, not associated with enterprise discharge, are always present in water cooling ponds, forming a natural or technogenic altered background. Its presence often makes it difficult to identify contribution of enterprise's discharge to water activity, since routine monitoring methods are characterized by a very high detection limit for radionuclides. Traditional methods for determining background radionuclides concentrations require sampling of at least 500 L of water, followed by their evaporation to get a dry residue. This procedure takes at least 5 days. It is possible to reduce time and energy spent on vaporizing hundreds of liters of water by pre-concentrating radionuclides in a smaller sample volume with the baromembrane method. To demonstrate this method, a portable installation with osmotic membranes was used being characterized with initial productivity of 6.0 L·min⁻¹. The osmotic membranes separate source water sample into two components: demineralized permeate and concentrate, containing radioactive substances. This method allows preliminary concentration of water samples from 500 to 20 L in 10–15 hours with minimal losses of radionuclides (time period depends on water mineralization level). The method is universal; it can be used for concentration of dissolved salts of any heavy metals and other organic compounds. It allows preparation of water countable samples in much shorter time that traditional method (evaporation).

Keywords: baromembrane method, reverse osmosis, radionuclides, volumetric activity, nuclear power plant

*The materials of the article were presented at the Readings in memory of Academician G. G. Polikarpov "Radiochemoecology: Progress and Prospects" (Sevastopol, IBSS, 2019).

УДК 551.521.9:582.282.23

МОЛЕКУЛЯРНЫЕ ОСНОВЫ ЭФФЕКТА МАЛЫХ ДОЗ РАДИАЦИИ*

© 2020 г. В. Г. Королев

Петербургский институт ядерной физики имени Б. П. Константинова
Национального исследовательского центра «Курчатовский институт», Гатчина, Российская Федерация
E-mail: korolev_vg@npi.nrcki.ru

Поступила в редакцию 06.12.2019; после доработки 06.12.2019;
принята к публикации 21.09.2020; опубликована онлайн 30.09.2020.

По определению, малые дозы — это минимальные дозы повреждающего агента, в частности радиации, вызывающие регистрируемый биологический эффект. Проблема воздействия малых доз радиации обсуждается в научной литературе в течение десятилетий, но прийти к общему выводу о наличии каких-то особенностей их воздействия, в отличие от таковых острого облучения, не удаётся. Это связано с тем, что эффекты, если они фиксируются, имеют слабое выражение и легко могут быть подвергнуты критике. Другой важный аспект проблемы — то, что биологические эффекты в основном описаны в научной литературе феноменологически, без расшифровки их молекулярных причин. В последние годы появился ряд статей, в которых авторы, изучая действие малых доз ДНК-тропных агентов, показывают, что ключевую роль в этих эффектах играет пострепликативная репарация, в частности её безошибочная ветвь. В лаборатории генетики эукариот Петербургского института ядерной физики имени Б. П. Константинова удалось выделить уникальных мутантов дрожжей с нарушенной ветвью безошибочной пострепликативной репарации. Исследование процессов ликвидации повреждений ДНК при минимальных отклонениях их количества от спонтанного уровня позволило на молекулярном уровне объяснить различия в клеточном ответе на малые дозы от острого облучения.

Ключевые слова: малые дозы, дрожжи, пострепликативная репарация, толерантность

Клеточный геном функционирует в условиях постоянного воздействия экзогенных и эндогенных факторов, вызывающих повреждения ДНК. Согласно оценкам, в течение одного клеточного цикла эукариотические клетки должны репарировать более 10 000 повреждений ДНК, возникающих только из-за воздействия эндогенных источников, таких как активные формы кислорода, эндогенные алкилирующие агенты и одиночные и двойные разрывы ДНК, которые появляются вследствие коллапса репликативных вилок. Количество ДНК-повреждений увеличивается ещё и в результате воздействия внешних факторов — химических мутагенов, а также ультрафиолетовой и ионизирующей радиации. Нерепарированные генетические повреждения приводят к возникновению мутаций, генетической нестабильности и раковых заболеваний, а также к клеточной гибели.

Репарацию повреждений ДНК подразделяют на ряд независимых или частично перекрывающихся путей: эксцизионную репарацию нуклеотидов (nucleotide excision repair); эксцизионную репарацию повреждённых оснований (base excision repair); репарацию неспаренных

* Материалы статьи были представлены на Чтениях памяти академика Г. Г. Поликарпова «Радиоэкология: успехи и перспективы» (Севастополь, ИнБЮМ, 2019 г.).

оснований (DNA mismatch repair); пострепликативную репарацию (postreplication repair); негомологичное воссоединение разорванных концов ДНК (nonhomologous end joining); гомологичную рекомбинацию (homologous recombination).

В изучении биохимических механизмов основных путей репарации, включая прямую, эксцизионную, рекомбинационную и мисматч-репарацию, достигнут значительный прогресс. Пострепликативную репарацию (далее — ПРР) он затронул в меньшей степени. Этот вид репарации часто включают в систему толерантности клетки к повреждениям ДНК, так как повреждения ДНК не удаляются, а обходятся в процессе репликации с использованием механизмов ПРР. Такой обход далеко не всегда безошибочен; он является основным источником мутагенеза.

В нормальных условиях и при воздействии малых доз мутагенов ключевым способом борьбы с повреждениями ДНК у бактериальных и эукариотических клеток являются системы толерантности к повреждениям ДНК [2 ; 7 ; 8 ; 11 ; 12].

Толерантность к повреждениям ДНК (далее — ТПД) исторически называли пострепликативной репарацией из-за наблюдения, что обработка почкующихся дрожжевых клеток УФ-излучением вызывала одностранные бреши в реплицирующейся ДНК [11]. Субстратом для ПРР являются вилки репликации, остановленные на повреждении ДНК. УФ-индуцированные димеры пиримидина, вызывающие одностранные бреши в ДНК, часто сохранялись после «репарации»; это указывает на то, что ПРР просто обходит повреждение, а не репарирует его [3 ; 6].

Во всех эукариотических организмах действуют два разных пути ТПД — ошибочный и безошибочный [10]. У дрожжей ПРР также может идти по двум разным путям. Первый — склонный к ошибкам (translesion synthesis, TLS); он вовлекает белковый комплекс полимеразы zeta, кодируемый генами *Rev1*, *Rev3* и *Rev7*, и полимеразу eta, кодируемую геном *Rad30*. Эти полимеразы консервативны у всех от дрожжей до человека [4]. TLS управляется комплексом *Rad6/Rad18*, который координирует заполнение брешей через моноубиквитинирование PCNA. Во втором пути — безошибочном — одна нить, вновь синтезированная, служит матрицей для репликации другой нити, заблокированной [2 ; 12]. Выбор между этими путями ТПД имеет серьёзные последствия для стабильности генома.

Доминирующую роль в толерантности играет безошибочная ветвь ПРР, которую часто называют рекомбинационной, так как два типа репарации имеют общую стадию образования D-петли. Наибольший прогресс в изучении связи между мутагенезом, репарацией, динамикой хроматина и клеточным циклом достигнут на примере одноклеточного эукариотического организма — почкующихся дрожжей *Saccharomyces cerevisiae*. Эксперименты с дрожжами показали, что безошибочные механизмы являются основными путями ПРР как при низких, так и при высоких репликативных стрессах [2 ; 7 ; 8 ; 11 ; 12], хотя путь синтеза через повреждение (TLS) может быть эффективным и при малых количествах повреждений ДНК [8].

Клетки в ответ на повреждения ДНК используют сеть сигнальных переносчиков, относящихся к прохождению клеточного цикла (чекпойнт) и к осуществлению репарации. Отмечено, что в дрожжах нуль-мутанты по чекпойнту профицитны в TLS, но частично дефектны в заполнении брешей [10]. Ещё не ясно, как эти эффекты относятся к роли репликативного чекпойнта в поддержании стабильности остановленных вилок репликации или в регуляции факторов, обеспечивающих толерантность [5]. В любом случае чекпойнтная машина, очевидно, модулирует ответ клетки на повреждения ДНК.

Ранее нами впервые в мире с помощью прямого скрининга выделены мутанты дрожжей, отличающиеся повышенным индуцированным мутагенезом и практически не изменённой чувствительностью к летальному действию мутагенов, а также спонтанные мутаторы [1 ; 9]. Эпистатический анализ этих мутантов показал, что они попадают в три группы; мутанты эпистатической группы *HSM3* относятся к безошибочной ветви ПРР. Дальнейшее изучение этих мутантов

(с наиболее выраженным мутаторным фенотипом) позволило установить, что продукты данных генов имеют отношение к контролю работы полимераз, участвующих в заполнении брешей в ДНК. В клетках мутантов часто происходит замена точных репликативных полимераз на неточную полимеразу Pol η , что значительно увеличивает темп мутагенеза. Исследование молекулярных механизмов биологического действия сверхмалых количеств повреждений ДНК очень удобно проводить с использованием методов учёта спонтанного мутагенеза у дрожжей (табл. 1).

Таблица 1. Спонтанный мутагенез у репарационных мутантов

Table 1. Spontaneous mutagenesis in repair mutants

Штамм	Частота мутаций на генерацию, $\cdot 10^{-7}$ (репликативный)	Частота мутаций на генерацию, $\cdot 10^{-7}$ (репаративный)
Дикий тип	$3,2 \pm 0,3$	$3,2 \pm 0,6$
<i>rad1</i>	$10 \pm 1,4$	$28 \pm 4,0$
<i>rad2</i>	$2,4 \pm 0,5$	$18 \pm 3,9$
<i>rad14</i>	$3,3 \pm 0,2$	$31 \pm 3,5$
<i>pol3</i>	$80,2 \pm 7,2$	$75 \pm 4,5$

В табл. 1 приведены наши результаты измерения скорости мутационного процесса двумя методами. Первый — это общепризнанный метод Коулсона — Ли. Он измеряет скорость мутагенеза у клеток, растущих в максимально благоприятных условиях. Продолжительность генерации составляет менее 2 часов. Число спонтанных повреждений в ДНК клеток за это время минимально, и большая часть мутагенеза является следствием ошибок репликации. Вторым — это метод упорядоченного посева, разработанный в Ленинградском государственном университете. Он более прост и удобен в исполнении, но, как мы показали, применим только для штаммов с неповреждённой системой репарации. Этот метод отличается от предыдущего тем, что клеточный цикл искусственно растягивают во много раз (он составляет несколько дней). При этом в ДНК накапливается значительное число спонтанных повреждений, которые в клетках с нормально работающей репарацией эффективно удаляются. В клетках с нарушенной системой репарации часть этих повреждений остаётся и попадает в вилку репликации.

Как видно из табл. 1, клетки дикого типа показывают одинаковую скорость мутирования в обоих тестах. В полимеразном мутанте, где весь повышенный мутагенез определяется ошибками повреждённой полимеразы, два теста также дают одинаковую скорость мутагенеза. В то же время все репарационные мутанты демонстрируют значительно большую скорость мутирования в Ленинградском тесте (см. табл. 1).

Хорошей иллюстрацией действия малых доз спонтанных повреждений являются данные, приведённые на рис. 1. На нём представлен обнаруженный нами эффект адаптивного мутагенеза, контролируемого геном *HSM3*. Верхний ряд — чашки с антибиотиком, засеянные клетками дикого типа. Видны колонии устойчивых к антибиотику мутантов, выросшие через 3 дня (левая чашка) и после 15 дней (та же чашка справа). Чашки нижнего ряда засеяны клетками мутанта *hsm3*. Заметно, что разница в числе колоний через 3 и 15 дней в верхнем ряду небольшая. В нижнем ряду эта разница достигает двух порядков.

Очень тонким инструментом оценки влияния малого количества повреждений ДНК на выживаемость клеток является измерение спонтанной гибели клеток мутантов по определённым путям репарации. Например, выключение рекомбинационной репарации блокирует восстановление ДНК от двуниевых разрывов, которые достаточно редко возникают в нормально растущих клетках дрожжей (менее 1 разрыва на генерацию). Между тем мы видим существенный рост доли мёртвых клеток в популяции клеток с заблокированной рекомбинационной репарацией: дикий тип — $(3,6 \pm 1,2) \%$; мутант *rad52* — $(10,1 \pm 3,2) \%$.

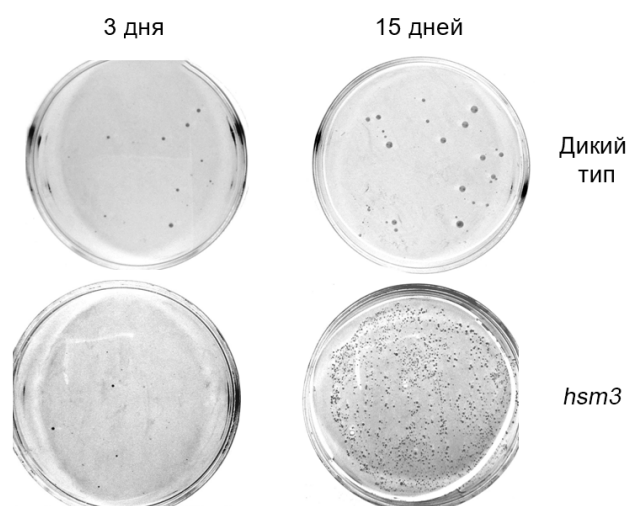


Рис. 1. Адаптивный ответ мутанта *hsm3* с нарушенной безошибочной ветвью пострепликативной репарации

Fig. 1. Adaptive response of *hsm3* mutant with a disrupted error-free branch of postreplication repair

Низкие дозы повреждений ДНК не активируют чекпойнт, индуцируемый ими. Возможно, чекпойнт не играет существенной роли для выживаемости при данных условиях [5]. В связи с этим в клетках с блокированной эксцизионной репарацией нуклеотидов после облучения малыми дозами практически все УФ-индуцированные повреждения попадают в вилку репликации и подвергаются воздействию ПРР. Мы в своих экспериментах использовали мутантов по эксцизионной репарации нуклеотидов для изучения свойств этого типа ПРР. Мы ввели в мутанта *rad2* дополнительную мутацию *hsm3*, нарушающую основной путь безошибочной ветви репарации. Как видно из рис. 2, двойной мутант показал значительно бóльшую УФ-резистентность, чем одиночный *rad2*, и очень высокий индуцированный мутагенез. Таким образом, выключение безошибочной ветви репарации направляет повреждения ДНК в ошибочный путь репарации, который менее цитотоксичен.

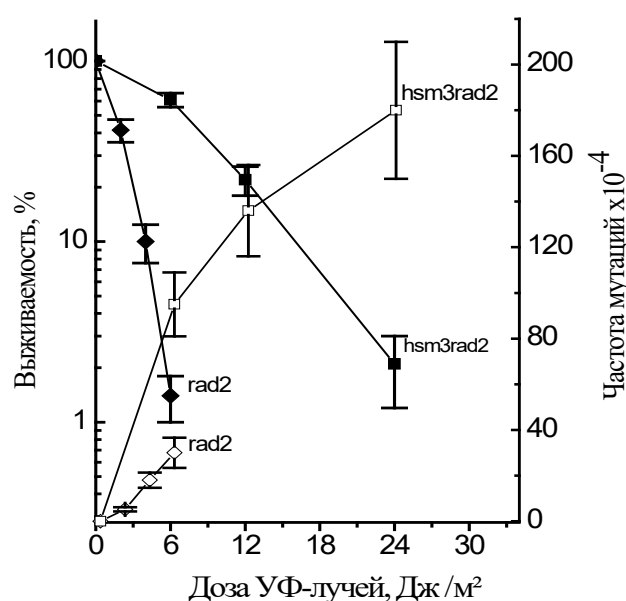


Рис. 2. Эффект блокирования безошибочной ветви пострепликативной репарации

Fig. 2. Effect of blocking the error-free branch of postreplication repair

Интересные данные по эффекту малых доз УФ-лучей на клетки дрожжей получили японские учёные [7]. Они показали (рис. 3), что мутант *rad14*, который блокирует эксцизионную репарацию нуклеотидов, растёт в условиях хронического облучения примерно с той же скоростью, что и клетки дикого типа, в то время как клетки мутанта *rad18* (он блокирует ПРР) демонстрируют высокую чувствительность к данному воздействию. При этом, согласно нашим исследованиям, поведение мутантов *rad14* и *rad18* в эксперименте с обычными дозовыми нагрузками (острое облучение) имеет совершенно другой характер (рис. 4). В этом случае мутант *rad14* оказывается намного чувствительнее *rad18*. Парадоксальное различие объясняется двумя основными причинами. Во-первых, при малом числе повреждений ДНК не включается чекпойнт; как следствие, не происходит индукция репарационных систем, находящихся под его контролем. Во-вторых, при малых дозах большинство возникших повреждений ДНК избегают действия неактивированных репарационных систем из-за трудностей их обнаружения и попадают в репликативную вилку. Субстратом для работы ПРР как раз и являются репликативные вилки, остановленные на повреждении ДНК.

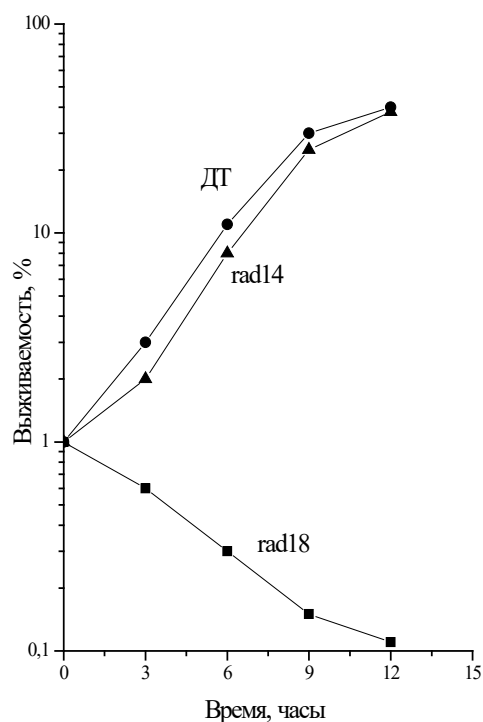


Рис. 3. Зависимость выживаемости штаммов дрожжей от облучения хроническим УФ с малой мощностью дозы

Fig. 3. Dependence of yeast strains survival on exposure to chronic UV with a low dose rate

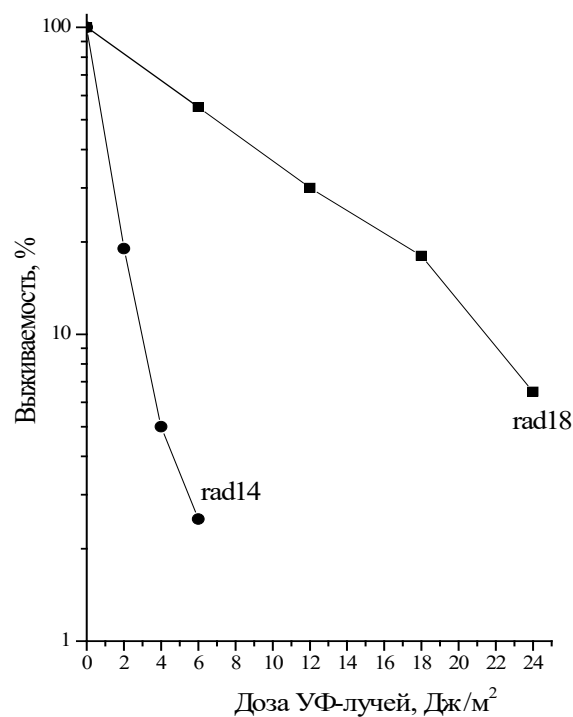


Рис. 4. Выживаемость мутантов *rad18* и *rad14* в остром эксперименте

Fig. 4. Survival of *rad18* and *rad14* mutants in an acute experiment

Включение чекпойнта имеет пороговый характер и происходит при накоплении определённого количества одонитевой ДНК, возникающей при репарации повреждений. Таким образом, при превышении порогового уровня повреждений ДНК в результате индукции эффективность работы репарационных систем резко возрастает, что позволяет клеткам избавиться от подавляющего числа повреждений ДНК и уменьшить нагрузку на пострепликативную репарацию. Отсюда следует, что эффективность репарации повреждений ДНК до порогового уровня будет значительно ниже, чем в случае его превышения, а биологическая значимость первых окажется выше вторых.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Иванов Е. Л., Федорова И. В., Ковальцова С. В. Выделение и характеристика новых мутантов дрожжей *Saccharomyces cerevisiae* с повышенной спонтанной мутабельностью // *Генетика*. 1992. Т. 28. С. 47–55. [Ivanov E. L., Fedorova I. V., Kovaltzova S. V. Isolation and characterization of new mutants of the yeast *Saccharomyces cerevisiae* with increased spontaneous mutability. *Genetika*, 1992, vol. 28, pp. 47–55. (in Russ.)]
2. Baynton K., Bresson-Roy A., Fuchs R. P. P. Analysis of damage tolerance pathways in *Saccharomyces cerevisiae*: A requirement for *Rev3* DNA polymerase in translesion synthesis. *Molecular and Cellular Biology*, 1998, vol. 18, iss. 2, pp. 960–966. <https://doi.org/10.1128/MCB.18.2.960>
3. Bridges B. A., Munson R. J. Mutagenesis in *Escherichia coli*: Evidence for the mechanism of base change mutation by ultraviolet radiation in a strain deficient in excision-repair. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 1968, vol. 171, iss. 1023, pp. 213–226. <https://doi.org/10.1098/rspb.1968.0065>
4. Friedberg E. C. Suffering in silence: The tolerance of DNA damage. *Nature Reviews Molecular Cell Biology*, 2005, vol. 6, iss. 12, pp. 943–953. <https://doi.org/10.1038/nrm1781>
5. Gangavarapu V., Santa Maria S. R., Prakash S., Prakash L. Requirement of replication checkpoint protein kinases *Mec1/Rad53* for postreplication repair in yeast. *mBio*, 2011, vol. 2, iss. 3, e00079-11. <https://dx.doi.org/10.1128/mBio.00079-11>
6. Ganesan A. K. Persistence of pyrimidine dimers during post-replication repair in ultraviolet light-irradiated *Escherichia coli* K12. *Journal of Molecular Biology*, 1974, vol. 87, iss. 1, pp. 103–119. [https://doi.org/10.1016/0022-2836\(74\)90563-4](https://doi.org/10.1016/0022-2836(74)90563-4)
7. Hishida T., Kubota Y., Carr A. V., Iwasaki H. *RAD6–RAD18–RAD5*-pathway-dependent tolerance to chronic low-dose ultraviolet light. *Nature*, 2009, vol. 457, pp. 612–615. <https://doi.org/10.1038/nature07580>
8. Huang D., Piening B. D., Paulovich A. G. The preference for error-free postreplication repair in *Saccharomyces cerevisiae* exposed to low-dose methyl methanesulfonate is cell cycle dependent. *Molecular and Cellular Biology*, 2013, vol. 33, iss. 8, pp. 1515–1527. <https://doi.org/10.1128/MCB.01392-12>
9. Ivanov E. L., Kovaltzova S. V., Korolev V. G. *Saccharomyces cerevisiae* mutants with enhanced induced mutation and altered mitotic gene conversion. *Mutation Research / Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, 1989, vol. 213, iss. 2, pp. 105–115. [https://doi.org/10.1016/0027-5107\(89\)90141-3](https://doi.org/10.1016/0027-5107(89)90141-3)
10. Pages V., Santa Maria S. R., Prakash L., Prakash S. Role of DNA damage-induced replication checkpoint in promoting lesion bypass by translesion synthesis in yeast. *Genes & Development*, 2009, vol. 23, iss. 12, pp. 1438–1449. <https://doi.org/10.1101/gad.1793409>
11. Prakash L. Characterization of postreplication repair in *Saccharomyces cerevisiae* and effects of *rad6*, *rad18*, *rev3*, and *rad52* mutations. *Molecular and General Genetics MGG*, 1981, vol. 184, iss. 3, pp. 471–478. <https://doi.org/10.1007/bf00352525>
12. Zhang H., Lawrence C. W. The error-free component of the *RAD6/RAD18* DNA damage tolerance pathway of budding yeast employs sister-strand recombination. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2005, vol. 102, iss. 44, pp. 15954–15959. <https://doi.org/10.1073/pnas.0504586102>

MOLECULAR BASES OF THE EFFECT OF LOW DOSES OF RADIATION***V. G. Korolev**

Petersburg Nuclear Physics Institute named by B. P. Konstantinov
of National Research Centre “Kurchatov Institute”, Gatchina, Russian Federation
E-mail: korolev_vg@pnpi.nrcki.ru

By definition, low doses are minimum doses of a damaging agent, in particular radiation, causing a recorded biological effect. The problem of exposure to low doses of radiation is being discussed in scientific literature for decades, but there is still no generally accepted conclusion concerning the existence of some features of the effect of low doses in contrast to that of acute exposure. This is due to the fact as follows: if being fixed, these effects have a weak expression and can be easily criticized. The second important aspect of this problem is that biological effects are mainly described phenomenologically in literature, without deciphering their molecular causes. In recent years, a number of articles appeared in which the authors, when studying exposure to low doses of DNA-tropic agents, show that postreplication repair (in particular, its error-free branch) plays a key role in these effects. In the laboratory of eukaryotic genetics of Petersburg Nuclear Physics Institute named by B. P. Konstantinov, it was possible to isolate unique yeast mutants with a disrupted branch of error-free postreplication repair. A study of the processes of eliminating DNA damage with minimal deviations of their number from a spontaneous level made it possible to explain at the molecular level the differences in cell response to low doses from acute exposure.

Keywords: low doses, yeast, postreplication repair, tolerance

*The materials of the article were presented at the Readings in memory of Academician G. G. Polikarpov “Radiochemoecology: Progress and Prospects” (Sevastopol, IBSS, 2019).

УДК [504.064.3:574](549.3)

**КОМПЛЕКСНЫЙ РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ
ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ
В РЕГИОНЕ РАЗМЕЩЕНИЯ АЭС «РУППУР»
(НАРОДНАЯ РЕСПУБЛИКА БАНГЛАДЕШ)***

© 2020 г. Р. А. Микаилова¹, Д. Н. Курбаков¹, Е. В. Сидорова¹, И. В. Гешель¹,
Н. В. Андреева¹, Ю. В. Сорокин², А. В. Панов¹

¹Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии,
Обнинск, Российская Федерация

²Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии,
Москва, Российская Федерация

E-mail: riar@mail.ru

Поступила в редакцию 05.02.2020; после доработки 25.06.2020;
принята к публикации 21.09.2020; опубликована онлайн 30.09.2020.

Представлен опыт создания и ведения системы радиационно-экологического мониторинга водных экосистем в регионе АЭС «Руппур» (Бангладеш). Компоненты водных экосистем в зоне влияния АЭС являются как наиболее информативными для определения состояния окружающей среды, так и важными с точки зрения ведения хозяйственной деятельности. Именно поэтому оценка и прогнозирование качества водных экосистем в районе АЭС — актуальная проблема для обеспечения радиационной и экологической безопасности. Разработана детализированная программа мониторинга; выбраны пункты наблюдения за состоянием поверхностных и подземных вод на разном расстоянии от АЭС «Руппур»; определены объекты мониторинга (вода, донные отложения, высшая водная растительность, рыба), перечень исследуемых параметров, регламент наблюдений, а также методы и нормативно-техническое обеспечение. В числе контролируемых показателей рассмотрены: физико-химические характеристики воды и донных отложений; радионуклидный состав компонентов водных экосистем, включающий природные (⁴⁰K, ²²⁶Ra, ²³²Th) и техногенные (⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ³H) радионуклиды; содержание 19 тяжёлых металлов, а также химических загрязнителей. Мониторинговые исследования проведены в 2014–2017 гг. на фоновом уровне и на этапе строительства АЭС «Руппур» с учётом климатических особенностей региона в различные периоды года. Радионуклиды в объектах окружающей среды определены методами спектрометрии и радиохимии, тяжёлые металлы — атомно-абсорбционным и плазменно-эмиссионным методами анализа. Установлено, что высшая водная растительность в реке Падма (Ганг) встречается не во все сезоны. В декабре она фактически отсутствует; максимальное видовое разнообразие отмечено в июне. Выделены различия между поверхностными и подземными водами в регионе АЭС «Руппур» по ряду физико-химических характеристик. Показатели общей минерализации и жёсткости в питьевой воде выше, чем в поверхностной, в 2–3 раза, что обусловлено составом вод р. Падма, основа которых — талые воды ледников гор и дождевая вода. Содержание в поверхностных и подземных водах органических загрязнителей ниже или на уровне порога их обнаружения приборами (бензпирен — менее 0,01 мкг·л⁻¹; фенолы — 1,3–3,5 мкг·л⁻¹; нефтепродукты — 0,01–0,043 мг·л⁻¹). Объёмная активность в водах р. Падма ¹³⁷Cs за весь период наблюдений не превышала 0,18 Бк·л⁻¹

*Материалы статьи были представлены на Чтениях памяти академика Г. Г. Поликарпова «Радиоэкология: успехи и перспективы» (Севастополь, ИнБЮМ, 2019 г.).

при среднем значении $0,07 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$. Содержание ^{90}Sr было в диапазоне $0,02\text{--}0,12 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$, а ^3H — в пределах $0,8\text{--}2,1 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$. Средняя удельная активность ^{90}Sr в донных отложениях варьировала в диапазоне $0,5\text{--}1,8 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$, а ^{137}Cs — $0,8\text{--}2,1 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$. Удельная активность ^3H в донных отложениях составляла менее $3 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$, за исключением трёх проб в 2017 г. ($12\text{--}30 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$), что обусловлено, по всей видимости, локальным загрязнением. Удельная активность ^{90}Sr в высшей водной растительности была на уровне $0,4\text{--}3,9 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$, а ^{137}Cs — $0,4\text{--}1,0 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$. В питьевой воде объёмная активность нормируемых радионуклидов колебалась в следующих диапазонах: ^{137}Cs — $0,03\text{--}0,27 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$, что в 40 раз ниже уровня вмешательства по НРБ-99/2009; ^{90}Sr — $0,01\text{--}0,16 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ (в 30 раз ниже норматива); ^3H — $0,4\text{--}1,2 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ (более чем в 6 тыс. раз ниже уровня вмешательства). Удельная активность ^{90}Sr в рыбе варьировалась в диапазоне $0,02\text{--}1,6 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$, что в 60 раз ниже российских и международных стандартов. Содержание ^{137}Cs в рыбе было в пределах $0,26\text{--}0,3 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$, что в 400 раз ниже российских нормативов и более чем в 3 тыс. раз — международных. Анализ данных наблюдений за уровнями загрязнения тяжёлыми металлами компонентов водных экосистем в регионе АЭС «Руппур» показал, что по ряду элементов зарегистрированы их повышенные концентрации, большая часть которых относится к сезону муссонов. Так, в поверхностных водах р. Падма отмечено периодическое увеличение содержания As, Cd, Mn, Al, а в донных отложениях — As, Cd, Ni, Co, Zn, что связано с антропогенным влиянием и с усиленным стоком загрязняющих веществ в период муссонных дождей. В питьевой воде 30-километровой зоны АЭС «Руппур» зафиксированы периодические повышенные концентрации As и Mn, а в отдельных пробах — Fe и Al, что может быть обусловлено как природными особенностями региона (относительно высокое содержание As в водоносных горизонтах), так и состоянием систем водоснабжения. Заложённая сеть радиационно-экологического мониторинга водных экосистем позволяет регистрировать изменение ситуации в регионе размещения АЭС «Руппур» и выявлять влияние работы атомной электростанции на человека и окружающую среду.

Ключевые слова: Бангладеш, АЭС «Руппур», водные ресурсы, пресноводные экосистемы, река Падма, питьевая вода, радиозэкологический мониторинг, радионуклиды, тяжёлые металлы, химическое загрязнение

На основе соглашения 2011 г. между Российской Федерацией и Народной Республикой Бангладеш Госкорпорация «Росатом» начала в 2017 г. строительство АЭС «Руппур» с двумя энергоблоками ВВЭР-1200. Проект реализуют в рамках развития ядерно-энергетической программы Бангладеш в соответствии с рекомендациями и под контролем МАГАТЭ [24]. Площадка АЭС «Руппур» находится на северном берегу реки Падма (Ганг), в 20 км к востоку от города Пабна, на расстоянии 160 км на северо-запад от г. Дакка (столица Бангладеш), в 300 км по течению рек Падма и Мегхна до Бенгальского залива Индийского океана. Падма является одной из самых полноводных и длинных рек в Южной Азии. Площадь бассейна — 1060 тыс. км^2 ; среднее количество воды, выносимой рекой в Бенгальский залив, оценивают в $12 \text{ тыс. м}^3\cdot\text{с}^{-1}$. Всё это говорит о важности влияния р. Падма на экологию Бенгальского залива и Индийского океана в целом.

Потенциально опасным фактором, воздействующим на человека и биоту, включая пресноводные и морские организмы, при использовании атомной энергии является радиоактивность. Оценить и минимизировать возможное негативное влияние АЭС на живые организмы можно только на основе регулярных наблюдений за состоянием окружающей среды в регионе размещения атомной электростанции, организовав систему радиационно-экологического мониторинга. Такая система направлена в большей степени на обеспечение радиационной безопасности человека и биоты, т. е. имеет две составляющие — санитарно-гигиеническую, связанную с охраной здоровья персонала объекта и населения, и природоохранную. При этом контролю подлежат и другие виды опасности: химическое загрязнение, выделение тепла, электромагнитное излучение, уровень шума и т. д.

Жизненный цикл АЭС от фазы строительства до вывода из эксплуатации составляет более 50 лет, поэтому создание системы радиационно-экологического мониторинга на атомных электростанциях начинается ещё на стадии проектирования, при подготовке материалов

по обоснованию инвестиций и по оценке воздействия на окружающую среду в рамках инженерно-экологических изысканий [1 ; 2 ; 3]. Проведение радиационно-экологического мониторинга до начала строительства АЭС позволяет оценить состояние всех экосистем и дозовые нагрузки на человека и биоту на уровне фона (так называемый нулевой уровень). Это очень важный этап: он создаёт информационный базис для дальнейшего анализа влияния АЭС на окружающую среду и человека в период строительства и эксплуатации объекта. При оценке такого воздействия необходимо учитывать существующее на момент строительства атомной электростанции техногенное загрязнение окружающей среды от действующих промышленных предприятий в регионе размещения АЭС. Состав и количество радионуклидов, поступающих в наземные и водные экосистемы за счёт выбросов и сбросов станции, строго регламентированы, однако эти поллютанты могут в итоге попасть в организм человека по пищевым цепям и путём непосредственного контакта со средой. Таким образом, знание путей распространения как техногенных, так и естественных радионуклидов имеет большое значение для обеспечения радиационной безопасности населения [34].

Как густонаселённая страна (1,2 тыс. чел.·км⁻²), Бангладеш сильно зависит от наличия водных ресурсов, их региональной и сезонной доступности, качества поверхностных и грунтовых вод. На все эти факторы сильное влияние оказывают особенности муссонного климата и физιοграфия страны. В восточной части Бангладеш ежегодно выпадает около 3 тыс. мм осадков, в то время как в западной — лишь половина от этого количества. Около 80 % осадков приходится на 5 дождливых месяцев во время муссона. Большой объём воды (около 70 %) расходуется населением на орошение. Кроме сельского хозяйства, вода используется в хозяйственно-бытовом и коммунальном водоснабжении, промышленности, рыбном промысле, судоходстве. Водопользование в стране в значительной степени зависит от запаса грунтовых вод (65–70 % от общей площади орошения в 7,5 млн га обеспечено грунтовыми водами). Управление по делам водоснабжения и канализации г. Дакка (Dhaka Water Supply & Sewerage Authority) вырабатывает 2,1 млн л воды в сутки для 12,5 млн горожан столицы Бангладеш, при этом 87,7 % объёма воды обеспечивают подземные воды, а оставшееся количество — поверхностные. Система подземных вод Бангладеш находится под угрозой из-за наличия в них природного мышьяка в ряде регионов страны, засоления мелких водоносных слоёв в прибрежных зонах и снижения уровня грунтовых вод вследствие нерационального водозабора [30].

Водный режим в бассейне р. Падма, которая является основным источником охлаждения реакторов строящейся АЭС «Руппур», не одинаков в течение сезона дождей и вне его. Так, в створе Фаракка среднегодовой расход р. Падма составляет 12,1 тыс. м³·с⁻¹, а объём стока — 382,1 тыс. м³. Средний расход с июня по октябрь — 24,5 тыс. м³·с⁻¹, а с января по май — всего 2,2 тыс. м³·с⁻¹. Из общего годового стока 80 % приходится на период муссонов [35]. Между тем исследования разными авторами динамики уловов рыб в среднем и нижнем течении р. Падма не имеют единства данных, что связано с миграцией ихтиофауны, приуроченной, в частности, к водному режиму реки. Компоненты водных экосистем в регионе размещения АЭС «Руппур» являются, с одной стороны, одними из самых информативных для определения состояния окружающей среды, а с другой — одними из самых важных с точки зрения ведения хозяйственной деятельности. Именно поэтому актуальна проблема анализа и прогнозирования их качества, в связи с чем радиационно-экологический мониторинг водных экосистем является обязательным элементом комплексной оценки влияния АЭС на окружающую среду.

Цель данной работы — представить опыт по созданию и ведению системы радиационно-экологического мониторинга водных экосистем в регионе размещения АЭС «Руппур» (Народная Республика Бангладеш).

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

На первом этапе исследований была разработана детализированная программа радиационно-экологического мониторинга водных экосистем в зоне воздействия АЭС «Руппур» в соответствии с требованиями [1 ; 2]. Основы программы — комплексность наблюдений, согласованность сроков их проведения с характерными гидрологическими и гидробиологическими фазами, а также определение показателей, которые идентифицируют качество воды, состояние гидробиоценоза и состав донных отложений и обеспечивают необходимую точность и воспроизводимость результатов. Выбор пунктов наблюдения за состоянием поверхностных и подземных вод проводили с учётом результатов рекогносцировочного обследования в 2014 г. водных экосистем в районе размещения АЭС «Руппур» и анализа фоновых данных о физико-географических и морфометрических характеристиках водных объектов, о загрязнённости (радионуклидами и тяжёлыми металлами) поверхностных вод, донных отложений и водных организмов, а также о санитарно-гигиенических показателях качества питьевой воды.

Объектами исследования поверхностных вод стали участок р. Падма и другие водотоки в пределах 30-км зоны влияния АЭС «Руппур». Эти объекты рассмотрены в качестве референтных, т. е. в наибольшей степени подверженных возможному негативному воздействию со стороны АЭС. Для определения содержания загрязняющих веществ (радионуклиды и тяжёлые металлы) в компонентах водных экосистем была создана сеть пунктов отбора проб воды, донных отложений, высшей водной растительности, ихтиофауны. Эти пункты включали створы наблюдений, расположенные в радиусе 30 км от места размещения АЭС «Руппур». Выделенную территорию условно разделили на три зоны с разной степенью пространственной обеспеченности. Наиболее часто створы наблюдений устанавливали в зоне с радиусом 5 км от АЭС. Меньшее количество створов выбрали на территории с радиусом до 10 км, приняв в расчёт имеющиеся антропогенные источники поступления загрязняющих веществ. Фоновые створы (для АЭС) установили по краям 30-км зоны. Пробы компонентов водных экосистем, отбираемые выше АЭС «Руппур», характеризуют условно-фоновое состояние водного объекта. Пробы, отбираемые в нижних створах, позволяют судить о характере и степени изменения состава речных вод под действием сбросов и стоков атомной станции. Пункты отбора проб размещали с учётом геоморфологии береговой линии на расстоянии 3–5 м от обоих берегов и на стрежне с географической привязкой координат местности. Принимая во внимание изменения русла реки в течение года (в связи с разным гидрологическим режимом) и во времени, местá точек отбора проб подвергали некоторой корректировке. Пункты отбора проб донных отложений, высшей водной растительности и поверхностных вод совпадали, и у нас была возможность комплексно сравнить содержание изучаемого загрязнителя в компонентах водных экосистем.

Таким образом, на р. Падма были установлены 11 створов, на которых отбирали компоненты водных экосистем: I створ — в 25,5 км на северо-запад от площадки АЭС (фиксация фоновых значений); II — в 11 км на северо-запад выше площадки; III — в 5,5 км на северо-запад выше площадки; IV — в 3 км на северо-запад выше площадки; V — в 2,2 км на запад выше площадки; VI — в 0,5 км на запад от площадки; VII — в 4,5 км на юго-юго-восток ниже площадки; VIII — в 10 км на юго-юго-восток ниже площадки; IX — в 14,5 км на юго-восток ниже площадки; X — в 20,5 км на юго-восток ниже площадки; XI створ — в 26,5 км на юго-восток ниже площадки (рис. 1).

Пробы воды отбирали батометром Нискина. Находящуюся в воде взвесь отделяли при помощи установки с фильтрами для частиц крупнее 0,5 мкм. Анализ проб осуществляли раздельно для взвеси и фильтрата. Объём проб воды для изучения гамма-излучающих радионуклидов и трития, а также для радиохимических исследований радионуклидов и тяжёлых металлов определяли применяемыми методиками подготовки проб и измерений. Пробы донных отложений отбирали дночерпателем бентосным ДЧ-0.025; масса одной пробы

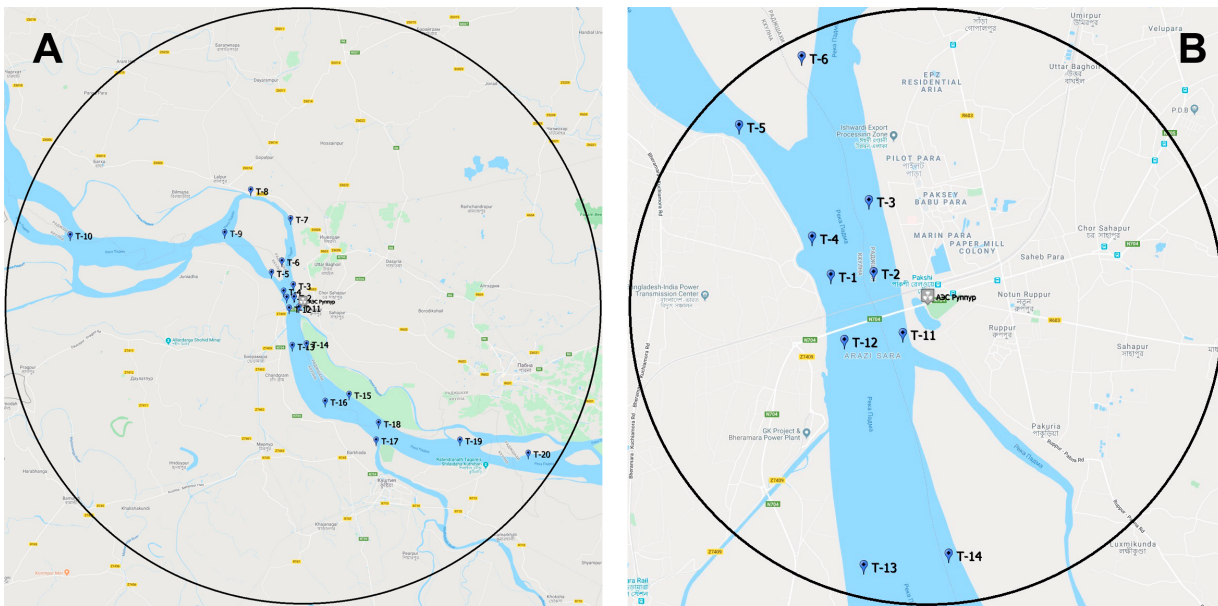


Рис. 1. Карта-схема сети радиационно-экологического мониторинга водных экосистем в регионе размещения АЭС «Руппур»: А — 30-км зона; В — 5-км зона (Т — контрольная точка)

Fig. 1. Schematic map of radioecological monitoring network of freshwater ecosystems in the vicinity of Rooppur NPP: А – 30-km zone; В – 5-km zone (Т indicates control point)

(воздушно-сухая масса) — не менее 0,3 кг. Пробы ихтиофауны и высшей водной растительности отбирали с описанием видов. Воздушно-сухой вес проб высшей водной растительности составлял не менее 0,2 кг, а ихтиофауны — 0,5–3,0 кг (сырой вес). Пробы подземных вод, используемых местными жителями для питьевых и хозяйственных нужд, отбирали в населённых пунктах 30-км зоны влияния АЭС «Руппур» на разных направлениях и расстоянии от электростанции из колонок, скважин, водопровода и колодцев (рис. 2).

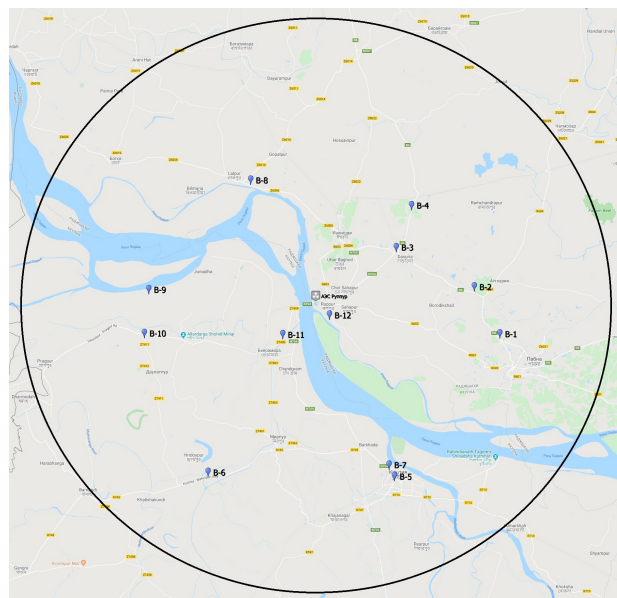


Рис. 2. Карта-схема сети радиационно-экологического мониторинга подземных (питьевых) вод в регионе размещения АЭС «Руппур»

Fig. 2. Schematic map of radioecological monitoring network of groundwater (drinking water) in the vicinity of Rooppur NPP

Существенные сезонные отличия по климатическим характеристикам (период муссонных дождей с мая по сентябрь; засушливые декабрь — март) в значительной степени влияют на режим водных экосистем в регионе АЭС «Руппур». Так, уровень воды в р. Падма поднимается во время муссонов на 6–8 м, а зимой снижается до минимума, поэтому отбор проб компонентов водных экосистем в зоне наблюдения АЭС «Руппур» проводили в различные периоды года: август (2014), апрель (2015), декабрь (2016) и июнь (2017). Если в точке отбора проб воды на р. Падма были зафиксированы глубины более 5 м, то отбирали пробы поверхностной и придонной воды (табл. 1).

Таблица 1. Количество проб компонентов водных экосистем, отобранных в регионе АЭС «Руппур» в 2014–2017 гг.

Table 1. Number of samples of components of freshwater ecosystems taken in the vicinity of Rooppur NPP in 2014–2017

Компонент водной экосистемы	Период отбора проб			
	21–28 августа 2014 г.	03–09 апреля 2015 г.	02–07 декабря 2016 г.	04–09 июня 2017 г.
Поверхностные воды р. Падма	22	20	20	23
Донные отложения р. Падма	20	20	20	20
Высшая водная растительность р. Падма	3	4	1	19
Рыба р. Падма	–	–	6	14
Подземная (питьевая) вода	3	–	6	3

Высшая водная растительность отмечена не во все периоды отбора проб. Так, в декабре она фактически отсутствовала. Максимальное видовое разнообразие зарегистрировано в июне. Пробы ихтиофауны отбирали только в 2016–2017 гг. в связи с тем, что в первые годы создания сети радиационно-экологического мониторинга в регионе размещения АЭС «Руппур» акцент в исследованиях был сделан на оценку рационов питания местного населения продуктами, полученными с наземных (аграрных) экосистем.

Отбор проб компонентов водных экосистем, их подготовку к измерениям и непосредственно измерения проводили согласно разработанному регламенту (табл. 2) по аттестованным методикам в аккредитованных лабораториях ФГБНУ «Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии»: на радионуклиды — в испытательной лаборатории радиационного контроля (аттестат аккредитации RA.RU.21AD81); на тяжёлые металлы и физико-химические показатели — в испытательной лаборатории (аттестат аккредитации RA.RU.513078).

Для оценки содержания радионуклидов в объектах окружающей среды использовали: низкофоновый гамма-спектрометрический комплекс с детектором ДКДК-100В; радиометр альфа- и бета-излучения спектрометрического типа Quantulus 1220; жидкосцинтилляционный спектрометр Tri-Carb 4810TR; спектрометр энергии гамма-излучения ГАММА-1П на два измерительных тракта с полупроводниковыми детекторами из особо чистого германия (EG&G ORTEC, США); многоканальный анализатор Desktop InSpector 1270 на базе полупроводникового детектора из особо чистого германия (Canberra Industries, Inc., США); спектрометр энергии гамма-излучения Accuspec с полупроводниковым детектором из особо чистого германия на базе криостата интегрального типа (Canberra Industries, Inc., США). Относительная погрешность измерения активности радионуклидов составляла 6–35 % в зависимости от используемого прибора и метода измерения.

Таблица 2. Регламент радиационно-экологического мониторинга водных экосистем в зоне воздействия АЭС «Руппур»**Table 2.** Regulations of radioecological monitoring of freshwater ecosystems in the vicinity of Rooppur NPP

Компонент водной экосистемы	Периодичность отбора	Определяемые загрязнители		
		Радионуклиды	Тяжёлые металлы	Органические вещества
Вода поверхностная, подземная	1 раз в сезон (4 раза в год)	^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^3H , ^{90}Sr , ^{137}Cs	As, Hg, Cd, Ni, Co, Sr, Zn, Cu, Cr, Mn, Fe, Al	бензпирен, фенолы, нефтепродукты, хлорорганические пестициды, полихлорированные бифенилы
Донные отложения	1 раз в год		As, Hg, Cd, Ni, Co, Zn, Cu, Cr, Mn, Pb, Fe, Al	
Высшая водная растительность	1 раз в год	^3H , ^{90}Sr , ^{137}Cs	As, Hg, Cd, Ni, Co, Zn, Cu, Cr, Mn, Pb, Fe, Al, Sr, Se, Mo, Sb, V, Li, Cs	–
Рыба	1 раз в год			

Тяжёлые металлы в объектах окружающей среды определяли атомно-абсорбционным и плазменно-эмиссионным методами. Для измерений использовали аксиальный атомно-эмиссионный (оптический) спектрометр с атомизацией проб в индуктивно-связанной плазме Liberty II (Varian, Австралия — США), а также спектрометр «КВАНТ.З.ЭТА-1» с приставкой ГРГ-3. Для подготовки образцов к измерениям применены методы как сухого, так и мокрого озоления с помощью микроволновой системы MARS-5 (СЕМ, США).

Органические загрязнители определяли флуориметрическим методом на анализаторе жидкости «Флюорат-02» по следующим методикам и нормативно-методическим документам: бензпирен — ISO 28540-2011, фенолы — ПНД Ф 14.1:2:4.182-02 (издание 2010 г.), нефтепродукты — ПНД Ф 14.1:2:4.128-98 (издание 2012 г.).

Оценку качества компонентов водных экосистем осуществляли, сопоставляя результаты измерений с данными нормативных документов в области радиационной и экологической безопасности, а также с кларковым содержанием токсикантов или с региональным фоном, который устанавливали по литературным данным.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

При отборе проб поверхностных и подземных вод в регионе АЭС «Руппур» определяли их физико-химические показатели многопараметрическим прибором оценки качества воды U-52 (табл. 3).

Средняя температура воды в р. Падма с апреля по август варьировала в пределах +28...+30 °С; минимальным значение было в декабре (+24 °С). Водородный показатель (рН) поверхностных вод находился в среднем на уровне 7,5–8,5. Окислительно-восстановительный потенциал воды р. Падма составлял 149–158 мВ. Удельная электропроводность водных проб была на уровне 0,30–0,37 мкСм·см⁻¹. Средние показатели мутности воды р. Падма в период небольшого количества осадков составляли 92–93 ЕМФ; в период муссонов (август) они существенно повышались (до 335 ЕМФ) из-за большого стока почвы в реку с дождевыми водами. Содержание растворённого кислорода в поверхностной воде колебалось в пределах 11–13 мг·л⁻¹. Взвешенные вещества в пробах воды находились в диапазоне 13–43 мг·л⁻¹, а общая минерализация (сухой остаток) составляла 130–195 мг·л⁻¹. Общая жёсткость воды р. Падма колебалась в пределах 4,0–5,5 ммоль·л⁻¹.

Таблица 3. Физико-химические показатели поверхностных и подземных вод в регионе АЭС «Руппур» в момент отбора проб (числитель — среднее; знаменатель — мин.–макс.)**Table 3.** Physical and chemical indicators of surface water and groundwater in the vicinity of Rooppur NPP at sampling time (numerator is the mean; denominator is min.–max.)

Показатель	Период отбора проб			
	Август 2014 г.	Апрель 2015 г.	Декабрь 2016 г.	Июнь 2017 г.
Поверхностная вода				
Температура, °С	$\frac{27,9}{27,0-29,0}$	$\frac{28,8}{27,9-30,1}$	$\frac{24,2}{23,4-24,8}$	$\frac{29,8}{29,0-31,0}$
Водородный показатель (рН)	$\frac{7,5}{7,2-8,2}$	$\frac{8,5}{7,2-9,5}$	$\frac{8,1}{7,4-8,5}$	$\frac{8,1}{7,8-8,5}$
Окислительно-восстановительный потенциал, мВ	Данные отсутствуют	$\frac{148,8}{63,0-247,0}$	$\frac{158,1}{111,0-237,0}$	Данные отсутствуют
Удельная электропроводность, мкСм·см ⁻¹	$\frac{0,37}{0,31-0,40}$	$\frac{0,31}{0,26-0,43}$	$\frac{0,31}{0,30-0,34}$	$\frac{0,30}{0,28-0,31}$
Мутность, ЕМФ	$\frac{335,5}{279,6-426,9}$	$\frac{92,7}{14,8-294,8}$	$\frac{92,6}{66,0-143,0}$	Данные отсутствуют
Растворённый кислород, мг·л ⁻¹	Данные отсутствуют	$\frac{13,0}{6,4-13,8}$	$\frac{11,1}{7,1-12,5}$	$\frac{12,0}{11,1-13,4}$
Взвешенные вещества, мг·л ⁻¹	Данные отсутствуют	$\frac{31,1}{5,0-80,0}$	$\frac{42,5}{0,4-109,0}$	$\frac{13,1}{2,2-77,4}$
Общая минерализация (сухой остаток), мг·л ⁻¹	$\frac{131,0}{112,0-150,0}$	$\frac{177,9}{158,0-249,0}$	$\frac{195,3}{11,4-395,0}$	$\frac{160,9}{108,0-198,0}$
Жёсткость общая, ммоль·л ⁻¹	$\frac{4,1}{3,4-5,0}$	$\frac{5,2}{4,4-7,4}$	$\frac{5,5}{5,0-5,8}$	$\frac{4,0}{3,8-4,4}$
Подземная (питьевая) вода				
Водородный показатель (рН)	$\frac{7,1}{6,9-7,2}$	Отбор проб не проводили	$\frac{7,3}{7,1-7,9}$	$\frac{7,2}{6,9-7,4}$
Взвешенные вещества, мг·л ⁻¹	$\frac{62,7}{33,3-92,0}$		Данные отсутствуют	$\frac{32,4}{5,8-78,2}$
Общая минерализация (сухой остаток), мг·л ⁻¹	$\frac{396,0}{337,0-454,0}$		$\frac{382,3}{175,0-498,0}$	$\frac{375,5}{258,0-466,0}$
Жёсткость общая, ммоль·л ⁻¹	$\frac{12,63}{7,8-15,3}$		$\frac{17,8}{14,8-18,9}$	$\frac{10,8}{8,1-13,9}$

Водородный показатель (рН) подземных вод был несколько ниже, чем рН поверхностных, и находился на уровне 7,1–7,3. Количество взвешенных веществ в подземных водах оказалось выше такового в поверхностных и составило в среднем 32–63 мг·л⁻¹, что связано, по всей видимости, с состоянием водопроводной системы региона исследований. Показатель общей минерализации в подземной воде варьировал в диапазоне 375–395 мг·л⁻¹, а общей жёсткости — на уровне 11–18 ммоль·л⁻¹, что оказалось в 2–3 раза выше аналогичных характеристик поверхностных вод. Это обусловлено составом поверхностных вод р. Падма, основа которых — талые воды ледников гор и дождевая вода.

В исследуемых образцах воды в регионе размещения АЭС «Руппур» содержание органических загрязнителей было достаточно низким. В 2014–2017 гг. бензпирен в пробах воды зоны наблюдения был на уровне менее 0,01 мкг·л⁻¹. Содержание фенолов в пробах варьировало в диапазоне 1,3–3,5 мкг·л⁻¹, а нефтепродуктов — 0,01–0,043 мг·л⁻¹. Содержание хлорорганических пестицидов и полихлорированных бифенилов в пробах воды оказалось ниже порога их обнаружения приборами.

При анализе катионно-анионного состава донных отложений отмечено, что в образцах отсутствовал карбонат-ион, который определяется в водной вытяжке при pH = 8,4. В полученных результатах максимальное значение pH находилось на уровне 8,2 (при среднем 7,8), поэтому был определён только бикарбонат-ион (табл. 4).

Таблица 4. Катионно-анионный состав донных отложений р. Падма (числитель — среднее; знаменатель — мин.–макс.)

Table 4. Cation-anion composition of bottom sediments of the Padma River (numerator is the mean; denominator is min.–max.)

Катионы, мл-экв·(100 г) ⁻¹		Анионы, мл-экв·(100 г) ⁻¹	
Ca ⁺	$\frac{9,7}{0,7-43,3}$	Cl ⁻	$\frac{1,0}{0,5-2,1}$
Mg ⁺	$\frac{3,6}{0,3-14,9}$	NO ³⁻	$\frac{3,2}{1,3-4,4}$
Na ⁺	$\frac{1,1}{0,1-2,9}$	Бикарбонат-ион	$\frac{0,4}{0,04-0,6}$
K ⁺	$\frac{0,4}{0,02-2,5}$	F ⁻ , мкг·кг ⁻¹	$\frac{7,4}{5,8-9,7}$
NH ₄ ⁺	$\frac{0,02}{0,01-0,04}$	I ⁻ , мкг·кг ⁻¹	$\frac{25,9}{5-71}$

Гранулометрический состав донных отложений в разные годы исследований был достаточно стабилен и характеризовался: песками — 77,9 % (при широкой вариабельности от 7,7 до 97,1 %); пылью — 19,0 % (при разбросе значений от 2,9 до 71,0 %); глиной — 3,1 % (диапазон данных — от 0,1 до 27,1 %). Очень низкое содержание аммония в донных отложениях было обусловлено как отсутствием органического вещества, так и минимальным содержанием глинистых минералов. Способность донных отложений фиксировать аммоний проявляется при наличии глины с трёхслойной кристаллической решёткой, особенно вермикулита. Нитраты не входят в состав малорастворимых соединений и не поглощаются отрицательно заряженными коллоидами донных отложений. Поскольку представленные для анализа образцы донных отложений лёгкого гранулометрического состава характеризовались очень низким содержанием органического вещества, концентрация в них нитратов оказалась крайне мала.

В ходе полевых исследований 2014–2017 гг. определён видовой состав водной и прибрежно-водной флоры в 30-км зоне наблюдения АЭС «Руппур», включая р. Падма и водоёмы, расположенные за пределами влияния реки. Всего выявлено 79 таксонов; это немного, если учитывать потенциальное разнообразие региональной флоры [17]. Макрофиты представлены 5 видами из 3 семейств макроскопических водорослей, 1 видом папоротника и 73 видами из 63 родов и 35 семейств сосудистых растений. Для водной и прибрежно-водной флоры ведущими по числу таксонов являются следующие семейства: Poaceae (13 таксонов), Leguminosae (5), Polygonaceae (5), Cyperaceae (4), Potamogetonaceae (4), Asteraceae (3). В семействах Amaranthaceae, Araceae, Hydrocharitaceae, Lemnaceae, Najadaceae, Pontederiaceae, Rubiaceae, Scrophulariaceae, Typhaceae и Verbenaceae обнаружено по два вида, в остальных — по одному. Подобный набор ведущих семейств в целом характерен для приречных и переувлажнённых местообитаний региона [23]. В спектре жизненных форм водной и прибрежно-водной флоры абсолютно доминируют травянистые однолетники (51 %) и многолетники (43 %); доли остальных жизненных форм — по 1–3 %. Такое соотношение закономерно с учётом нестабильности водного режима реки, регулярного размывания прибрежной зоны и высокой антропогенной нагрузки на водную экосистему р. Падма [21]. Преимущество здесь получают однолетники, успевающие закончить жизненный

цикл до наступления муссонного периода, и корневищные многолетники. Зоны разного удаления от АЭС по особенностям растительного покрова различаются мало, так как имеют практически идентичные экологические условия местообитаний, характеризующиеся сильной эрозией береговой линии, что сильно ограничивает набор видов и сообществ. Необходимо отметить, что при планировании мониторинговых наблюдений с целью оценки состояния водной и прибрежно-водной растительности р. Падма следует учитывать, что весна и лето — наиболее подходящие периоды для исследования, позволяющие максимально полно выявить видовое и ценоотическое разнообразие.

До начала эксплуатации АЭС радионуклиды поступают в поверхностные воды из атмосферных выпадений. Радиоактивные вещества, попадающие в водоёмы, быстро перераспределяются и обычно накапливаются в донных отложениях, бентосе, водной флоре и ихтиофауне. Анализ содержания природных и техногенных радионуклидов в компонентах водной экосистемы р. Падма показал, что оно было достаточно низким и в целом соответствовало глобальному радиационному фону как до возведения АЭС (2014–2015), так и после начала строительных работ на площадке (2016–2017). Объёмная активность в водах р. Падма основного радиологически значимого ^{137}Cs за весь период наблюдений не превышала $0,18 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ при среднем $0,07 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ (табл. 4). Содержание ^{90}Sr в поверхностных водах было в среднем на уровне $0,02\text{--}0,12 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$.

Тритий (^3H) — один из наиболее подвижных радионуклидов, который находится преимущественно в воде, поэтому в природных условиях водный поток может переносить его на большие расстояния. Значения объёмной активности трития в воде р. Падма в зоне наблюдения АЭС «Руппур» были, по данным исследований 2014–2017 гг., в пределах $0,8\text{--}2,1 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$. За глобальный природный фон ^3H в воде принимают величину, равную $(2,2 \pm 0,7) \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$, а за техногенный фон — $5 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$. Таким образом, содержание трития в поверхностных водах вблизи АЭС «Руппур» ниже среднего общемирового значения, при этом концентрация данного радионуклида на три порядка ниже уровня вмешательства ($7600 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ по НРБ-99/2009). По ^{90}Sr и ^{137}Cs отмечена аналогичная картина. Согласно НРБ-99/2009, уровни вмешательства при содержании в воде этих техногенных радионуклидов составляют: ^{90}Sr — $4,9 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$; ^{137}Cs — $11 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$. Результаты мониторинга показали, что объёмная активность техногенных радионуклидов в воде исследуемого участка р. Падма ниже уровня вмешательства по ^{90}Sr в 40 раз, а по ^{137}Cs — в 60. В работе [29] по определению уровней радиоактивности на площадке и в районе предполагаемого размещения АЭС «Руппур», проведённой специалистами Комиссии по атомной энергии Бангладеш (Bangladesh Atomic Energy Commission) в 2009 г., представлены результаты измерения содержания естественных радионуклидов ^{238}U , ^{232}Th и ^{40}K в пробах воды. Их объёмные активности варьировали от $0,11$ до $0,21 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ для ^{238}U , от $0,13$ до $0,30 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ — для ^{232}Th , от $0,30$ до $0,47 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ — для ^{40}K . Наши исследования 2014–2017 гг. показали, что существенных изменений в фоновом содержании естественных радионуклидов в воде р. Падма не произошло (табл. 5).

Анализ результатов измерений содержания естественных радионуклидов в пробах донных отложений р. Падма в регионе АЭС «Руппур» показал, что за весь период наблюдений (2014–2017) повышенного уровня их удельной активности не обнаружено. Так, максимальные значения составили: ^{40}K — $852 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$; ^{226}Ra — $122 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$; ^{232}Th — $211 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ (табл. 5). Содержание техногенных радионуклидов также было невысоким. Средняя удельная активность ^{90}Sr в пробах донных отложений варьировала в диапазоне $0,5\text{--}1,8 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$, а ^{137}Cs — $0,8\text{--}2,1 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$. Удельная активность трития в пробах донных отложений составляла менее $3 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$, за исключением трёх проб (Т-8, Т-9 и Т-10), отобранных выше по течению р. Падма от места размещения АЭС «Руппур» на расстоянии $15\text{--}20 \text{ км}$ в 2017 г. В этих трёх пробах отмечены повышенные значения трития — в диапазоне $12\text{--}30 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$. Они были отобраны на мелководных участках и, по всей видимости,

в этом районе в январе — мае 2017 г. был осуществлён сброс загрязняющих веществ, содержащих в небольших концентрациях данный радионуклид и осевших в донные отложения. В пробах донных отложений декабря 2016 г. повышенного содержания трития обнаружено не было, а значит, вероятный сброс произошёл в 2017 г. до июня. Выявленные концентрации трития в донных отложениях не являются аномально высокими. В то же время данный факт требует дополнительного изучения для определения возможного источника загрязнения. Исследований по содержанию радионуклидов в донных отложениях р. Падма в районе строительства АЭС «Руппур» ранее не проводили, но в 2016 г. была опубликована работа о концентрации естественных радионуклидов в донных отложениях р. Брахмапутра, являющейся по расположению и размерам схожей с р. Падма [26]. По данным этих исследований, среднее содержание ^{232}Th и ^{40}K в донных отложениях составило (113 ± 5) и (1002 ± 43) Бк·кг $^{-1}$ сухой массы соответственно; эти значения сопоставимы с полученными нами результатами. Содержание в водной растительности радионуклидов природного и техногенного происхождения является чрезвычайно низким. По данным наиболее представительной выборки 2017 г., включающей 19 образцов, удельная активность ^{90}Sr в пробах водной растительности варьировала в диапазоне 0,4–3,9 Бк·кг $^{-1}$, а ^{137}Cs — 0,4–1,0 Бк·кг $^{-1}$ сырой массы.

Таблица 5. Содержание радионуклидов в компонентах водной экосистемы р. Падма в регионе АЭС «Руппур», Бк·кг $^{-1}$ (Бк·л $^{-1}$) (числитель — среднее; знаменатель — мин.–макс.)

Table 5. Radionuclide content in components of freshwater ecosystem of the Padma River in the vicinity of Rooppur NPP, Bq·kg $^{-1}$ (Bq·L $^{-1}$) (numerator is the mean; denominator is min.–max.)

Период отбора проб	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th	^{90}Sr	^{137}Cs	^3H
Поверхностные воды						
2014	< 1,5	< 0,5	< 0,5	$\frac{0,12}{0,01-0,39}$	$\frac{0,07}{0,02-0,18}$	$\frac{1,03}{0,8-1,29}$
2015	< 1,1	< 0,4	< 0,4	$\frac{0,03}{0,01-0,05}$	< 0,05	$\frac{1,15}{0,77-2,05}$
2016	$\frac{1,05}{0,48-1,77}$	$\frac{0,16}{0,1-0,31}$	$\frac{0,18}{0,1-0,3}$	$\frac{0,06}{0,01-0,21}$	< 0,07	< 3
2017	$\frac{2,54}{1,19-6,99}$	< 0,2	< 0,4	$\frac{0,02}{0,01-0,04}$	$\frac{0,07}{0,03-0,11}$	< 3
Донные отложения						
2014	$\frac{735}{570-820}$	$\frac{48,5}{42-51}$	$\frac{59,5}{44-71}$	$\frac{1,79}{1,5-2,19}$	$\frac{2,1}{0,5-4,2}$	< 3
2015	$\frac{582}{369-721}$	$\frac{47,1}{14,9-121}$	$\frac{71,2}{34,5-136}$	$\frac{0,96}{0,36-1,98}$	$\frac{1,46}{0,6-3,2}$	< 3
2016	$\frac{494}{340-710}$	$\frac{43,2}{21,4-82}$	$\frac{66,8}{24,7-137}$	$\frac{1,54}{0,09-3,53}$	$\frac{0,75}{0,25-1,4}$	< 3
2017	$\frac{569}{350-852}$	$\frac{61,4}{24,8-122}$	$\frac{96,6}{21,5-211}$	$\frac{0,45}{0,2-0,99}$	$\frac{1,26}{0,5-2,83}$	$\frac{20,3}{12,2-30,8}$
Высшая водная растительность						
2014	Данные отсутствуют	Данные отсутствуют	Данные отсутствуют	$\frac{3,19}{2,51-3,54}$	$\frac{2,23}{1,8-2,6}$	< 3
2015	$\frac{621}{253-1090}$	$\frac{21,9}{19,2-24,6}$	$\frac{49,9}{31,5-68,3}$	$\frac{1,58}{0,91-2,18}$	1,1	< 3
2016	134,5	< 1,2	< 1,4	9,7	< 0,3	< 3
2017	$\frac{742,6}{347-1431}$	$\frac{21,8}{8,7-41,7}$	$\frac{38,3}{17,1-70,3}$	$\frac{1,91}{0,38-3,89}$	$\frac{0,73}{0,4-1,0}$	< 3

При оценке состояния водных экосистем с точки зрения радиационной безопасности важно проанализировать содержание радионуклидов в компонентах рациона питания населения (питьевая вода и рыба) из региона размещения АЭС и сравнить полученные данные с международными и российскими нормативами, регламентирующими годовое поступление радиоактивных веществ в организм человека. В питьевой воде объёмная активность нормируемых радионуклидов колебалась в следующих диапазонах: ^{137}Cs — 0,03–0,27 Бк·л⁻¹ (в 40 раз ниже уровня вмешательства по НРБ-99/2009); ^{90}Sr — 0,01–0,16 Бк·л⁻¹ (в 30 раз ниже); ^3H — 0,4–1,2 Бк·л⁻¹ (более чем в 6 тыс. раз ниже уровня вмешательства) (табл. 6).

Для ^{226}Ra и ^{232}Th разница с уровнями вмешательства по НРБ-99/2009 составила 2–3 раза. Исследования по содержанию радионуклидов в питьевой воде в регионе АЭС «Руппур» проводили ещё в 1998 г. [14]. В районе поселений Куштия и Раджшахи в тот период содержание ^{232}Th в питьевой воде находилось на уровне 0,25–0,27 Бк·л⁻¹, а ^{40}K — 7,95–8,52 Бк·л⁻¹. Результаты по ^{232}Th , полученные в ходе радиоэкологического мониторинга 2014–2017 гг., хорошо коррелируют с данными этой работы; по ^{40}K они несколько ниже.

Таблица 6. Содержание радионуклидов в питьевой воде и рыбе в регионе размещения АЭС «Руппур», Бк·кг⁻¹ (Бк·л⁻¹) (числитель — среднее; знаменатель — мин.–макс.)

Table 6. Radionuclide content in drinking water and fish in the vicinity of Rooppur NPP, Bq·kg⁻¹ (Bq·L⁻¹) (numerator is the mean; denominator is min.–max.)

Период отбора проб	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th	^{90}Sr	^{137}Cs	^3H
Подземная (питьевая) вода						
2014	< 1,3	< 0,2	< 0,11	$\frac{0,07}{0,02-0,16}$	$\frac{0,05}{0,03-0,08}$	$\frac{0,92}{0,42-1,18}$
2016	$\frac{0,9}{0,6-1,1}$	$\frac{0,28}{0,11-0,71}$	$\frac{0,24}{0,2-0,33}$	$\frac{0,03}{0,01-0,07}$	0,27	< 3
2017	1,02	< 0,2	< 0,11	$\frac{0,042}{0,041-0,043}$	$\frac{0,05}{0,03-0,06}$	< 3
Норматив ¹	–	0,49	0,60	4,9	11	7600
Рыба						
2016	$\frac{110}{103-120}$	< 1,2	< 1,2	$\frac{0,6}{0,03-1,55}$	< 0,4	–
2017	$\frac{95}{78-124}$	< 1,4	< 2,4	$\frac{0,13}{0,02-0,24}$	$\frac{0,28}{0,26-0,30}$	–
Норматив ²	–	–	–	100	1000	–
Норматив ³	–	–	–	100*	130*	–

Примечание:

¹ СанПиН 2.6.1.2523-09 Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009);

² Codex Alimentarius. General Standard for Contaminants and Toxins in Food and Feed;

³ СанПиН 2.3.2.1078-01 Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов (с изменениями на 06.07.2011);

* исключая сушёную рыбу.

Note:

¹ SanPiN 2.6.1.2523-09 Radiation Safety Standards (NRB-99/2009);

² Codex Alimentarius. General Standard for Contaminants and Toxins in Food and Feed;

³ SanPiN 2.3.2.1078-01 Hygiene Requirements for Safety and Nutritional Value of Food Products (as amended on 06.07.2011);

* excluding dried fish.

Рыбу из р. Падма в регионе размещения АЭС «Руппур» для оценки на содержание радионуклидов отбирали в 2016–2017 гг., причём в 2017 г. выборка была достаточно представительной — 14 образцов разных видов. Нормирование радиационной безопасности человека при употреблении в пищу рыбы проводят в международных и российских документах по двум наиболее радиологически значимым радионуклидам — ^{90}Sr и ^{137}Cs (табл. 6). Удельная активность ^{90}Sr в рыбе в период наблюдений варьировала в диапазоне 0,02–1,6 Бк·кг⁻¹, что более чем в 60 раз ниже российских и международных нормативов. Содержание ^{137}Cs было в пределах 0,26–0,3 Бк·кг⁻¹, что более чем в 400 раз ниже российских нормативов и более чем в 3 тыс. раз — международных. В целом можно заключить, что содержание радионуклидов в питьевой воде и рыбе в регионе размещения АЭС «Руппур» не превышает значений, которые оговорены требованиями, предъявляемыми международными стандартами и российскими санитарно-гигиеническими нормативами к данным видам рациона питания населения.

Вторым направлением мониторинговых исследований стала оценка содержания тяжёлых металлов в компонентах водных экосистем в регионе АЭС «Руппур». Анализ данных четырёхлетних наблюдений за уровнями загрязнения вод р. Падма показал, что по ряду тяжёлых металлов в различные сезоны года наблюдаются повышенные концентрации, большая часть которых приурочена к августу (2014) — периоду муссонов. Так, мышьяк, относящийся к I классу опасности, поступает в поверхностные воды естественным образом из горных пород и отложений в результате связанных биогеохимических и гидрологических процессов, причём на некоторые из них в настоящее время влияет деятельность человека [16]. Особенно это актуально для сезона муссонных дождей. Рекомендуемый Всемирной организацией здравоохранения (далее — ВОЗ) [18], Агентством по защите окружающей среды США [4] и российскими нормативами предел содержания As в воде составляет 10 мкг·л⁻¹. Принимая в расчёт рекомендации ВОЗ и российские предельно допустимые концентрации (далее — ПДК), мы можем заключить, что только в 2014 г. наблюдалось превышение нормативов по мышьяку в воде р. Падма. В другие периоды содержание As в поверхностной воде находилось на уровне 0,9–3,6 мкг·л⁻¹ при среднем значении 2,6. Ртуть в 2014 г. не измеряли. В другие годы концентрация Hg в воде р. Падма была гораздо ниже российских нормативов (табл. 7).

Максимально допустимая концентрация кадмия (II класс опасности) в питьевой воде, установленная ВОЗ, составляет 3 мкг·л⁻¹ [18]; российские ПДК — 1 мкг·л⁻¹. По результатам мониторинговых исследований, только в 2014 г. зарегистрировано превышение допустимого уровня ВОЗ и российских ПДК в 3–9 раз в воде по Cd (как и в случае с As). По данным работы [10], содержание кадмия в пробах воды было очень низким (≤ 1 мкг·л⁻¹, следовая концентрация), что близко с результатами наших исследований в другие периоды года. Такие уровни Cd считаются безопасными для орошения [32]. Схожие низкие концентрации кадмия обнаружены в пробах воды других рек Бангладеш: Буриганга, Тураг и Шиталакшья [7 ; 19].

Среднее содержание никеля (II класс опасности) в воде р. Падма за четыре года наблюдений варьировало от 1,7 до 19,5 мкг·л⁻¹, что не превышает ПДК для хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования (табл. 7). В 2017 г. показатели по Ni в воде были выше российских нормативов для рыбохозяйственного водопользования, но оставались безопасными для использования воды для орошения по рекомендациям FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Продовольственная и сельскохозяйственная организация ООН) (200 мкг·л⁻¹) [32]. По данным других исследований в Бангладеш, концентрация никеля в пробах воды р. Буриганга колеблется от 7,2 до 10,3 мкг·л⁻¹ [7], что соответствует уровням, определённым в ходе мониторинга в регионе АЭС «Руппур». В работе [19] изучали тяжёлые металлы в водах р. Каратоа и отметили, что содержание Ni находится в диапазоне 9,3–66,0 мкг·л⁻¹,

что несколько выше значений, полученных для региона р. Падма. По кобальту и стронцию, также относящимся ко II классу опасности, превышений нормативов в воде р. Падма за весь период наблюдений не выявлено.

Таблица 7. Валовое содержание тяжёлых металлов в водах р. Падма в районе размещения АЭС «Руппур», мкг·л⁻¹ (числитель — среднее; знаменатель — мин.–макс.)

Table 7. Heavy metals gross content in surface water of the Padma River in the vicinity of Rooppur NPP, µg·L⁻¹ (numerator is the mean; denominator is min.–max.)

Элемент	Период отбора проб				ПДК*	ПДК**
	2014	2015	2016	2017		
I класс опасности						
As	$\frac{59,0}{10,04-170,11}$	$\frac{0,96}{0,42-2,53}$	$\frac{2,19}{1,27-3,84}$	$\frac{3,58}{2,93-5,56}$	10	–
Hg	–	$\frac{5,9 \cdot 10^{-3}}{3,7 \cdot 10^{-3}-1,5 \cdot 10^{-2}}$	$\frac{1,03 \cdot 10^{-2}}{6 \cdot 10^{-3}-2,3 \cdot 10^{-2}}$	$\frac{9,35 \cdot 10^{-4}}{1,1 \cdot 10^{-5}-2,8 \cdot 10^{-3}}$	0,5	–
II класс опасности						
Cd	$\frac{8,97}{0,1-34,7}$	$\frac{0,08}{0,001-0,21}$	$\frac{0,08}{0,01-0,18}$	$\frac{0,6}{0,2-1,2}$	1	–
Ni	$\frac{5,84}{1,29-8,97}$	$\frac{1,67}{0,19-6,47}$	$\frac{4,05}{1,26-8,23}$	$\frac{19,5}{7,2-42,4}$	20	10
Co	$\frac{3,6}{3,0-4,2}$	$\frac{0,2}{0,1-0,5}$	$\frac{2,6}{1,6-3,9}$	$\frac{1,5}{0,3-2,8}$	100	–
Sr	$\frac{103,8}{71,0-165,0}$	$\frac{48,3}{9,3-67,0}$	$\frac{135,5}{102,2-154,6}$	–	7000	–
III класс опасности						
Zn	$\frac{15,7}{10,3-18,8}$	$\frac{0,9}{0,1-3,7}$	$\frac{17,4}{6,0-75,9}$	$\frac{8,9}{4,5-15,5}$	1000	10
Cu	$\frac{6,5}{1,1-13,4}$	$\frac{0,4}{0,06-1,25}$	$\frac{3,3}{1,4-7,9}$	$\frac{7,7}{2,7-18,5}$	1000	1
Cr	$\frac{2,6}{1,0-4,8}$	$\frac{0,5}{0,04-0,97}$	$\frac{2,8}{1,6-9,1}$	$\frac{3,97}{1,0-7,4}$	50	20
Mn	$\frac{180,2}{16,0-386,7}$	$\frac{1,7}{0,1-12,4}$	$\frac{51,9}{27,9-84,9}$	$\frac{22,8}{7,4-97,9}$	100	10
Fe	$\frac{102,0}{11,3-280,9}$	$\frac{27,2}{0,99-250,1}$	$\frac{223,3}{119,1-831,4}$	$\frac{198,7}{95,1-355,1}$	300	100
Al	$\frac{151,8}{113,3-382,3}$	$\frac{28,9}{0,2-244,4}$	$\frac{252,4}{52,0-595,2}$	$\frac{211,1}{128,9-358,9}$	200	–

Примечание:

* ГН 2.1.5.1315-03 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования: гигиенические нормативы;

** Нормативы качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативы предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения. Утверждены 13.12.2016 приказом № 552 Министерства сельского хозяйства РФ.

Note:

* GN 2.1.5.1315-03 Threshold Limit Values (TLV) of Chemicals in the Water of Water Bodies of Domestic, Drinking, and Cultural-Domestic Water Use: Hygiene Standards;

** Water Quality Standards for Water Bodies of Fishery Importance, Including Standards for Threshold Limit Values (TLV) of Harmful Substances in the Waters of Water Bodies of Fishery Value. Approved on 13.12.2016 by order No. 552 of the Ministry of Agriculture of the Russian Federation.

Содержание цинка (III класс опасности) в воде р. Падма было в 2015 г. минимальным ($0,94 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$) и существенно более низким, чем значения остальных лет (табл. 7). Между тем зарегистрированные максимальные концентрации Zn в образцах были намного меньше допустимого предела для орошения ($2000 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$) [37] и российских нормативов ($1000 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$). Результаты исследований на р. Тураг, представленные в работе [10], показали, что образцы воды содержали Zn в диапазоне $60\text{--}300 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ со средним значением $100 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$. Концентрация цинка в пробах воды р. Буриганга [27] варьировала от 220 до $260 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$. Эти значения выше, чем данные мониторинга в р. Падма в регионе АЭС «Руппур». В работе [20] исследовали воды р. Балугу; там содержание Zn колебалось от 8,39 до $76,86 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$, что сопоставимо с результатами наших исследований.

Максимальная концентрация меди в водах р. Падма в среднем достигала $7,7 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ в 2017 г. (табл. 7). По данным других исследований, содержание Cu в пробах воды р. Тураг варьировало от ≤ 1 до $90 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ со средним значением $46 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ [10]. В работе [12] отмечено, что концентрация меди в пробах этой же реки варьировала от 10 до $70 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$, что выше результатов, полученных в ходе мониторинга региона АЭС «Руппур». Содержание Cu в пробах воды р. Дхалесвари колебалось от 98,4 до $188,1 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ [6], что также было больше, чем в воде р. Падма.

Содержание хрома в образцах воды р. Падма было достаточно стабильным в течение четырёх лет наблюдений (табл. 7). Только в апреле 2015 г. отмечено некоторое снижение концентрации Cr, возможно ввиду особенностей гидрологического режима реки, поскольку в указанный сезон уровень воды в ней значительно ниже, чем в период муссонов. В исследованиях других авторов [10] показано, что содержание хрома в водах рек Бангладеш было выше допустимых уровней и составляло от 0,23 до $0,47 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ со средним значением 0,32. Такие концентрации Cr превышают ПДК на порядок. Загрязнение речной воды хромом было обусловлено, вероятно, стоками кожевенной и текстильной промышленности. Аналогичные результаты представлены в работах [7 ; 19], в которых отмечено, что среди концентраций тяжёлых металлов в пробах воды городских рек Буриганга, Тураг и Шиталакшья самыми высокими были концентрации хрома.

Концентрация марганца в водах р. Падма варьировала от 0,1 до $386,7 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ в течение четырёх лет наблюдений (табл. 7). Среднее содержание этого тяжёлого металла ($180 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$) в 2014 г. было выше, чем в остальные годы мониторинга ($1,7\text{--}51,9 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$), что связано, по всей видимости, с муссонным периодом. Максимально допустимый предел концентрации Mn в питьевой воде, установленный ВОЗ, составляет $500 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$, а Бангладешским центром перспективных исследований (Bangladesh Centre for Advanced Studies) — $100 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ [18 ; 37]. Таким образом, во все годы данного исследования, кроме 2014 г., уровни содержания марганца в воде р. Падма были в несколько раз ниже, чем рекомендованные ВОЗ и Бангладешским центром перспективных исследований. В работе [28] показано, что в 2010 г. в районе Моханпур содержание Mn в поверхностных водах варьировало от 0,9 до $2,86 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$, что в среднем на порядок ниже данных мониторинга 2014–2017 гг. В публикации [10] отмечены концентрации марганца в речной воде на уровне $350\text{--}920 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ (среднее значение — $530 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$). Вероятно, Mn в загрязнённых речных водах появился от сбросов предприятий химической и текстильной промышленности. Эти значения превышают допустимые уровни содержания марганца при использовании воды для орошения (по рекомендациям [32], $200 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$). Обнаруженные в работе [20] данные о концентрации Mn в большинстве проб воды р. Балугу ($28,3\text{--}730,8 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$) сопоставимы со значениями, полученными в настоящем исследовании. В [39] показано, что содержание марганца в пробах воды р. Каратоа варьировало от следовых концентраций до $320 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$, что соответствует уровню значений, полученных нами для поверхностных вод региона размещения АЭС «Руппур».

Содержание железа в водах р. Падма, по данным мониторинга 2014–2017 гг. (табл. 7), в среднем составляло $0,03\text{--}0,2\text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ (при максимуме $0,8\text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$) и не превышало ПДК для хозяйственно-питьевого и культурно-бытового использования ($0,3\text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$). Между тем во все годы нашего исследования, кроме 2015 г., концентрация Fe в воде была больше значений ПДК для рыбохозяйственного использования ($0,1\text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$). В работе [10] показано, что содержание железа в пробах воды некоторых рек Бангладеш варьирует от 0,8 до $14,8\text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ со средним значением $4,6\text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$. В ряде образцов данного исследования концентрация Fe была выше приемлемого предела ($5,00\text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$) [37]. Загрязнение железом речной воды, возможно, было обусловлено сбросами предприятий фармацевтической, кожевенной и текстильной промышленности. В исследовании [5] отмечено, что содержание Fe в воде р. Тураг находилось в диапазоне от 0,78 до $6,33\text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$; эти значения гораздо выше результатов мониторинга вод р. Падма в 2014–2017 гг.

Анализ данных по содержанию алюминия в воде р. Падма за весь период наблюдений показал, что почти в половине образцов его концентрация выше ПДК (табл. 7). Наибольшее значение — $595\text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$, что превышает ПДК в 3 раза. Источниками поступления Al в речную систему также являются сбросы многочисленных промышленных предприятий, пренебрегающих экологической безопасностью технологий производства.

Ввиду отсутствия нормативных документов, регламентирующих ПДК тяжёлых металлов в донных отложениях, использован метод сравнения полученных значений с официально установленными ПДК химических веществ в почве (ГН 2.1.7.2041-06; ГН 2.1.7.2511-09). Содержание в донных отложениях всех тяжёлых металлов в 2014 г. оказалось выше значений, зарегистрированных в остальные годы мониторинга, что связано, по всей видимости, с большим стоком почвы в р. Падма в период муссонов (табл. 8).

Таблица 8. Валовое содержание тяжёлых металлов в донных отложениях р. Падма в регионе АЭС «Руппур», $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ (сухой массы) (числитель — среднее; знаменатель — мин.–макс.)

Table 8. Heavy metals gross content in bottom sediments of the Padma River in the vicinity of Rooppur NPP, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (dry weight) (numerator is the mean; denominator is min.–max.)

Элемент	Период отбора проб				ПДК*	ПДК**
	2014	2015	2016	2017		
As	$\frac{73,3}{46,2\text{--}91,6}$	$\frac{1,2}{0,9\text{--}1,7}$	$\frac{0,5}{0,2\text{--}1,1}$	$\frac{3,3}{2,2\text{--}6,0}$	2,0	2,0
Hg	$\frac{1,24\cdot 10^{-2}}{6,3\cdot 10^{-3}\text{--}2,1\cdot 10^{-2}}$	$\frac{8,24\cdot 10^{-3}}{4,4\cdot 10^{-3}\text{--}1,2\cdot 10^{-2}}$	$\frac{7,4\cdot 10^{-3}}{3,2\cdot 10^{-3}\text{--}1,3\cdot 10^{-2}}$	$\frac{5,99\cdot 10^{-3}}{7\cdot 10^{-4}\text{--}1,8\cdot 10^{-2}}$	2,1	–
Cd	$\frac{2,7}{1,7\text{--}3,3}$	$\frac{1,3}{0,6\text{--}2,5}$	$\frac{0,22}{0,04\text{--}0,9}$	$\frac{0,21}{0,02\text{--}1,6}$	–	0,5
Ni	$\frac{29,4}{24,2\text{--}34,0}$	$\frac{17,1}{5,3\text{--}35,1}$	$\frac{10,7}{4,4\text{--}32,4}$	$\frac{17,8}{5,6\text{--}39,0}$	–	20,0
Co	$\frac{20,6}{15,7\text{--}23,3}$	$\frac{3,9}{1,7\text{--}6,9}$	$\frac{8,8}{4,8\text{--}16,4}$	$\frac{8,9}{4,1\text{--}15,9}$	–	–
Zn	$\frac{73,3}{45,1\text{--}88,8}$	$\frac{21,2}{7,8\text{--}52,3}$	$\frac{77,3}{20,7\text{--}190,0}$	$\frac{200,7}{27,2\text{--}582,8}$	–	55,0
Cu	$\frac{23,4}{17,8\text{--}27,1}$	$\frac{9,5}{1,5\text{--}20,2}$	$\frac{6,9}{2,4\text{--}29,3}$	$\frac{6,1}{0,7\text{--}19,0}$	–	33,0
Cr	–	$\frac{9,8}{3,8\text{--}18,3}$	$\frac{25,4}{16,2\text{--}55,3}$	$\frac{23,9}{11,5\text{--}51,8}$	–	–
Mn	$\frac{602,5}{505,0\text{--}701,0}$	$\frac{411,7}{140,0\text{--}935,0}$	$\frac{388,9}{150,0\text{--}902,0}$	$\frac{406,2}{163,0\text{--}928,0}$	1500	–

Продолжение на следующей странице...

Элемент	Период отбора проб				ПДК*	ПДК**
	2014	2015	2016	2017		
Pb	$\frac{25,4}{21,5-28,4}$	$\frac{3,6}{0,3-7,5}$	$\frac{17,3}{12,8-22,6}$	$\frac{16,4}{11,4-48,5}$	32,0	32,0
Fe	$\frac{3,2 \cdot 10^4}{2,6 \cdot 10^4-3,5 \cdot 10^4}$	$\frac{1,7 \cdot 10^4}{7,2 \cdot 10^3-3,5 \cdot 10^4}$	$\frac{1,8 \cdot 10^4}{1,0 \cdot 10^4-3,5 \cdot 10^4}$	$\frac{2,0 \cdot 10^4}{1,0 \cdot 10^4-3,7 \cdot 10^4}$	–	–
Al	$\frac{4,8 \cdot 10^4}{3,7 \cdot 10^4-6,6 \cdot 10^4}$	$\frac{9,9 \cdot 10^3}{3,2 \cdot 10^3-2,1 \cdot 10^4}$	$\frac{3,8 \cdot 10^4}{3,1 \cdot 10^4-5,4 \cdot 10^4}$	$\frac{4,3 \cdot 10^4}{3,3 \cdot 10^4-6,3 \cdot 10^4}$	–	–

Примечание:

* ГН 2.1.7.2041-06 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве: гигиенические нормативы;

** ГН 2.1.7.2511-09 Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве: гигиенические нормативы.

Note:

* GN 2.1.7.2041-06 Threshold Limit Values (TLV) of Chemicals in the Soil: Hygiene Standards;

** GN 2.1.7.2511-09 Approximate Permissible Concentrations (APC) of Chemicals in the Soil: Hygiene Standards.

Например, средние концентрации мышьяка в 2014 г. превышали его ПДК в почве более чем в 35 раз и коррелировали с данными по содержанию его в поверхностных водах р. Падма. Высокая концентрация As в донных отложениях может быть связана и с антропогенной деятельностью — работой предприятий по выпуску удобрений и пестицидов, содержащих мышьяк [8]; обработкой древесины с использованием арсената меди [33]; кожевенным производством [13].

Средняя концентрация Cd в донных отложениях в 2014 и 2015 гг. составляла 2,7 и 1,3 мг·кг⁻¹ соответственно, что превышало ориентировочно допустимую концентрацию (далее — ОДК) в 1,5–2,5 раза. В последующие годы она снизилась до приемлемых уровней.

Результаты, полученные при определении содержания свинца в донных отложениях (3,6–25,4 мг·кг⁻¹), были ниже данных, представленных в работе [9], где средняя концентрация Pb составляла 38,33 и 49,04 мг·кг⁻¹ в течение летнего и зимнего периодов соответственно. Такое высокое содержание свинца в донных отложениях может быть связано с воздействием точечных и неточечных источников загрязнения вблизи района проведения исследований: использованием этилированного бензина и нефти; промышленными стоками; работой сталелитейных заводов и предприятий, производящих химикаты, электронику, кабели, масла, шины, цемент [38].

Содержание Zn в донных отложениях во все годы, кроме 2015 г., также превышало ОДК.

Содержание тяжёлых металлов в высшей водной растительности р. Падма варьировало в разные годы наблюдений (табл. 9). Так, в декабре 2016 г. отмечены сравнительно низкие их концентрации, что можно объяснить временем года, когда вегетационная деятельность растений значительно замедляется.

В работе [11] сравнивали уровни содержания тяжёлых металлов в водных растениях с безопасными уровнями в наземных растениях, приведёнными в [22]. По этим данным, концентрации тяжёлых металлов в водной растительности не превышают пороговых значений их содержания в наземных растениях.

Средние значения содержания ТМ в образцах питьевой воды сравнивали с российскими ПДК, со стандартами ВОЗ и США и с нормативами Республики Бангладеш. Так, мышьяк (I класс опасности) является подвижным элементом в окружающей среде и может циркулировать в различных формах через атмосферу, воду и почву. В 2014 г. отмечено превышение всех нормативов (ВОЗ, США, РФ — 10 мкг·л⁻¹; Бангладеш — 50 мкг·л⁻¹) по среднему содержанию мышьяка в питьевой воде региона АЭС «Руппур» (табл. 10).

В работе [28] концентрации мышьяка в подземных водах варьировали от 2,08 до 3,16 мкг·л⁻¹ в разных местах отбора проб. Это соответствует нашим данным мониторинга 2016–2017 гг.

В публикации [36] отмечено, что уровни Cd (II класс опасности) в подземных водах ряда регионов Бангладеш варьируют от 6 до 13 мкг·л⁻¹, т. е. превышают пределы, установленные стандартами Бангладеш, ВОЗ и США (5, 3 и 5 мкг·л⁻¹ соответственно). Значения концентраций кадмия в питьевой воде 30-км зоны наблюдения АЭС «Руппур», полученные в ходе мониторинга, не превышают международных стандартов, однако в некоторых из образцов содержание Cd было выше российских ПДК (табл. 10).

Таблица 9. Содержание тяжёлых металлов в высшей водной растительности реки Падма в регионе АЭС «Руппур», мг·кг⁻¹ (сухой массы) (числитель — среднее; знаменатель — мин.–макс.)

Table 9. Heavy metals content in higher aquatic vegetation of the Padma River in the vicinity of Rooppur NPP, mg·kg⁻¹ (dry weight) (numerator is the mean; denominator is min.–max.)

Элемент	Период отбора проб			
	2014	2015	2016	2017
As	$\frac{1,6}{1,1-2,1}$	$\frac{1,8}{0,5-2,7}$	0,04	$\frac{0,9}{0,1-2,6}$
Hg	$\frac{1,1 \cdot 10^{-2}}{9,1 \cdot 10^{-3}-1,2 \cdot 10^{-2}}$	$\frac{1,4 \cdot 10^{-2}}{9,6 \cdot 10^{-3}-1,8 \cdot 10^{-2}}$	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$\frac{5,9 \cdot 10^{-4}}{2 \cdot 10^{-4}-2 \cdot 10^{-3}}$
Cd	$\frac{0,2}{0,2-0,3}$	$\frac{0,8}{0,1-1,2}$	0,02	$\frac{0,2}{0,01-0,4}$
Ni	$\frac{3,3}{1,2-7,2}$	$\frac{8,2}{0,7-12,3}$	0,13	$\frac{4,2}{0,2-16,7}$
Co	$\frac{0,4}{0,2-0,8}$	$\frac{1,1}{0,1-1,8}$	0,04	$\frac{1,3}{0,04-7,0}$
Zn	$\frac{16,3}{13,2-19,9}$	$\frac{15,3}{10,5-22,9}$	9,7	$\frac{10,6}{1,9-33,1}$
Cu	$\frac{17,1}{15,6-18,5}$	$\frac{11,2}{0,96-19,3}$	0,7	$\frac{5,1}{1,2-12,4}$
Cr	$\frac{2,2}{1,3-3,8}$	$\frac{4,7}{0,7-6,2}$	1,3	$\frac{2,5}{0,6-10,3}$
Mn	$\frac{171,7}{122,0-200,0}$	$\frac{954,5}{213,0-1492,0}$	42,6	$\frac{259,5}{15,8-770,0}$
Pb	$\frac{1,8}{1,4-2,1}$	$\frac{1,8}{0,1-3,1}$	0,7	$\frac{2,1}{0,01-15,3}$
Fe	$\frac{1153,7}{391-2523}$	$\frac{6194}{210-9026}$	1209	$\frac{2999,3}{163-15010}$
Al	$\frac{1668,3}{457,0-3547,0}$	$\frac{7210,5}{185,0-11458,0}$	48,1	$\frac{1862,7}{36,5-9918}$
Sr	$\frac{40,3}{34,5-49,3}$	$\frac{54,2}{3,6-95,1}$	3,2	$\frac{55,6}{8,8-102}$
Se	$\frac{2,6}{1,8-4,0}$	$\frac{13,8}{2,6-22,2}$	1,58	$\frac{22,1}{2,3-61,0}$
Mo	$\frac{1,1}{0,8-1,5}$	$\frac{0,9}{0,7-1,2}$	0,14	$\frac{1,2}{0,1-3,5}$
Sb	$\frac{0,4}{0,2-0,5}$	–	0,11	$\frac{1,5}{0,2-7,4}$
V	$\frac{1,5}{0,8-2,6}$	$\frac{7,6}{0,2-10,7}$	0,19	$\frac{4,1}{0,1-21,4}$
Li	–	$\frac{6,7}{0,2-10,1}$	0,16	$\frac{2,6}{0,2-15,2}$
Cs	–	$\frac{0,31}{0,03-0,5}$	0,52	$\frac{0,5}{0,2-1,9}$

Таблица 10. Валовое содержание тяжёлых металлов в питьевой воде в регионе АЭС «Руппур», $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ (числитель — среднее; знаменатель — мин.–макс.)

Table 10. Heavy metals gross content in drinking water of the Padma River in the vicinity of Rooppur NPP, $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (numerator is the mean; denominator is min.–max.)

Элемент	Период отбора проб			ПДК*
	2014	2016	2017	
I класс опасности				
As	$\frac{80,5}{14,2-136,6}$	$\frac{3,5}{0,96-8,1}$	$\frac{4,4}{0,5-13,3}$	10
Hg	–	$\frac{9,7\cdot 10^{-3}}{5\cdot 10^{-3}-1,3\cdot 10^{-2}}$	$\frac{1,2\cdot 10^{-2}}{1,9\cdot 10^{-3}-3,02\cdot 10^{-2}}$	0,5
II класс опасности				
Cd	$\frac{0,2}{0,1-0,4}$	$\frac{0,1}{0,02-0,3}$	$\frac{0,8}{0,2-1,5}$	1
Ni	1,01	$\frac{1,74}{0,3-3,8}$	$\frac{14,7}{11,3-18,7}$	20
Co	< 3	$\frac{0,74}{0,4-1,2}$	$\frac{1,95}{0,9-2,7}$	100
Sr	$\frac{197,7}{39,0-355,0}$	$\frac{338,1}{294,9-383,4}$	–	7000
III класс опасности				
Zn	< 30	$\frac{8,9}{3,7-23,8}$	$\frac{10,3}{4,0-16,5}$	1000
Cu	< 1	$\frac{2,02}{0,1-9,0}$	$\frac{2,9}{1,1-6,2}$	1000
Cr	$\frac{2,1}{1,8-2,4}$	$\frac{0,96}{0,64-1,43}$	$\frac{2,8}{2,3-3,5}$	50
Mn	$\frac{225,5}{52,1-398,9}$	$\frac{484,9}{197,8-1036,3}$	$\frac{492,3}{374,5-579,7}$	100
Fe	$\frac{35,9}{3,2-68,6}$	$\frac{251,1}{63,7-594,9}$	$\frac{136,9}{23,9-291,7}$	300
Al	$\frac{50,6}{5,8-95,4}$	$\frac{190,3}{73,9-336,8}$	$\frac{120,6}{85,3-147,0}$	200

Примечание: * ГН 2.1.5.1315-03 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования: гигиенические нормативы.

Note: * GN 2.1.5.1315-03 Threshold Limit Values (TLV) of Chemicals in the Water of Water Bodies of Domestic, Drinking, and Cultural-Domestic Water Use: Hygiene Standards.

Концентрация Mn (III класс опасности) в подземных водах региона АЭС «Руппур» в течение всего периода наблюдений варьировала от 52 до 1036 $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$. Максимально допустимый предел содержания марганца в питьевой воде составляет 0,1 $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$ (согласно нормативам Бангладеш, РФ и ВОЗ [18 ; 37]). Следовательно, во всех пробах питьевой воды 2016–2017 гг. концентрация Mn превышала верхний предел, установленный международными и российскими стандартами. Исследования, проведённые в [28], показали, что содержание марганца в подземных водах в районе Моханпур находилось в диапазоне 0,72–3,66 $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ (среднее значение — 1,83 $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$), что значительно ниже, чем в 30-км зоне АЭС «Руппур». Превышения нормативов по Mn связаны, по всей видимости, с плохим состоянием водопроводной системы артезианских скважин в районе строящейся АЭС.

Концентрации остальных тяжёлых металлов существенно не превышали международные и национальные стандарты.

Значения содержания тяжёлых металлов в рыбе р. Падма, зафиксированные при мониторинге 2016–2017 гг., оказались ниже российских ПДК (табл. 11) и были частично сопоставимы с результатами исследований на р. Буриганга [25].

Таблица 11. Содержание тяжёлых металлов в рыбе р. Падма в регионе АЭС «Руппур», мг·кг⁻¹ (числитель — среднее; знаменатель — мин.–макс.)

Table 11. Heavy metals content in fish of the Padma River in the vicinity of Rooppur NPP, mg·kg⁻¹ (numerator is the mean; denominator is min.–max.)

Элемент	Период отбора проб	
	2016	2017
As (1,0*)	$\frac{0,011}{0,005-0,02}$	$\frac{0,012}{0,001-0,03}$
Hg (0,3)	$\frac{0,011}{0,004-0,019}$	$\frac{6,98 \cdot 10^{-3}}{6 \cdot 10^{-5}-1,99 \cdot 10^{-2}}$
Cd (0,2)	$\frac{0,011}{0,003-0,032}$	$\frac{0,02}{0,002-0,075}$
Pb (1,0)	$\frac{0,3}{0,15-0,55}$	$\frac{0,22}{0,03-0,6}$
Ni	$\frac{0,94}{0,4-1,6}$	$\frac{0,7}{0,2-1,3}$
Co	$\frac{0,03}{0,01-0,07}$	$\frac{0,04}{0,006-0,11}$
Zn	$\frac{7,71}{3,77-10,7}$	$\frac{7,3}{4,4-16,2}$
Cu	$\frac{1,42}{0,16-3,12}$	$\frac{1,2}{0,03-4,5}$
Cr	$\frac{1,6}{0,8-2,2}$	$\frac{0,4}{0,1-0,6}$
Mn	$\frac{0,5}{0,12-1,02}$	$\frac{0,4}{0,07-1,03}$
Fe	$\frac{8,8}{2,9-13,1}$	$\frac{14,1}{7,5-28,3}$
Al	$\frac{4,8}{3,6-5,9}$	$\frac{3,6}{1,6-8,7}$
Sr	$\frac{1,3}{0,7-1,9}$	$\frac{2,4}{0,7-4,7}$
Se	$\frac{1,13}{0,12-2,24}$	$\frac{1,96}{0,8-3,5}$
Mo	$\frac{0,15}{0,08-0,35}$	$\frac{0,4}{0,13-1,01}$
Sb	$\frac{0,6}{0,2-1,3}$	$\frac{0,9}{0,23-2,23}$
V	$\frac{0,15}{0,05-0,3}$	$\frac{0,26}{0,06-0,5}$
Li	$\frac{0,03}{0,006-0,12}$	$\frac{0,008}{0,002-0,018}$
Cs	$\frac{0,11}{0,01-0,24}$	$\frac{0,1}{0,02-0,4}$

Примечание: * СанПиН 2.3.2.1078-01 Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов (с изменениями на 06.07.2011).

Note: * SanPiN 2.3.2.1078-01 Hygiene Requirements for Safety and Nutritional Value of Food Products (as amended on 06.07.2011).

По данным этой работы, содержание Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, и Pb в некоторых образцах превышало ПДК в рыбе, рекомендуемые FAO/ВОЗ. Результаты мониторинга в регионе АЭС «Руппур» показывают, что в отдельных пробах рыбы концентрация Mn была несколько выше стандарта FAO [31], а содержание Sb в ряде образцов превышало значения, рекомендуемые FAO/ВОЗ [15]. Эти металлы не представляют канцерогенную опасность, но их комбинированное воздействие может негативно влиять на здоровье человека.

Заключение. Основываясь на результатах проведённого в 2014–2017 гг. радиационно-экологического мониторинга водных экосистем в 30-км зоне АЭС «Руппур», мы можем прийти к выводу, что экологическая обстановка исследуемой территории в целом является благополучной. Её определяют как климатические особенности региона, так и антропогенное влияние.

Показано, что содержание в поверхностных и подземных водах органических загрязнителей находится ниже или на уровне порога их обнаружения приборами (бензпирен — менее $0,01 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$; фенолы — $1,3\text{--}3,5 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$; нефтепродукты — $0,01\text{--}0,043 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$). Объёмная активность в водах р. Падма ^{137}Cs за весь период наблюдений не превышала $0,18 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ при среднем значении $0,07$. Содержание ^{90}Sr находилось в диапазоне $0,02\text{--}0,12 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$, а ^3H — $0,8\text{--}2,1 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$. Средняя удельная активность ^{90}Sr в донных отложениях варьировала от $0,5$ до $1,8 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$, а ^{137}Cs — от $0,8$ до $2,1 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$. Удельная активность ^3H в донных отложениях составляла менее $3 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$, за исключением трёх проб в 2017 г. ($12\text{--}30 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$), что обусловлено, по всей видимости, локальным загрязнением. Удельная активность ^{90}Sr в высшей водной растительности была на уровне $0,4\text{--}3,9 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$, а ^{137}Cs — $0,4\text{--}1,0 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$. В питьевой воде объёмная активность нормируемых радионуклидов колебалась в следующих диапазонах: ^{137}Cs — $0,03\text{--}0,27 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$; ^{90}Sr — $0,01\text{--}0,16 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$; ^3H — $0,4\text{--}1,2 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$. Удельная активность ^{90}Sr в рыбе варьировала от $0,02$ до $1,6 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$. Содержание ^{137}Cs в рыбе находилось в пределах $0,26\text{--}0,3 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$.

Несколько хуже обстоит дело в регионе исследования с загрязнением водных экосистем тяжёлыми металлами, что обусловлено сбросами токсикантов промышленными предприятиями. Содержание As в воде р. Падма находится на уровне $0,9\text{--}3,6 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ при среднем $2,6$. Концентрация Ni варьирует от $1,7$ до $19,5 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$. Максимальное содержание Cu в водах р. Падма за период наблюдений достигало $7,7 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$. Концентрация Mn варьировала в диапазоне $1,7\text{--}51,9 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$. Содержание в поверхностных водах Fe в среднем составляло $0,03\text{--}0,2 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ (при максимуме $0,8 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$). Анализ данных по концентрации Al в воде р. Падма показал, что почти в половине образцов его содержание превышало ПДК; наибольшее значение составило $595 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$, что в 3 раза выше ПДК. Среднее содержание As в донных отложениях превышало его ПДК в почве более чем в 35 раз и коррелировало с данными по концентрации его в поверхностных водах р. Падма. Среднее содержание Cd в донных отложениях составляло $1,3\text{--}2,7 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$, что выше ОДК почв в $1,5\text{--}2,5$ раза. Концентрация Pb в донных отложениях варьировала в диапазоне $3,6\text{--}25,4 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$. В отдельные годы наблюдений отмечено превышение содержания As в питьевой воде региона АЭС «Руппур». Концентрация Mn в подземных водах в течение всего периода наблюдений варьировала от 52 до $1036 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$. Во всех пробах питьевой воды 2016–2017 гг. содержание Mn превышало верхний предел, установленный международными и российскими стандартами.

Заложенная сеть мониторинга позволит регистрировать изменение ситуации в зоне воздействия АЭС «Руппур» и выявлять влияние работы атомной электростанции на экологическую обстановку в регионе, включая Бенгальский залив Индийского океана. Результаты, полученные в ходе выполнения радиоэкологических исследований компонентов водных экосистем, дадут возможность оценить дозовые нагрузки на человека и гидробионтов за счёт техногенно изменённого фона в регионе.

Работа выполнена при поддержке Российского научного фонда (грант № 18-19-00016).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. СП 151.13330.2012 *Инженерные изыскания для размещения, проектирования и строительства АЭС. Ч. I. Инженерные изыскания для разработки предпроектной документации (выбор пункта и выбор площадки размещения АЭС)*. Москва, 2013. 187 с. [SP 151.13330.2012 *Inzhenernye izyskaniya dlya razmeshcheniya, proektirovaniya i stroitel'stva AES. Ch. I. Inzhenernye izyskaniya dlya razrabotki predproektnoi dokumentatsii (vybor punkta i vybor ploshchadki razmeshcheniya AES)*. Moscow, 2013, 187 p. (in Russ.)]
2. СП 151.13330.2012 *Инженерные изыскания для размещения, проектирования и строительства АЭС. Ч. II. Инженерные изыскания для разработки проектной и рабочей документации и сопровождения строительства*. Москва, 2013. 155 с. [SP 151.13330.2012 *Inzhenernye izyskaniya dlya razmeshcheniya, proektirovaniya i stroitel'stva AES. Ch. II. Inzhenernye izyskaniya dlya razrabotki proektnoi i rabochei dokumentatsii i soprovozhdeniya stroitel'stva*. Moscow, 2013, 155 p. (in Russ.)]
3. СП 2.6.1.2612-10 *Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ 99/2010). Санитарные правила и нормы*. Москва, 2010. 83 с. [SP 2.6.1.2612-10 *Osnovnye sanitarnye pravila obespecheniya radiatsionnoi bezopasnosti (OSPORB 99/2010). Sanitarnye pravila i normativy*. Moscow, 2010, 83 p. (in Russ.)]
4. *2018 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories Tables*. Washington DC, USA : U. S. Environmental Protection Agency, 2018, 12 p.
5. Afrin R., Mia M. Y., Akter S. Investigation of heavy metals (Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, and Fe) of the Turag River in Bangladesh. *Journal of Environmental Science and Natural Resources*, 2014, vol. 7, no. 2, pp. 133–136. <https://doi.org/10.3329/jesnr.v7i2.22221>
6. Ahmed M. K., Ahamed S., Rahman S., Haque M. R., Islam M. M. Heavy metals concentration in water, sediments and their bioaccumulations in some freshwater fishes and mussel in Dhaleshwari River, Bangladesh. *Terrestrial and Aquatic Environmental Toxicology*, 2009, vol. 3, no. 1, pp. 33–41.
7. Ahmed M. K., Islam S., Rahman S., Haque M. R., Islam M. M. Heavy metals in water, sediment and some fishes of Buriganga River, Bangladesh. *International Journal of Environmental Research*, 2010, vol. 4, iss. 2, pp. 321–332. <https://dx.doi.org/10.22059/ijer.2010.24>
8. Ahmed M. K., Shaheen N., Islam M. S., Al-Mamun M. H., Islam S., Islam M. M., Kundu G. K., Bhattacharjee L. A comprehensive assessment of arsenic in commonly consumed foodstuffs to evaluate the potential health risk in Bangladesh. *Science of the Total Environment*, 2016, vol. 544, pp. 125–133. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.133>
9. Ali M. M., Ali M. L., Islam S., Rahman Z. Preliminary assessment of heavy metals in water and sediment of Karnaphuli River, Bangladesh. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 2016, vol. 5, pp. 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2016.01.002>
10. Arefin M. T., Rahman M. M., Wahid-U-Zzaman M., Kim J.-E. Heavy metal contamination in surface water used for irrigation: Functional assessment of the Turag River in Bangladesh. *Journal of Applied Biological Chemistry*, 2016, vol. 59, iss. 1, pp. 83–90. <https://doi.org/10.3839/jabc.2016.015>
11. Bai L., Liu X.-L., Hu J., Li J., Wang Z.-L., Han G., Li S.-L., Liu C.-Q. Heavy metal accumulation in common aquatic plants in rivers and lakes in the Taihu basin. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2018, vol. 15, no. 12, art. 2857 (12 p). <https://doi.org/10.3390/ijerph15122857>
12. Bakali B., Mia M. Y., Zakir H. M. Water quality evaluation of Tongi area in Bangladesh: An impact of industrialization. *Journal of Chemical Biological and Physical Sciences*, 2014, vol. 4, no. 2, pp. 1735–1752.
13. Bhuiyan M. A. H., Suruvi N. I., Dampare S. B., Islam M. A., Quraishi S. B., Ganyaglo S., Suzuki S. Investigation of the possible sources of heavy metal contamination in lagoon and canal water in the tannery industrial area in Dhaka, Bangladesh. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2011, vol. 175, iss. 1–4, pp. 633–649. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1557-6>

14. Chakraborty S. R., Mollah A. S., Begum A., Ahmad G. U. Radioactivity in drinking water of Bangladesh. *Japanese Journal of Health Physics*, 2005, vol. 40, no. 2, pp. 191–201. <https://doi.org/10.5453/jhps.40.191>
15. *Codex Alimentarius. General Standard for Contaminants and Toxins in Food and Feed (CODEX STAN 193-1995)*. Adopted in 1995. Revised in 1997, 2006, 2008, 2009. Amendment 2010, 2012, 2013, 2014, 2015. FAO/WHO, 2015, 59 p.
16. Fendorf S., Michael H. A., van Geen A. Spatial and temporal variations of groundwater arsenic in South and Southeast Asia. *Science*, 2010, vol. 328, iss. 5982, pp. 1123–1127. <https://doi.org/10.1126/science.1172974>
17. *Fourth National Report to the Convention on Biological Diversity: Biodiversity National Assessment and Programme of Action 2020* / Ministry of Environment and Forests, Government of Bangladesh, Dhaka. Bangladesh, 2010, 112 p.
18. *Guidelines for Drinking-water Quality: Fourth Edition Incorporating First Addendum*. Geneva : World Health Organization, 2017, 541 p.
19. Islam M. S., Ahmed M. K., Raknuzzaman M., Mamun M. H. A., Islam M. K. Heavy metal pollution in surface water and sediment: A preliminary assessment of an urban river in a developing country. *Ecological Indicators*, 2015, vol. 48, pp. 282–291. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.016>
20. Islam M. Z., Noori A., Islam R., Azim M. A., Quraishi S. B. Assessment of the contamination of trace metal in Balu River water, Bangladesh. *Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 2012, vol. 4, no. 14, pp. 242–249.
21. Islam S. N., Singh S., Shaheed H., Wei S. Settlement relocations in the char-lands of Padma River basin in Ganges delta, Bangladesh. *Frontiers of Earth Science in China*, 2010, vol. 4, iss. 4, pp. 393–402. <https://doi.org/10.1007/s11707-010-0122-5>
22. Kabata-Pendias A. *Trace Elements in Soils and Plants*. 4th edition. Boca Raton, FL, USA : CRC Press ; Taylor & Francis Group, 2010, 548 p. <https://doi.org/10.1201/b10158>
23. Kaisar M. I., Adhikary R. K., Dutta M., Bhovmik S. Diversity of aquatic weeds of Noakhali Sadar in Bangladesh. *American Journal of Scientific and Industrial Research*, 2016, vol. 7, no. 5, pp. 117–128.
24. Karim R., Karim M. E., Muhammad-Sukki F., Abu-Bakar S. H., Bani N. A., Munir A. B., Kabir A. I., Ardila-Rey J. A., Mas'ud A. A. Nuclear energy development in Bangladesh: A study of opportunities and challenges. *Energies*, 2018, vol. 11, no. 7, art. 1672 (15 p.). <https://doi.org/10.3390/en11071672>
25. Kawser A., Baki M. A., Kundu G. K., Islam S., Islam M., Hossain M. Human health risks from heavy metals in fish of Buriganga River, Bangladesh. *SpringerPlus*, 2016, vol. 5, art. 1697 (12 p.). <https://doi.org/10.1186/s40064-016-3357-0>
26. Khalil I., Majumder R. K., Kabir Z., Deeba F., Khan N. I., Ali I., Paul D., Haydar A., Islam S. M. A. Assessment of natural radioactivity levels and identification of minerals in Brahmaputra (Jamuna) River sand and sediment, Bangladesh. *Radiation Protection and Environment*, 2016, vol. 39, iss. 4, pp. 204–211. <https://doi.org/10.4103/0972-0464.199980>
27. Mohiuddin K. M., Ogawa Y., Zakir H. M., Otomo K., Shikazono N. Heavy metals contamination in water and sediments of an urban river in a developing country. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 2011, vol. 8, iss. 4, pp. 723–736. <https://doi.org/10.1007/BF03326257>
28. Molla M. A., Saha N., Salam S. A., Rakib-uz-Zaman M. Surface and groundwater quality assessment based on multivariate statistical techniques in the vicinity of Mohanpur, Bangladesh. *International Journal of Environmental Health Engineering*, 2015, vol. 4, iss. 1, art. 18 (9 p.). <https://doi.org/10.4103/2277-9183.157717>
29. Mollah A. S., Chakraborty S. R. Radioactivity and radiation levels in and around the proposed nuclear power plant site at Rooppur. *Japanese Journal of Health Physics*, 2009, vol. 44, iss. 4, pp. 408–413. <https://doi.org/10.5453/jhps.44.408>
30. *National Sustainable Development Strategy (2010–2021)* / General Economics Division, Planning Commission ; Government of the People's Republic of Bangladesh. Bangladesh, 2013, 144 p.
31. Nauen C. E. *Compilation of Legal Limits for Hazardous Substances in Fish and Fishery Products*. Rome : FAO, 1983, 102 p. (FAO Fisheries Circular ; no. 764).
32. Pescod M. B. *Wastewater Treatment and Use in Agriculture – FAO Irrigation and Drainage Paper 47*. Rome : FAO, 1992, 156 p.

33. Pravin U. S., Trivedi P., Ravindra M. M. Sediment heavy metal contaminants in Vasai Creek of Mumbai: Pollution impacts. *American Journal of Chemistry*, 2012, vol. 2, no. 3, pp. 171–180. <https://doi.org/10.5923/j.chemistry.20120203.13>
34. *Programmes and Systems for Source and Environmental Radiation Monitoring*. Vienna : International Atomic Energy Agency, 2010, 232 p. (Safety Reports Series ; no. 64).
35. Rahman M. A., Huda M. Study of the seasonal variations in physicochemical and biological aspects of the Padma River at Paturia Ghat, Manikganj. *Jahangirnagar University Environmental Bulletin*, 2012, vol. 1, pp. 55–66. <https://doi.org/10.3329/jueb.v1i0.14548>
36. Saha N., Zaman M. Concentration of selected toxic metals in groundwater and some cereals grown in Shibganj area of Chapai Nawabganj, Rajshahi, Bangladesh. *Current Science*, 2011, vol. 101, no. 3, pp. 427–431.
37. Sharif M. I., Hannan M. A. *Guide to the Environmental Conservation Act 1995 and Rules 1997* / Bangladesh Centre for Advanced Studies (BCAS). Dhaka, Bangladesh, 1999.
38. Shikazono N., Tatewaki K., Mohiuddin K. M., Nakano T., Zakir H. M. Sources, spatial variation, and speciation of heavy metals in sediments of the Tamagawa River in Central Japan. *Environmental Geochemistry and Health*, 2012, vol. 34, no. 1, pp. 13–26. <https://doi.org/10.1007/s10653-011-9409-z>
39. Zakir H. M., Rahman M. M., Rahman A., Ahmed I., Hossain M. A. Heavy metals and major ionic pollution assessment in waters of midstream of the River Karatoa in Bangladesh. *Journal of Environmental Science and Natural Resources*, 2012, vol. 5, no. 2, pp. 149–160.

**COMPREHENSIVE RADIOECOLOGICAL MONITORING
OF FRESHWATER ECOSYSTEMS
IN THE VICINITY OF ROOPPUR NPP (PEOPLE'S REPUBLIC OF BANGLADESH)***

**R. A. Mikailova¹, D. N. Kurbakov¹, E. V. Sidorova¹, I. V. Geshel¹,
N. V. Andreeva¹, Yu. V. Sorokin², and A. V. Panov¹**

¹Russian Institute of Radiology and Agroecology, Obninsk, Russian Federation

²Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography, Moscow, Russian Federation

E-mail: riar@mail.ru

The paper presents experience of developing and maintaining a system of radioecological monitoring of freshwater ecosystems in the vicinity of Rooppur Nuclear Power Plant (Bangladesh). Components of freshwater ecosystems in the zone of NPP impact are both very informative for determining the environmental state and very important for conducting economic activities. Therefore, the issue of assessing and predicting quality of freshwater ecosystems in the vicinity of NPP is relevant for ensuring radiation and environmental safety. During the studies, we developed a detailed monitoring program; selected observation points for the state of surface water and groundwater at different distances from Rooppur NPP; determined monitoring objects (water, bottom sediments, higher aquatic vegetation, and fish), list of parameters to be studied, observation regulation, methods, and regulatory and technical support. Among the indicators controlled we considered the following ones: physicochemical properties of water and bottom sediments; radionuclide content of components of freshwater ecosystems including natural (⁴⁰K, ²²⁶Ra, and ²³²Th) and technogenic (⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, and ³H) radionuclides; and content of 19 heavy metals, as well as chemical pollutants. Monitoring studies were conducted in 2014–2017, considering climatic peculiarities of the region at different periods of the year. Radionuclides in environmental objects were determined by spectrometry and radiochemistry; heavy metals – by atomic absorption and plasma emission analysis methods. It was established that higher aquatic vegetation in the Padma River is found not in all seasons. In December, it was almost absent. The maximum species diversity was registered in June. Differences between surface water and groundwater in the vicinity of Rooppur NPP were distinguished for several physical and chemical characteristics. Values of drinking water total mineralization and hardness were higher than that of surface

*The materials of the article were presented at the Readings in memory of Academician G. G. Polikarpov "Radiochemoecology: Progress and Prospects" (Sevastopol, IBSS, 2019).

water by 2–3 times. This is due to Padma River water composition, the basis of which is meltwater and rainwater. Organic pollutants content in surface water and groundwater was below detection limits or at minimum ones (benzopyrene – less than $0.01 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; phenols – $1.3\text{--}3.5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; and petroleum products – $0.01\text{--}0.043 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Activity concentration of ^{137}Cs in Padma River water did not exceed $0.18 \text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ (with a mean of $0.07 \text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$) during the observation period. The content of ^{90}Sr was $0.02\text{--}0.12 \text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$, and the concentration of ^3H varied in the range of $0.8\text{--}2.1 \text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$. Mean specific activity of ^{90}Sr in bottom sediments was $0.5\text{--}1.8 \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, and ^{137}Cs – $0.8\text{--}2.1 \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Specific activity of ^3H in bottom sediments was less than $3 \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, except for 3 samples in 2017 ($12\text{--}30 \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$), which was most likely due to a local pollution. Specific activity of ^{90}Sr in higher aquatic vegetation was $0.4\text{--}3.9 \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, and ^{137}Cs – $0.4\text{--}1.0 \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. In drinking water, activity concentrations of radionuclides were as follows: ^{137}Cs – $0.03\text{--}0.27 \text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$; ^{90}Sr – $0.01\text{--}0.16 \text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$; ^3H – $0.4\text{--}1.2 \text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$. Specific activity of ^{90}Sr in fish was $0.02\text{--}1.6 \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. The content of ^{137}Cs in fish was $0.26\text{--}0.3 \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Analysis of monitoring data on heavy metal levels in components of freshwater ecosystems in the vicinity of Rooppur NPP showed that for a number of elements their increased concentrations were recorded, most of which belong to monsoon season. In Padma River surface water, a repeating increase in As, Cd, Mn, and Al concentrations was noted, and in bottom sediments – an increase in As, Cd, Ni, Co, and Zn content, which was associated with anthropogenic impact and increasing runoff of pollutants during monsoon rains. Repeatedly increased As and Mn concentrations were noted in drinking water of Rooppur NPP 30-km zone. In separate samples, there was an increase in Fe and Al content. This might be due to both natural peculiarities of the region (relatively high As content in aquifers) and the state of water supply systems. Obtained results and developed network of radioecological monitoring of freshwater ecosystems would make it possible to register a change in the situation and to identify impact of Rooppur NPP operation on human population and the environment.

Keywords: Bangladesh, Rooppur NPP, water resources, freshwater ecosystems, Padma River, drinking water, radioecological monitoring, radionuclides, heavy metals, chemical pollution

УДК [504.42.054:546.36](265.5)

ОЦЕНКА СОДЕРЖАНИЯ ^{137}Cs В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ ДАЛЬНЕВОСТОЧНЫХ МОРЕЙ ПО РЕЗУЛЬТАТАМ ЭКСПЕДИЦИОННЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ 2018 ГОДА*

© 2020 г. О. Н. Мирошниченко, А. А. Параскив

Федеральный исследовательский центр «Институт биологии южных морей
имени А. О. Ковалевского РАН», Севастополь, Российская Федерация

E-mail: oksaniya_89@mail.ru

Поступила в редакцию 30.12.2019; после доработки 18.09.2020;
принята к публикации 21.09.2020; опубликована онлайн 30.09.2020.

По результатам экспедиционных исследований в 82-м рейсе НИС «Академик М. А. Лаврентьев» (01.06.2018–20.07.2018) выполнена оценка современных уровней объёмной активности техногенного радионуклида ^{137}Cs в поверхностных водах морей Дальнего Востока. Исследования проводили в северо-западной части Японского моря, южной части Охотского моря, прибрежной акватории Тихого океана в районе полуострова Камчатка, а также в западной части Берингова моря. Концентрацию ^{137}Cs в пробах морской воды определяли сорбционным методом с использованием двух последовательно соединённых адсорберов с последующим измерением содержания ^{137}Cs по гамма-излучению дочернего радионуклида $^{137\text{m}}\text{Ba}$. Эффективность сорбции оценивали по разнице активностей на первом и втором адсорберах. Проведён сравнительный анализ уровней загрязнения исследуемых акваторий. Установлено, что объёмная активность ^{137}Cs в поверхностной воде Японского моря варьировала в пределах от $(2,9 \pm 0,1)$ до $(5,1 \pm 0,3)$ Бк·м⁻³, в Охотском море — от $(1,8 \pm 0,1)$ до $(2,3 \pm 0,1)$ Бк·м⁻³, в Беринговом море — от $(1,7 \pm 0,1)$ до $(3,1 \pm 0,1)$ Бк·м⁻³. Максимальные концентрации ^{137}Cs отмечены в Японском море, что может быть связано с его изолированностью от других акваторий и с наличием вторичных источников поступления радионуклидов. В целом загрязнение прилегающих акваторий незначительно; флуктуации концентраций происходят в пределах глобального фона техногенных изотопов в окраинных морях Тихого океана.

Ключевые слова: ^{137}Cs , концентрация, морская вода, дальневосточные моря

Одним из ключевых маркеров радиоактивного загрязнения биосферы, включая водные экосистемы, в современный период является долгоживущий радионуклид ^{137}Cs с периодом полураспада 30,17 года [10 ; 14]. Основными источниками поступления техногенных радионуклидов, в том числе ^{137}Cs , в северную часть Тихого океана и в его окраинные моря были глобальные выпадения после испытаний ядерного оружия в открытых средах в 1950–1960-е гг., а также авария на Чернобыльской атомной электростанции (далее — АЭС) в 1986 г. По оценкам исследователей, на акваторию северной части Тихого океана в результате ядерных испытаний выпало около 104 ПБк ^{137}Cs [10 ; 13].

* Материалы статьи были представлены на Чтениях памяти академика Г. Г. Поликарпова «Радиоэкология: успехи и перспективы» (Севастополь, ИнБИОМ, 2019 г.).

В XXI веке дальневосточные моря подверглись радиоактивному загрязнению после аварии на АЭС «Фукусима-1». Она произошла 11.03.2011 в результате землетрясения магнитудой 9, которое вызвало сокрушительное цунами, прервавшее электроснабжение АЭС «Фукусима-1» на восточном побережье Японии (остров Хонсю). Разрушение энергоблоков привело к выбросу в атмосферу таких радиоактивных продуктов, как ^{137}Cs , ^{134}Cs и ^{131}I ; они распространялись путём переноса воздушных масс на большие расстояния, а именно в восточном направлении в сторону Тихого океана, так как в зоне аварии преобладали западные ветры. Кроме того, для охлаждения разрушенных реакторов использовали морскую воду, которую затем сбрасывали в прилегающую морскую акваторию [5]. В итоге воды Тихого океана были загрязнены техногенными радионуклидами. По разным оценкам, из-за аварийных сбросов в морскую среду поступило от 4 до 41 ПБк радиоактивного цезия [12 ; 15 ; 21]. Для сравнения приведём данные о поступлении ^{137}Cs в Мировой океан в результате других ядерных событий: глобальные выпадения — 600 ПБк; радиохимические сбросы Селлафилда — 39 ПБк; Чернобыльские выпадения — 18 ПБк [13]. Масштабы катастрофы по количеству выбросов ^{137}Cs в результате аварии на АЭС «Фукусима-1» сопоставимы с таковыми после аварии на Чернобыльской АЭС.

Изменение концентраций техногенных изотопов в загрязнённых выбросами АЭС «Фукусима-1» водах дальневосточных морей происходит в результате гидродинамических процессов — переноса течениями и водообмена [5 ; 18]. Тихоокеанские течения, омывающие побережье о-ва Хонсю, переносят водные массы в северном и восточном направлениях в сторону открытого океана, тем самым предотвращая перенос аварийных радионуклидов в моря Дальнего Востока [14]. В связи с этим радиоактивные сбросы после аварии оказали малое влияние на радиоэкологическую обстановку дальневосточных морей, в частности на таковую прибрежных акваторий России; это подтвердили многочисленные исследования [1 ; 4 ; 6]. Между тем в поверхностной воде и воде на глубине до 200 м западной субарктической зоны Тихого океана в 2017 г. был обнаружен ^{134}Cs , а значит, радиоизотопы цезия продолжают попадать в данный регион [19]. Потенциальными источниками поступления ^{137}Cs в морскую среду дальневосточных морей являются захоронения реакторов атомного флота в бухтах Японского моря и на побережье Камчатки [7 ; 8].

Таким образом, изучение радиоэкологической обстановки в дальневосточных морях не теряет актуальности. Риск попадания техногенных изотопов в морскую среду от перечисленных выше источников требует выполнения регулярного мониторинга. Цель настоящего исследования — оценить современные концентрации техногенного радионуклида ^{137}Cs в поверхностных водах морей Дальнего Востока и провести сравнительный анализ уровней загрязнения изучаемых акваторий.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Материал для исследования отбирали в 82-м рейсе НИС «Академик М. А. Лаврентьев» (01.06.2018–20.07.2018) в северо-западной части Японского моря, южной части Охотского моря, прибрежных регионах Тихого океана в районе п-ва Камчатка и западной части Берингова моря (рис. 1). Для анализа содержания техногенного радионуклида ^{137}Cs пробы поверхностной воды отбирали с помощью проточной системы судна.

Всего отобрано: 3 пробы морской воды в Японском море; 3 пробы в Охотском море; 3 пробы в прибрежной части Тихого океана у п-ва Камчатка; 5 проб в Беринговом море.

Объёмную активность ^{137}Cs в пробах морской воды (100 л) определяли сорбционным методом с использованием двух последовательно соединённых адсорберов с последующим измерением содержания ^{137}Cs по гамма-излучению дочернего радионуклида $^{137\text{m}}\text{Ba}$ [20].

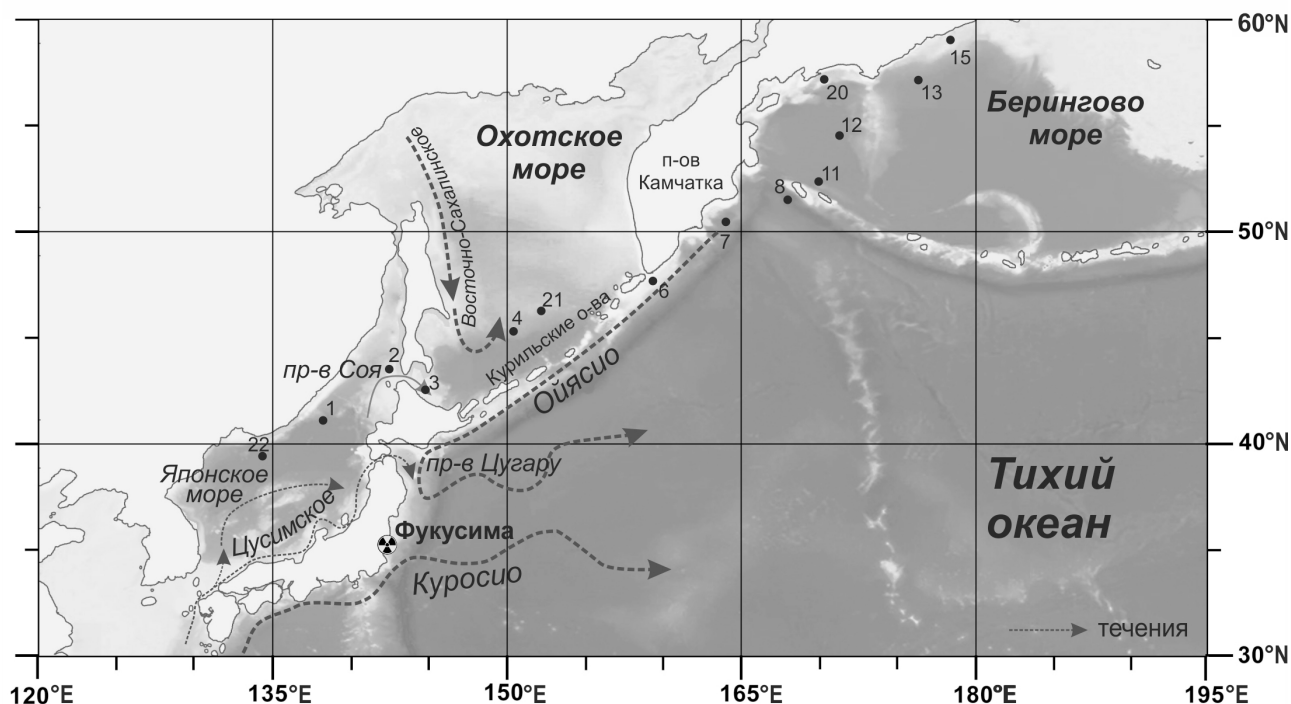


Рис. 1. Карта-схема станций 82-го рейса НИС «Академик М. А. Лаврентьев»

Fig. 1. Station map of the 82nd cruise of the RV “Akademik M. A. Lavrentyev”

Отобранный объём воды предварительно фильтровали через полипропиленовый фильтр с номинальным размером пор 0,5 мкм для удаления взвешенного вещества. Затем фильтрат пропускали через пластиковые 10-миллилитровые адсорберы, заполненные сыпучим сорбентом. Данный неорганический композиционный сорбент представляет собой полученную химическим методом из водных растворов тонкую плёнку смешанного ферроцианида никеля-калия на носителе — делигнифицированной древесной муке. Примерный состав плёнки — $\text{K}_{1,33}\text{Ni}_{1,33}[\text{Fe}(\text{CN})_4]$; марка — НКФ-Ц [2]. Масса сорбента в одном адсорбере — 2,5 г; высота сорбента в колонке — 7 см; диаметр колонки — 1,5 см. Отфильтрованную воду пропускали через адсорберы с помощью перистальтического насоса (Elpan 372.C, Польша) со скоростью $0,07 \text{ л}\cdot\text{мин}^{-1}$, при которой эффективность извлечения ^{137}Cs составляла от 46 до 94 %. Для уменьшения объёма сорбентов их сжигали в муфельной печи при температуре $+400 \text{ }^\circ\text{C}$; масса сорбента после озоления составляла около 0,8 г. Далее озолённый сорбент переносили во флаконы для гамма-спектрометрических измерений. Содержание ^{137}Cs в пробах определяли на сцинтилляционном гамма-спектрометре 1282-CompuGamma (LKB Wallac, Финляндия), имеющем геометрию счёта, близкую к 4л (well-type detector), с учётом радиоактивного фона и эффективности регистрации излучения ^{137}Cs . Эффективность сорбции определяли по разнице активности в первом и втором адсорберах. После этого рассчитывали объёмную активность ^{137}Cs ($\text{Бк}\cdot\text{м}^{-3}$) в исследуемой пробе воды [20].

РЕЗУЛЬТАТЫ

Результаты определения содержания ^{137}Cs в поверхностной воде исследуемых акваторий представлены в табл. 1.

Таблица 1. Станции отбора проб и концентрация ^{137}Cs в морской воде по итогам 82-го рейса НИС «Академик М. А. Лаврентьев»

Table 1. Sampling stations and ^{137}Cs concentration in seawater based on the results of the 82nd cruise of the RV “Akademik M. A. Lavrentyev”

№ станции	Акватория	Координаты	Дата	Глубина, м	Концентрация ^{137}Cs , Бк·м ⁻³
1	Японское море	43°34'15.6"N, 136°03'21.6"E	03.06.2018	3288	3,9 ± 0,2
2	Японское море	45°33'40.8"N, 140°20'47.4"E	04.06.2018	446	5,1 ± 0,3
3	Охотское море	45°50'27"N, 143°10'42.6"E	04.06.2018	102	2,1 ± 0,1
4	Охотское море	48°03'45.6"N, 149°07'10.2"E	05.06.2018	2820	2,3 ± 0,1
6	Тихий океан	50°19'23.4"N, 157°02'11.4"E	07.06.2018	431	2,7 ± 0,1
7	Тихий океан	53°08'22.2"N, 161°27'45.6"E	08.06.2018	3720	3,4 ± 0,2
8	Тихий океан	55°20'35.4"N, 165°54'25.8"E	09.06.2018	40	2,9 ± 0,1
11	Берингово море	55°21'27.6"N, 167°16'08"E	18.06.2018	1226	2,3 ± 0,1
12	Берингово море	58°18'40.8"N, 169°50'25.8"E	22.06.2018	1586	2,2 ± 0,1
13	Берингово море	60°49'31.8"N, 174°24'31.2"E	23.06.2018	729	3,1 ± 0,1
15	Берингово море	62°01'06"N, 175°20'33"E	26.06.2018	30	1,7 ± 0,1
20	Берингово море	60°23'59.4"N, 167°30'08"E	07.07.2018	20	2,0 ± 0,1
21	Охотское море	49°09'46.2"N, 151°40'47.4"E	11.07.2018	1527	1,8 ± 0,1
22	Японское море	42°43'06"N, 132°17'49.8"E	15.07.2018	70	2,9 ± 0,2

ОБСУЖДЕНИЕ

Концентрация ^{137}Cs на исследуемых станциях в Японском море варьировала в пределах от (2,9 ± 0,1) до (5,1 ± 0,3) Бк·м⁻³ (табл. 1).

Японское море отделено от других тихоокеанских морей и от Тихого океана Японскими островами [3]. Водообмен с прилегающими акваториями осуществляется через проливы: Корейский, Цугару, Соя и Невельского [3]. Течения, проходящие через пролив Цугару, который соединяет Японское море с Тихим океаном, направлены преимущественно с запада на восток, что препятствует попаданию аварийных сбросов АЭС «Фукусима-1» в Японское море.

С другой стороны, в первые месяцы после аварии на АЭС «Фукусима-1» в поверхностных водах Японского моря был обнаружен короткоживущий радионуклид ^{134}Cs (период полураспада — 2,06 года), поступивший в воды с атмосферными осадками непосредственно после катастрофы [14 ; 17]. Содержание радиоактивного цезия может повышаться, особенно в прибрежье, за счёт его поступления в морскую среду с осадками и с площади водосборного бассейна Японского моря.

Особенности водообмена и изолированность Японского моря от соседних морей и океанов также могут способствовать накоплению техногенных радионуклидов в воде [3]. В настоящей работе максимальная объёмная активность ^{137}Cs [$(5,1 \pm 0,3) \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$] отмечена в северо-восточной части Японского моря (см. табл. 1) в районе мелководного пролива Соя (ст. 2). Полученные данные согласуются с результатами экспедиции, проведённой в апреле — мае 2011 г., в ходе которой уровень ^{137}Cs в прибрежном регионе Японского моря был оценён в $1,5\text{--}2,0 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$ [1 ; 4]. В 2014 г. объёмная активность ^{137}Cs в прибрежной и центральной частях Японского моря составляла $4,2$ и $5,0 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$ соответственно [1]. По данным исследований 2018 г., значения объёмной активности ^{137}Cs в северо-западной части Японского моря находились в пределах от $(2,1 \pm 0,4)$ до $(7,8 \pm 1,1) \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$ [22]. Кроме того, зафиксировано относительно высокое содержание ^{137}Cs в прибрежной акватории, прилегающей к бухте Чажма [$(46,0 \pm 3,4) \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$], что объясняется последствиями взрыва на атомной подводной лодке К-431 в 1985 г. [22]. Таким образом, после аварии на АЭС «Фукусима-1» объёмная активность ^{137}Cs к 2014 г. увеличилась в два раза и к 2018 г. практически не изменилась. Это может свидетельствовать о стабилизации процессов поступления радионуклидов в водоём. Уровни концентрации ^{137}Cs в воде определяются такими факторами, как вторичное поступление радионуклидов с материковым стоком, десорбция из донных отложений и перенос течениями [9].

Охотское море отделено от Тихого океана Курильскими островами и связано с Японским морем через проливы Соя и Татарский [3]. В 2009 г. концентрации ^{137}Cs в районе пролива Соя лежали в диапазоне $1,0\text{--}1,6 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$, а в июне 2011 г. уровень радиоактивного цезия в регионе увеличился до $3,4 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$ [17]. В 2018 г. объёмная активность ^{137}Cs в водах Охотского моря от пролива Соя к северу, вдоль Курильской гряды, снизилась до пределов от $(1,8 \pm 0,1)$ до $(2,3 \pm 0,1) \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$ (табл. 1). При этом максимум наблюдался на ст. 3 непосредственно на выходе пролива Соя.

Этот пролив показателен при оценке переноса водных масс между смежными акваториями [17]. Было определено, что через пролив Соя, несмотря на его мелководность, выносятся водные массы с более высоким содержанием ^{137}Cs . В свою очередь, с водами Восточно-Сахалинского течения в этот район поступают водные массы с меньшим содержанием ^{137}Cs , за счёт чего и снижается его концентрация на границе двух морей. Наши исследования подтверждают данный вывод. Стоит отметить, что, по результатам определения объёмной активности ^{137}Cs , полученным в 2018 г. другой группой исследователей, в южной части Охотского моря зарегистрированы концентрации от $(1,2 \pm 0,5)$ до $(38,3 \pm 3,5) \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$ [22]. Авторы объясняют наличие относительно высоких значений содержания ^{137}Cs в поверхностных водах данного региона последствиями аварии на АЭС «Фукусима-1», однако очевидно, что этот факт требует дальнейших, более детальных исследований.

В Тихом океане на ст. 6, 7 и 8 концентрация ^{137}Cs находилась в пределах от $(2,7 \pm 0,1)$ до $(3,4 \pm 0,2) \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$ (табл. 1). По состоянию на 2000 г., уровень ^{137}Cs в северной части Тихого океана и в его окраинных морях составлял около $1,0\text{--}2,0 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$ [11 ; 23] (по другим оценкам — $1,7\text{--}2,8 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$ [16]). В 2011 г. значения объёмной активности ^{137}Cs в поверхностной воде вдоль Курильской гряды Тихого океана находились в пределах $1,4\text{--}3,6 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$ [4]. Таким образом, в изучаемых водах уровни загрязнения радиоцезием сопоставимы с таковыми в прилегающих акваториях.

Результаты исследований 2018 г. [22] показали, что значения объёмной активности ^{137}Cs в поверхностных водах около п-ва Камчатка находились в диапазоне от $(3,2 \pm 0,8)$ до $(12,2 \pm 2,4) \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$. В Беринговом море средняя концентрация ^{137}Cs в прибрежных водах составила $(1,85 \pm 0,1) \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$ (ст. 15 и 20); в открытых акваториях — $(2,7 \pm 0,1) \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$. На границе Берингово море — Тихий океан зарегистрированы концентрации ^{137}Cs $(2,3 \pm 0,1)$

и $(2,9 \pm 0,1) \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ (ст. 8 и 11) соответственно (табл. 1). Данные согласуются с результатами, полученными в этом регионе другой группой учёных, — от $(2,8 \pm 0,4)$ до $(6,3 \pm 1,5) \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ [22]. До аварии на АЭС «Фукусима-1» в Беринговом море были зафиксированы сходные концентрации — $1,0\text{--}2,0 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ [11]. Течения, переносящие аварийные сбросы АЭС «Фукусима-1», не попадают в акваторию Берингова моря (рис. 1).

Таким образом, установлено, что уровни содержания ^{137}Cs в поверхностных водах Японского моря выше (в среднем в 1,65 раза) значений в водах Охотского и Берингова морей. Сравнение уровня загрязнения 2018 г. с данными до и после аварии на АЭС «Фукусима-1» показало, что в изолированном относительно других акваторий Японском море увеличивается объёмная активность ^{137}Cs в поверхностных водах. Рост концентраций связан, вероятно, не только с гидрологическими особенностями водоёма, но и с поступлением изотопа в море с материковыми водами. Сравнительный анализ наших результатов с данными 2018 г., полученными другой группой учёных по другой методике [22], позволяет сделать выводы о достоверности результатов настоящей работы. По утверждению авторов [22], источником относительно высоких значений объёмной активности ^{137}Cs в Японском море около бухты Чажма были последствия аварии 1985 г. Для объяснения более высоких точечных значений в южной части Охотского моря, а также около п-ва Камчатка необходимы дальнейшие исследования. Нами высокие концентрации не обнаружены в связи с отсутствием материала в указанных районах.

Анализ литературных и собственных данных показал, что объёмная активность ^{137}Cs в исследуемых морях в 2000–2018 гг., включая период после аварии на АЭС «Фукусима-1», находится в диапазоне $1,0\text{--}5,1 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$, что соответствует техногенному фону для этого радионуклида. Для изучения закономерностей распределения ^{137}Cs в акваториях дальневосточных морей необходимы дополнительные исследования.

Заключение. Получены данные о содержании техногенного радионуклида ^{137}Cs в поверхностных водах Японского, Охотского и Берингова морей. Установлено, что максимальные уровни загрязнения радиоцезием характерны для поверхностных вод Японского моря. Слабый водообмен обуславливает постепенное накопление радионуклида в водоёме. Загрязнение прилегающих акваторий незначительно; флуктуации концентраций происходят в пределах глобального фона техногенных изотопов в окраинных морях Тихого океана. Для выявления более полных сведений о распределении радионуклида ^{137}Cs в дальневосточных морях необходимы дополнительные исследования с большим количеством исходных данных.

Работа выполнена в рамках государственного задания ФИЦ ИнБЮМ по теме «Молекулярно-биогеохимические основы гомеостаза морских экосистем» (№ гос. регистрации АААА-А18-118020890090-2).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Анисович К. В., Бондаренко Л. Г., Важенина Е. В., Изотова А. В., Большаков В. А., Дущин В. Н., Захаров Г. А., Осипов В. В., Осокин В. М., Перов А. В., Савоненков В. Г., Садыкин А. Г., Струков В. Н., Тишков В. П., Шабалев С. И. *Радиоактивность морской воды в переходной зоне течений Куросио и Курильского через три года после аварии на АЭС Фукусима-1*. Санкт-Петербург : Радиевый институт им. В. Г. Хлопина, 2015. 32 с. [Anisovich K. V., Bondarenko L. G., Vazhenina E. V., Izotova A. V., Bol'shakov V. A., Dushin V. N., Zakharov G. A., Osipov V. V., Osokin V. M., Perov A. V., Savonenkov V. G., Sadykin A. G., Strukov V. N., Tishkov V. P., Shabalev S. I. *Radioaktivnost' morskoi vody v perekhodnoi zone techenii Kuroshio i Kuril'skogo cherez tri goda posle avarii na AES Fukusima-1*. Saint Petersburg : Radievyi institut im. V. G. Khlopinga, 2015, 32 p. (in Russ.).]
2. А. с. 526379 А1 СССР, МПК В011 1/22, В01D 15/04. *Способ получения тонкослойного*

- сорбента : № 2045360/26 : заявл. 16.07.74 : опубл. 30.08.76, Бюл. № 32 / Н. Д. Бетенков, Ю. В. Егоров, В. И. Попов, В. Д. Пузако, Ю. Г. Черемухин ; заявитель Урал. политехн. ин-т им. С. М. Кирова. [A. s. 526379 A1 SSSR, МРК В011 1/22, В01D 15/04. *Sposob polucheniya tonkosloinogo sorbenta* : no. 2045360/26 : za-yavl. 16.07.74 : opubl. 30.08.76, Byul. № 32 / N. D. Betenkov, Yu. V. Egorov, V. I. Popov, V. D. Puzako, Yu. G. Cheremukhin ; za-yavitel' Ural. politekhn. in-t im. S. M. Kirova. (in Russ.)]
3. *Гидрометеорология и гидрохимия морей. Том 8. Японское море. Выпуск 1. Гидрометеорологические условия* / ред.: А. С. Васильев, А. Н. Косарев, Ф. С. Терзиев. Санкт-Петербург : Гидрометеоиздат, 2003. 394 с. [*Gidrometeorologiya i gidrokimiya morei. Vol. 8. Yaponskoe more. Iss. 1. Gidrometeorologicheskie usloviya* / A. S. Vasil'ev, A. N. Kosarev, F. S. Terziev (Eds). Saint Petersburg : Gidrometeoizdat, 2003, 394 p. (in Russ.)]
 4. Никитин А. И., Рамзаев В. П., Осокин В. М., Сергеев А. С., Севастьянов А. В., Алиев Р. А., Артемьев Г. Б., Брук Г. Я., Ваганов П. С., Вехов Е. Н., Вяхирев А. Ю., Титов И. Н., Федорова А. В., Филиппов И. Ю. Экспедиционные радиоэкологические исследования в Японском море и северо-западной части Тихого океана после аварии на японской АЭС «Фукусима-1»: предварительные результаты // *Радиационная гигиена*. 2015. Т. 4, № 3. С. 14–35. [Nikitin A. I., Ramzaev V. P., Osokin V. M., Sergeev A. S., Sevast'yanov A. V., Aliev R. A., Artem'ev G. B., Bruk G. Ya., Vaganov P. S., Vekhov E. N., Vyakhirev A. Yu., Titov I. N., Fedorova A. V., Filippov I. Yu. Radioecological investigations in the Sea of Japan and the north-west part of the Pacific Ocean after the accident at the NPP Fukushima-1 in Japan: Preliminary results. *Radiatsionnaya gigiena*, 2015, vol. 4, no. 3, pp. 14–35. (in Russ.)]
 5. Онищенко Г. Г., Романович И. К., Балон М. И., Барковский А. Н., Горский А. А. Авария на АЭС «Фукусима-1»: первые итоги аварийного реагирования. Сообщение 1: общие сведения об аварии и радиационной обстановке // *Радиационная гигиена*. 2011. Т. 4, № 2. С. 5–12. [Onischenko G. G., Romanovich I. K., Balonov M. I., Barkovsky A. N., Gorsky A. A. Accident at Fukushima-1 NPP: First results of emergency response. Report 1: General information about the accident and radiation situation. *Radiatsionnaya gigiena*, 2011, vol. 4, no. 2, pp. 5–12. (in Russ.)]
 6. Репин В. С. Радиационно-гигиеническая оценка возможных уровней загрязнения дальневосточных морепродуктов долгоживущими радионуклидами в связи с аварией на АЭС «Фукусима-1» // *Радиационная гигиена*. 2015. Т. 5, № 2. С. 61–70. [Repin V. S. Radiation-hygienic estimation of the possible levels of Far East sea fruits contamination with long living radionuclides due to the accident on Fukushima-1 NPP. *Radiatsionnaya gigiena*, 2015, vol. 5, no. 2, pp. 61–70. (in Russ.)]
 7. Саркисов А. А., Сивинцев Ю. В., Высоцкий В. Л., Никитин В. С. *Атомное наследие холодной войны на дне Арктики. Радиоэкологические и технико-экономические проблемы радиационной реабилитации морей*. Москва : Ин-т проблем безопасного развития атомной энергетики РАН, 2015. 699 с. [Sarkisov A. A., Sivintsev Yu. V., Vysotskii V. L., Nikitin V. S. *Atomnoe nasledie kholodnoi voyny na dne Arktiki. Radioekologicheskie i tekhniko-ekonomicheskie problemy radiatsionnoi rehabilitatsii morei*. Moscow : In-t problem bezopasnogo razvitiya atomnoi energetiki RAN, 2015, 699 p. (in Russ.)]
 8. Сивинцев Ю. В., Кикнадзе О. Е. *Оценки активности и выхода радионуклидов из радиоактивных отходов, затопленных в дальневосточных морях*. Москва : РНЦ «Курчат. ин-т», 1998. 104 с. [Sivintsev Yu. V., Kiknadze O. E. *Otsenki aktivnosti i vykhoda radionuklidov iz radioaktivnykh otkhodov, zatoplennykh v dal'nevostochnykh moryakh*. Moscow : RNTs "Kurchat. in-t", 1998, 104 p. (in Russ.)]
 9. Чайковская Э. Л., Карасев Е. В., Липавская Т. С. Антропогенные радионуклиды ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в донных отложениях Японского моря // *Труды ГУ Дальневосточный региональный научно-исследовательский гидрометеорологический институт*. 2010. № 1. С. 125–133. [Chaikovskaya E. L., Karasev E. V., Lishavskaya T. S. Antropogennye radionuklidy ^{90}Sr , ^{137}Cs i $^{239,240}\text{Pu}$ v donnykh otlozheniyakh Yaponskogo morya. *Trudy GU Dal'nevostochnyi regional'nyi nauchno-issledovatel'skii gidrometeorologicheskii institut*, 2010, no. 1, pp. 125–133. (in Russ.)]

10. Aarkrog A. Input of anthropogenic radionuclides into the World Ocean. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 2003, vol. 50, iss. 17–21, pp. 2597–2606. [http://dx.doi.org/10.1016/S0967-0645\(03\)00137-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0967-0645(03)00137-1)
11. Aoyama M., Fukasawa M., Hirose K., Hamajima Y., Kawano T., Povinec P. P., Sanchez-Cabeza J. A. Cross equator transport of ^{137}Cs from North Pacific Ocean to South Pacific Ocean (BEAGLE2003 cruises). *Progress in Oceanography*, 2011, vol. 89, iss. 1–4, pp. 7–16. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2010.12.003>
12. Bailly du Bois P., Laguionie P., Boust D., Korsakissok I., Didier D., Fievet B. Estimation of marine source-term following Fukushima Dai-ichi accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2012, vol. 114, pp. 2–9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.11.015>
13. Buesseler K. O. Fukushima and ocean radioactivity. *Oceanography*, 2014, vol. 27, no. 1, pp. 92–105. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2014.02>
14. Buesseler K., Dai M., Aoyama M., Benitez-Nelson C., Charmasson S., Higley K., Maderich V., Masque P., Morris P. J., Oughton D., Smith J. N. Fukushima Daiichi-derived radionuclides in the ocean: Transport, fate, and impacts. *Annual Review of Marine Science*, 2017, vol. 9, pp. 173–203. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010816-060733>
15. Charett M. A., Breier C. F., Henderson P. B., Pike S. M., Rypina I. I., Jayne S. R., Buesseler K. O. Radium-based estimates of cesium isotope transport and total direct ocean discharges from the Fukushima Nuclear Power Plant accident. *Biogeosciences Discussions*, 2012, vol. 9, no. 11, pp. 16139–16160. <https://doi.org/10.5194/bg-10-2159-2013>
16. Hirose K., Aoyama M. Present background levels of surface ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ concentrations in the Pacific. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2003, vol. 69, no. 1–2, pp. 53–60. [http://dx.doi.org/10.1016/S0265-931X\(03\)00086-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0265-931X(03)00086-9)
17. Inoue M., Yoshida K., Minakawa M., Koufuji H., Nagao S., Hamajima Y., Yamamoto M. Spatial variations of ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{137}Cs , and ^{228}Th activities in the southwestern Okhotsk Sea. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2012, vol. 104, pp. 75–80. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.09.007>
18. Kumamoto Y., Yamada M., Aoyama M., Hamajima Y., Kaeriyama H., Nagai H., Yamagata T., Murata A., Masumoto Y. Radiocesium in North Pacific coastal and offshore areas of Japan within several months after the Fukushima accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2019, vol. 198, pp. 79–88. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.12.015>
19. Kumamoto Y., Aoyama M., Hamajima Y., Murata A. Activity concentration of Fukushima-derived radiocesium in the western subarctic area of the North Pacific Ocean in summer 2017. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2020, vol. 325, pp. 263–270. <https://doi.org/10.1007/s10967-020-07203-8>
20. Miroshnichenko O. N., Paraskiv A. A., Gulin S. B. Cesium-137 concentration in the surface waters of Eurasian seas: Evidence from the expedition research of 2017. *Geochemistry International*, 2019, vol. 57, no. 12, pp. 1349–1354. <https://doi.org/10.1134/S0016702919120073>
21. Miyazawa Y., Masumoto Y., Varlamov S. M., Miyama T., Takigawa T., Honda M., Saino T. Inverse estimation of source parameters of oceanic radioactivity dispersion models associated with the Fukushima accident. *Biogeosciences*, 2012, vol. 10, no. 4, pp. 2349–2363. <https://doi.org/10.5194/bg-10-2349-2013>
22. Tokar' E., Zemskova L., Tutov M., Tananaev I., Dovhi I., Egorin A. Development and practical evaluation of the scheme for ^{137}Cs concentrating from seawater using chitosan and mixed ferrocyanides of Zn-K and Ni-K. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2020, vol. 325, iss. 2, pp. 567–575. <https://doi.org/10.1007/s10967-020-07248-9>
23. *Worldwide Marine Radioactivity Studies (WOMARS). Radionuclide Levels in Oceans and Sea : Final Report of a Coordinated Research Project.* Vienna : IAEA, 2005, 187 p. (IAEA-TECDOC-1429).

**^{137}CS CONCENTRATION
IN SURFACE WATERS OF FAR EASTERN SEAS:
RESULTS OF EXPEDITIONARY RESEARCH IN 2018***

O. N. Miroshnichenko and A. A. Paraskiv

A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russian Federation

E-mail: oksaniya_89@mail.ru

Based on the results of expeditionary research carried out during the 82nd cruise of the RV “Akademik M. A. Lavrentyev” (01.06.2018–20.07.2018), the assessment of current levels of concentration activity of technogenic radionuclide ^{137}Cs in surface waters of Far Eastern seas is given. The studies were carried out in the northwestern part of the Sea of Japan, the southern part of the Sea of Okhotsk, the coastal waters of the Pacific Ocean near the Kamchatka Peninsula, and the western part of the Bering Sea. Activity of ^{137}Cs in seawater samples was determined by sorption method using two series-connected adsorbers with subsequent measurement of ^{137}Cs content *via* its gamma-emitting daughter radionuclide $^{137\text{m}}\text{Ba}$. Sorption efficiency was assessed by the difference in activity on the first and second adsorbers. A comparative analysis of contamination levels of water areas studied was made. It was revealed that ^{137}Cs volumetric activity in surface water of the Sea of Japan varied from (2.9 ± 0.1) to (5.1 ± 0.3) $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, in the Sea of Okhotsk – from (1.8 ± 0.1) to (2.3 ± 0.1) $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, and in the Bering Sea – from (1.7 ± 0.1) to (3.1 ± 0.1) $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. The maximum ^{137}Cs concentrations were registered in the Sea of Japan, which might be due to its isolation from other water areas and presence of secondary sources of radionuclide intake. In general, contamination of adjacent water areas is insignificant, and fluctuations in concentrations occur within technogenic isotopes global background in the marginal seas of the Pacific Ocean.

Keywords: ^{137}Cs , concentration, seawater, Far Eastern seas

*The materials of the article were presented at the Readings in memory of Academician G. G. Polikarpov “Radiochemoecology: Progress and Prospects” (Sevastopol, IBSS, 2019).

УДК [582.282.23:57.017.3]:504.054

ВЫЯВЛЕНИЕ АДАПТИВНОСТИ ПРИРОДНЫХ ШТАММОВ ДРОЖЖЕЙ К СОЛЯМ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ И РАДИОНУКЛИДОВ*

© 2020 г. **В. П. Степанова**, А. В. Суслов, И. Н. Сулова,
Е. А. Суханова, Б. Ф. Яровой, В. Н. Вербенко

Петербургский институт ядерной физики имени Б. П. Константинова
Национального исследовательского центра «Курчатовский институт», Гатчина, Российская Федерация
E-mail: verbenko_vn@npi.nrcki.ru

Поступила в редакцию 28.11.2019; после доработки 28.12.2019;
принята к публикации 21.09.2020; опубликована онлайн 30.09.2020.

Изучена способность природных штаммов дрожжей расти в условиях высоких концентраций солей тяжёлых металлов и радионуклидов. Свыше 500 штаммов проверены на устойчивость к солям тяжёлых металлов (U, Cs, Sr, Ni, Ag, Cu, Cd, Co) и к повышенной температуре (t) (+37...+52 °C). Бóльшая часть изученных штаммов оказалась устойчива к одному или нескольким селективным факторам. С максимальной частотой — 36 и 26 % — возникают комбинации (t , Cd, Cu, Co) и (Cd, Cu, Co) соответственно. Установлена способность отобранных штаммов расти в условиях высокой концентрации радиоактивных изотопов Cs и Ni и связывать их с высокой эффективностью. Полученные результаты показали потенциальную возможность использования библиотеки природных микроорганизмов для осаждения как радионуклидов, так и тяжёлых металлов (основных загрязнителей природных и техногенных объектов), а также возможность применения выделенных и изученных штаммов микроорганизмов для концентрирования металлов из малообогатённых руд или из отходов добывающей промышленности. Обнаруженное разнообразие фенотипов свидетельствует о том, что существует, скорее всего, несколько механизмов устойчивости к высоким концентрациям тяжёлых металлов.

Ключевые слова: природные штаммы дрожжей, адаптация, тяжёлые металлы, радиоизотопы ^{137}Cs и ^{63}Ni , биоремедиация

Функционирование промышленных предприятий, особенно металлургических, горнорудных и ядерных, неизбежно приводит к сбросу загрязнителей в окружающую среду и к ухудшению состояния экосистем при накоплении в них тяжёлых металлов [24]. По этой причине следует уделять всё большее внимание потенциальной опасности для здоровья людей, связанной с наличием в окружающей среде этого типа загрязнителей. Для их удаления необходимо использовать экономичные и эффективные методы, и это стимулирует развитие новых технологий [24]. Широкое применение в обработке промышленных стоков нашли осаждение, ионообмен и электрохимические и/или мембранные процессы. Между тем их использование в некоторых случаях невозможно по техническим или экономическим причинам [12]. Поиск новых технологий удаления токсичных металлов из жидких отходов приводит к методам биосорбции, основой которой является наличие у различных биосорбентов, включая микроорганизмы, способности связывать металлы. Микроорганизмы в окружающей среде играют основную роль как в обороте элементов

* Материалы статьи были представлены на Чтениях памяти академика Г. Г. Поликарпова «Радиоэкология: успехи и перспективы» (Севастополь, ИЯБЮМ, 2019 г.).

в природе, так и в формировании осадочных пород. Кроме того, они влияют на геохимические свойства грунтовой воды за счёт модификации и транспорта органических и неорганических загрязнителей [11]. При этом если органические загрязнители могут быть разложены до CO_2 и воды [17 ; 25], то радионуклиды — только иммобилизованы. При разработке методов биоремедиации следует учитывать, что при низких концентрациях многие металлы могут играть значительную роль в метаболических процессах, однако при высоком содержании они часто становятся токсичными.

Биосорбция считается способом, с помощью которого можно как удалять ядовитые металлы из растворов, так и получать драгоценные металлы. Таким образом, для связывания тяжёлых металлов, включая радионуклиды, необходим поиск микроорганизмов, не только селективно извлекающих металлы, но и остающихся жизнеспособными при наличии радиоактивного загрязнения с уровнем объёмной активности до $370 \text{ кБк}\cdot\text{мл}^{-1}$, как в технологических отходах [8]. Можно предположить, что микроорганизмы, имеющие подобные свойства, обитают в первую очередь в природной и техногенной средах с экстремальными для своего существования условиями, таких как полуостров Камчатка и острова Курильской гряды, а также в технологических водах реакторов, в системах водоочистки различных промышленных производств и в озёрах-накопителях жидких технологических отходов радиационно-химических производств.

Цель работы — изучить возможность использования коллекции микроорганизмов, собранных сотрудниками Петербургского института ядерной физики имени Б. П. Константинова (далее — ПИЯФ) на Камчатке и Курильских островах, для сорбции различных тяжёлых металлов и радионуклидов.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Исследования выполнены с использованием коллекции микроорганизмов (свыше 2000 штаммов дрожжей и дрожжеподобных грибов), собранной сотрудниками ПИЯФ в ходе экспедиций в районы с геотермальной активностью (п-ов Камчатка и о-ва Кунашир и Итуруп Курильской гряды). Исходным субстратом для выделения микроорганизмов служили живые растения (цветы, плоды, кора, листья, корни) и их опавшие части, а также почва и насекомые. Образцы собирали на склонах вулканов, в долинах вдоль рек и ручьёв, рядом с гидротермальными выбросами и внутри активных зон.

Для выявления природных штаммов из законсервированного материала фильтры переносили на чашки Петри с плотной обогатённой средой Д (YPD; 2%-ная глюкоза; 1%-ный пептон; 0,5%-ный дрожжевой экстракт), откуда, по мере роста колоний при комнатной температуре, клетки пересеивали опять на плотную Д-среду истощающим штрихом. Чашки с колониями дрожжеподобных грибов просматривали под бинокулярной лупой; их идентифицировали по морфологическим признакам: цвету, форме, размеру, характеру поверхности. Таксономическая идентификация проведена по методике, изложенной в определителях [7 ; 13]. Кроме видового названия, указаны номера по каталогу коллекции (приведены в скобках). Основу коллекции составляют простейшие одноклеточные грибы, которые способны существовать в среде, содержащей достаточно высокие уровни ионов практически всех металлов.

Чувствительность штаммов грибов к высоким концентрациям урана определяли с помощью метода реплик [2] на чашках с агаром и питательной Д-средой, содержащей 10, 120 и $150 \text{ ммоль}\cdot\text{л}^{-1} \text{ }^{238}\text{UO}_2(\text{CH}_3\text{COO})_2$.

Отбор штаммов, устойчивых к высоким концентрациям Ni, проводили на чашках с градиентом концентрации хлористого никеля. В стерильные чашки Петри наливали питательный агар и оставляли остывать под наклоном. После остывания наливали агар с исследуемым металлом

(в данном случае — Ni с концентрацией 10 ммоль·л⁻¹). Для оценки эффективности связывания никеля отобранными штаммами в дальнейшем использовали радиоактивный изотоп ⁶³Ni.

Селекцию штаммов грибов, способных расти в присутствии ионов Cs⁺, проводили при различном содержании стабильного цезия в форме хлорида (CsCl). Для этого готовили раствор 1 моль·л⁻¹ CsCl и добавляли его в питательную Д-среду с агаром таким образом, чтобы конечная концентрация цезия составляла 10, 50 или 100 ммоль·л⁻¹. Культуры клеток наносили на поверхность агара истощающим штрихом, чашки помещали в термостат при +30 °С. Из посеянных штаммов отбирали лишь наиболее хорошо растущие при максимальном содержании ионов Cs⁺. Кроме того, из отобранных штаммов в работе использовали только те, которые могут расти на чашках, содержащих CsCl и SrCl₂ в концентрациях 100 ммоль·л⁻¹, т. е. обладают толерантностью к нескольким металлам. Определение устойчивости проводили с помощью метода реплик.

Для определения чувствительности отобранных штаммов к инактивирующему действию гамма-излучения их облучали на установке «Исследователь» (⁶⁰Co) при мощности дозы 100 Гр·мин.⁻¹.

Для исследования способности свободных клеток связывать радиоактивный ¹³⁷Cs или ⁶³Ni клетки из культуры, выращенные до стационарной фазы в Д-среде, инокулировали в свежую Д-среду в соотношении 1:100 и добавляли ¹³⁷Cs до 110 кБк·мл⁻¹ или ⁶³Ni до 111 кБк·мл⁻¹. По мере роста из каждой культуры отбирали параллельно две равные по объёму (0,5 мл) пробы, переносили их в пробирки Эппендорфа объёмом 1,5 мл и осаждали при 10 000 об·мин.⁻¹ в течение 10 минут.

Количество ¹³⁷Cs или ⁶³Ni в осадке и надосадочной жидкости определяли на счётчике Beckman LS 6500 (США).

Эффективность связывания радиоактивных изотопов цезия или никеля клетками определяли в процентах по отношению активности, содержащейся в осадке, к полной активности пробы.

Оптимизацию эффективности связывания никеля клетками проводили, меняя концентрацию глюкозы в ростовой среде.

Для каждого штамма сделали не менее трёх независимых экспериментов, по которым определили среднее значение (см. рис. 3, рис. 4, рис. 5 и табл. 1) и среднюю стандартную ошибку малой выборки (табл. 1).

РЕЗУЛЬТАТЫ

Из собранного материала выделено и микробиологически очищено 2107 штаммов. Около 100 штаммов прошли идентификацию. Среди них оказались представители 21 вида: *Candida haemulonii*, *Candida sake*, *Candida sorbosivorans*, *Cryptococcus albidus*, *Cryptococcus hungaricus*, *Cryptococcus laurentii*, *Debaryomyces hansenii*, *Pichia farinosa*, *Rhodotorula aurantiaca*, *Rhodotorula glutinis*, *Rhodotorula minuta*, *Rhodotorula mucilaginosa*, *Phaffia rhodozyma*, *Saccharomyces cerevisiae*, *Torulasporea delbrueckii*, *Tremella foliacea*, *Sporobolomyces roseus*, *Metschnikowia reukaufii*, *Sporidiobolus salmonicolor* и по одному из родов *Bullera* и *Trichosporon*. Идентифицированы представители трёх классов: аскомицеты, базидиомицеты и несовершенные дрожжи. Наиболее часто встречаются виды *Cryptococcus albidus* (20 штаммов) и *Debaryomyces hansenii* (7 штаммов). Есть кандидаты на новые виды. Около 100 линий дрожжей выделены из обычных условий обитания на Сахалине. Выявленное разнообразие видов в основном соответствует данным, которые получены при изучении видового состава дрожжей, обитающих в северных широтах Западной Сибири и Аляски [21].

Более 500 штаммов проверены на устойчивость к солям тяжёлых металлов, таких как U, Cs, Sr, Ni, Ag, Cu, Cd, Co, и к повышенной температуре (t) (+37...+52 °С). Тестирование чувствительности штаммов к солям урана показано на рис. 1. Чувствительные к низким концентрациям урана

штаммы в дальнейшем не использовали и не идентифицировали. Наибольшую устойчивость демонстрировали представители рода *Rhodotorula*. Клоны *Rhodotorula minuta* (KI-20-1a) оказались также устойчивы к никелю. Из проверенных штаммов 72 % оказались устойчивы к одному или более селективным факторам. С наибольшей частотой — 36 и 26 % — возникали комбинации (t, Cd, Cu, Co) и (Cd, Cu, Co) соответственно.



Рис. 1. Тестирование чувствительности штаммов дрожжей к солям урана ($10 \text{ ммоль} \cdot \text{л}^{-1}$):

- 1 — неидентифицированный штамм;
- 2 — штамм *Rhodotorula mucilaginosa* (KI-20-4);
- 3–5 — неидентифицированные штаммы;
- 6 — штамм *Phaffia rhodozyma* (KI-54-1);
- 7–11 — неидентифицированные штаммы;
- 12 — штамм *Candida sake* (KI-38-2);
- 13–17 — неидентифицированные штаммы;
- 18–19 — отдельные клоны штамма *Candida haemulonii* (КП-29-2a);
- 20–24 — штаммы *Rhodotorula minuta* (KI-20-1a);
- 25 — клон штамма *Candida haemulonii* (КП-29-2a)

Fig. 1. Testing yeast strains sensitivity to uranium salts ($10 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$):

- 1 – unidentified strain;
- 2 – *Rhodotorula mucilaginosa* (KI-20-4) strain;
- 3–5 – unidentified strains;
- 6 – *Phaffia rhodozyma* (KI-54-1) strain;
- 7–11 – unidentified strains;
- 12 – *Candida sake* (KI-38-2) strain;
- 13–17 – unidentified strains;
- 18–19 – separate clones of *Candida haemulonii* (КП-29-2a) strain;
- 20–24 – *Rhodotorula minuta* (KI-20-1a) strains;
- 25 – clone of *Candida haemulonii* (КП-29-2a) strain

Суммарно 30 штаммов с различными признаками устойчивости исследованы на их способность расти в присутствии нерадиоактивных ^{87}Sr (в виде окиси) и ^{133}Cs (в виде хлористого цезия). Выделены штаммы, способные расти при высоких концентрациях цезия (до $100 \text{ ммоль} \cdot \text{л}^{-1}$). Наиболее устойчивыми оказались представители видов *Rhodotorula minuta* (KI-17-5-1) и *Rhodotorula mucilaginosa* (KI-215-4).

Среди штаммов с устойчивостью к нескольким металлам провели отбор устойчивых к никелю (рис. 2). Высокую устойчивость к никелю (до $5 \text{ ммоль} \cdot \text{л}^{-1}$) продемонстрировали клоны вида *Sporobolomyces roseus* (C26-2-1) и *Candida haemulonii* (КП-29-2a), которые были к тому же устойчивы к солям урана.

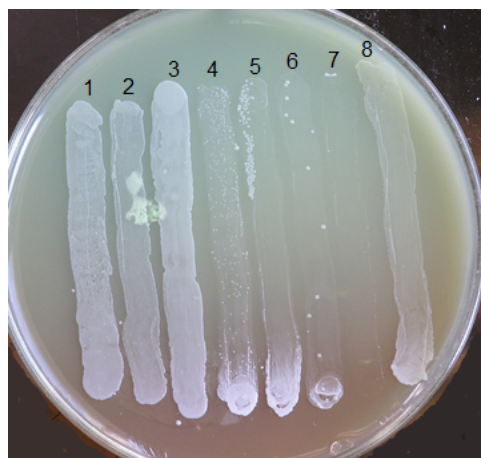


Рис. 2. Тестирование чувствительности штаммов дрожжей к солям никеля:

- 1–3 — клоны штамма *Sporobolomyces roseus* (C26-2-1);
 4 — штамм *Pichia farinosa* (KI-174-4a);
 5 — штамм *Pichia farinosa* (KI-6-7a);
 6 — штамм *Debaryomyces hansenii* (KI-126-1a);
 7 — штамм *Saccharomyces cerevisiae* XII₇, диплоид;
 8 — штамм *Candida haemulonii* (КП-29-2a)

Fig. 2. Testing yeast strains sensitivity to nickel salts:

- 1–3 – clones of *Sporobolomyces roseus* (C26-2-1) strain;
 4 – *Pichia farinosa* (KI-174-4a) strain;
 5 – *Pichia farinosa* (KI-6-7a) strain;
 6 – *Debaryomyces hansenii* (KI-126-1a) strain;
 7 – *Saccharomyces cerevisiae* XII₇ strain, diploid;
 8 – *Candida haemulonii* (КП-29-2a) strain

Чувствительность отобранных штаммов к «острому» γ -облучению ^{60}Co представлена на рис. 3 в сравнении с таковой штамма *Saccharomyces cerevisiae* XII₇. Среди них есть как более, так и менее чувствительные к γ -облучению штаммы с ФИД (фактор изменения дозы на уровне D_{37}) от 0,7 до 1,15. Наиболее радиорезистентным оказался изолят *Rhodotorula minuta* (KI-17-2).

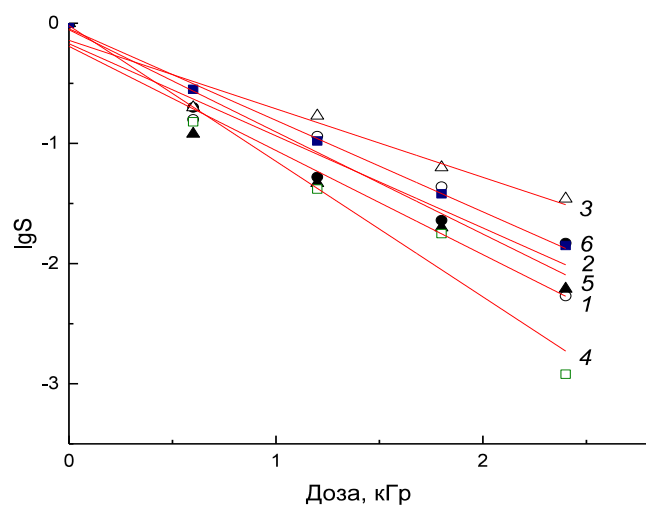


Рис. 3. Выживаемость (lgS) при «остром» γ -облучении ^{60}Co штаммов, отобранных для определения эффективности связывания ^{137}Cs :

- 1 — штамм *Rhodotorula minuta* (КП-110-3);
 2 — штамм *Rhodotorula minuta* (KI-20-1a);
 3 — штамм *Rhodotorula minuta* (KI-17-2);
 4 — штамм *Rhodotorula minuta* (KI-17-5-1);
 5 — штамм *Rhodotorula mucilaginosa* (KI-215-4);
 6 — штамм *Saccharomyces cerevisiae* XII₇

Fig. 3. Survival (lgS) of strains, selected for testing ^{137}Cs binding effectiveness, after “acute” ^{60}Co γ -irradiation:

- 1 – *Rhodotorula minuta* (КП-110-3) strain;
 2 – *Rhodotorula minuta* (KI-20-1a) strain;
 3 – *Rhodotorula minuta* (KI-17-2) strain;
 4 – *Rhodotorula minuta* (KI-17-5-1) strain;
 5 – *Rhodotorula mucilaginosa* (KI-215-4) strain;
 6 – *Saccharomyces cerevisiae* XII₇ strain

Полученные штаммы исследованы на способность расти в среде с радиоактивными изотопами, в частности ^{137}Cs при концентрации до $110 \text{ кБк}\cdot\text{мл}^{-1}$, при различных значениях температуры и pH и при выращивании в разных ростовых средах. Несколько штаммов рода *Rhodotorula* продемонстрировали способность связывать ^{137}Cs с эффективностью 80–90 % (рис. 4).

Из полученных результатов, представленных на рис. 4, следует, что при росте в течение 400 ч дрожжеподобные грибы *Rhodotorula minuta* и *Rhodotorula mucilaginosa* связывают ^{137}Cs намного эффективнее, чем бактерии *Escherichia coli*.

Эффективность связывания радиоактивного ^{63}Ni , как и радиоактивного ^{137}Cs ранее, определяли в процентах по отношению активности осадённых центрифугированием клеток к суммарной активности осадка и надосадочной жидкости (рис. 5).

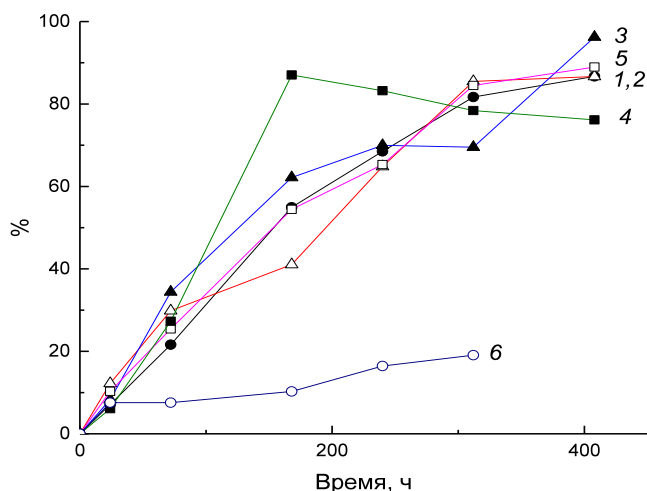


Рис. 4. Эффективность связывания (%) свободными клетками ^{137}Cs из ростовой среды при pH ~ 6 в процессе роста:

- 1 — штамм *Rhodotorula minuta* (КП-110-3);
- 2 — штамм *Rhodotorula minuta* (КП-20-1a);
- 3 — штамм *Rhodotorula minuta* (КП-17-2);
- 4 — штамм *Rhodotorula minuta* (КП-17-5-1);
- 5 — штамм *Rhodotorula mucilaginosa* (КП-215-4);
- 6 — штамм *Escherichia coli* AB1157

Fig. 4. Efficiency of ^{137}Cs binding by free cells from growth medium at pH ~ 6 during growth:

- 1 – *Rhodotorula minuta* (КП-110-3) strain;
- 2 – *Rhodotorula minuta* (КП-20-1a) strain;
- 3 – *Rhodotorula minuta* (КП-17-2) strain;
- 4 – *Rhodotorula minuta* (КП-17-5-1) strain;
- 5 – *Rhodotorula mucilaginosa* (КП-215-4) strain;
- 6 – *Escherichia coli* AB1157 strain

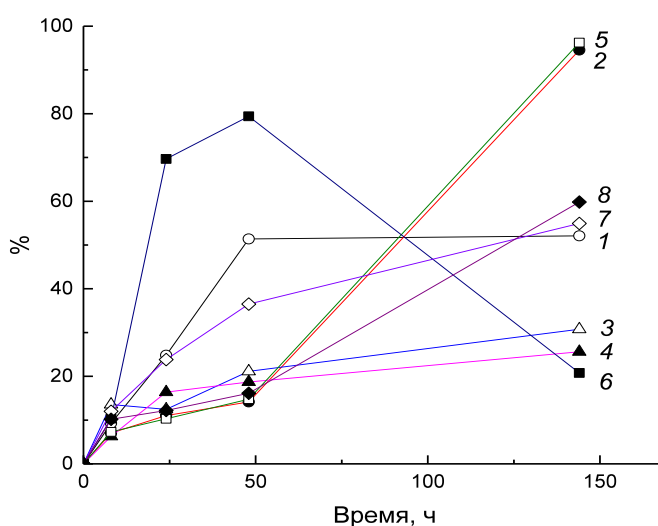


Рис. 5. Эффективность связывания (%) свободными клетками ^{63}Ni из ростовой среды при pH ~ 6 в процессе их роста:

- 1 — штамм *Rhodotorula glutinis* (КП-216-4);
- 2 — штамм *Rhodotorula mucilaginosa* (КП-20-4);
- 3 — штамм *Cryptococcus albidus* (КП-III-24);
- 4 — штамм *Cryptococcus albidus* (КП-III-19);
- 5 — штамм *Rhodotorula minuta* (КП-110-3);
- 6 — штамм *Sporobolomyces roseus* (С-26-2-1);
- 7 — штамм *Saccharomyces cerevisiae* (С-20-2);
- 8 — штамм *Candida haemulonii* (КП-29-2a)

Fig. 5. Efficiency of ^{63}Ni binding (%) by free cells from growth medium at pH ~ 6 during growth:

- 1 – *Rhodotorula glutinis* (КП-216-4) strain;
- 2 – *Rhodotorula mucilaginosa* (КП-20-4) strain;
- 3 – *Cryptococcus albidus* (КП-III-24) strain;
- 4 – *Cryptococcus albidus* (КП-III-19) strain;
- 5 – *Rhodotorula minuta* (КП-110-3) strain;
- 6 – *Sporobolomyces roseus* (С-26-2-1) strain;
- 7 – *Saccharomyces cerevisiae* (С-20-2) strain;
- 8 – *Candida haemulonii* (КП-29-2a) strain

Обнаружено, что штаммы *Rhodotorula glutinis* и *Sporobolomyces roseus* демонстрируют быструю кинетику накопления ^{63}Ni , а *Rhodotorula mucilaginosa* и *Rhodotorula minuta* после длительного роста характеризуются максимальным процентом связывания (~ 95 %), значительно превосходя по этому показателю *Saccharomyces cerevisiae*. Для повышения эффективности связывания никеля исследованными штаммами мы добавляли в ростовую среду глюкозу, изменяя концентрацию от 2 до 10 % (табл. 1). Положительно среагировали на дополнительный источник энергии *Rhodotorula glutinis* и *Rhodotorula mucilaginosa*, связав до 96–99 % металла.

ОБСУЖДЕНИЕ

Уникальность коллекции штаммов дрожжей, собранных в ПИЯФ, определяется особенностью географии мест проведения работ. На практически изолированном от материка п-ве Камчатка находится около 60 вулканов. Действующих из них — половина, однако и на склонах уже потухших вулканов продолжают функционировать гидротермы и грязевые выбросы разной температуры, содержащие различные природные неорганические соединения. Курилы также изобилуют районами, характеризующимися наличием проявлений различных выбросов. Именно поэтому

Таблица 1. Эффективность связывания (%) свободными клетками ^{63}Ni из ростовой среды при различной концентрации глюкозы**Table 1.** Efficiency of ^{63}Ni binding (%) by free cells from growth medium at different glucose concentration

Штамм	Время, ч	Концентрация глюкозы, %		
		2	5	10
<i>Rhodotorula glutinis</i> (KI-216-4)	0	0	0	0
	8	5,1 ± 0,5	9,6 ± 0,9	13,9 ± 0,5
	24	22,4 ± 0,2	28,2 ± 0,8	36,4 ± 0,4
	48	28,7 ± 0,4	40,6 ± 0,4	92,2 ± 0,6
	72	24,9 ± 0,2	50,6 ± 0,2	96,4 ± 0,7
	144	17,9 ± 0,2	86,5 ± 0,4	96,2 ± 0,3
<i>Rhodotorula mucilaginosa</i> (KI-20-4)	0	0	0	0
	8	6,8 ± 0,4	4,6 ± 0,9	14,8 ± 0,6
	24	8,7 ± 0,5	17,6 ± 0,2	16,2 ± 0,5
	48	36,1 ± 0,7	25,5 ± 0,1	23,0 ± 0,5
	72	24,4 ± 0,5	84,5 ± 1,0	45,7 ± 0,5
	144	83,8 ± 0,3	97,7 ± 0,5	99,3 ± 1,6
<i>Rhodotorula minuta</i> (KII-110-3)	0	0	0	0
	8	3,6 ± 0,7	7,4 ± 0,5	9,7 ± 0,4
	24	10,8 ± 0,4	19,8 ± 0,3	26,8 ± 0,4
	48	21,7 ± 0,2	27,9 ± 0,6	24,5 ± 0,3
	72	20,7 ± 0,6	30,1 ± 0,5	37,9 ± 0,6
	144	76,1 ± 0,5	65,8 ± 0,2	48,2 ± 0,3
<i>Sporobolomyces roseus</i> (C-26-2-1)	0	0	0	0
	8	10,0 ± 0,7	10,2 ± 0,3	13,5 ± 0,5
	24	67,6 ± 0,7	77,9 ± 0,6	63,9 ± 0,6
	48	26,4 ± 0,3	45,4 ± 0,4	31,7 ± 0,2
	72	28,5 ± 0,7	29,2 ± 0,3	40,6 ± 0,1
	144	32,0 ± 0,8	31,9 ± 0,3	32,0 ± 0,6

дрожжи и дрожжеподобные грибы, собранные в этих местах, т. е. в условиях постоянного жёсткого давления окружающей среды, должны обладать повышенной устойчивостью как к физическим факторам (повышенные температура, радиоактивный фон или интенсивность УФ-облучения), так и к химическим (повышенная концентрация солей тяжёлых металлов, крайние значения pH). Среди этих микроорганизмов могут быть и имеются те, что способны эффективно накапливать ионы тяжёлых высокотоксичных металлов и радионуклиды. Выделенные нами штаммы рода *Rhodotorula* растут при высоких концентрациях тяжёлых металлов и высоком радиоактивном фоне. Кроме того, они, как оказалось, связывают эти металлы, в частности цезий и никель.

К настоящему времени основными загрязнителями жидких низкоактивных отходов являются долгоживущие радионуклиды ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30,2$ года) и ^{90}Sr ($T_{1/2} = 28,8$ года). Только сейчас в сфере производства делящихся материалов проблема охраны окружающей среды стала основной. Очевидно, что решение задачи ликвидации отходов по уровню затрат может оказаться почти таким же, как основное производство. Между тем для обеспечения экологической безопасности радиохимических производств весьма важно предотвратить риск попадания радионуклидов в грунтовые воды и выхода их на поверхность почвы. Разрабатываемые в настоящее время подходы в сфере биоремедиации предусматривают методы как *ex situ*, так и *in situ* [6; 22; 23; 25], что позволяет находить комплексные решения и для открытых водоёмов-накопителей, и для бассейнов для хранения ядерного топлива.

Любые методы очистки жидких низкоактивных отходов от ^{137}Cs являются затратными; всё определяется лишь требованиями к качеству воды и воздуха. Эти отходы накоплены в больших объёмах, что стимулирует поиск дешёвых способов очистки от радионуклидов и металлов. Методы биоремедиации, т. е. использование микроорганизмов, на сегодняшний день считают наиболее перспективными. Выделенные нами штаммы природных дрожжей рода *Rhodotorula* показали высокую эффективность связывания ^{137}Cs при его активности до $110 \text{ кБк}\cdot\text{мл}^{-1}$.

Кроме радионуклидов, большую опасность для окружающей среды представляют тяжёлые металлы, в частности никель. Это самый распространённый индустриальный поллютант. Уровень Ni в почве составляет $3\text{--}100 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$, в хвостах золотодобычи — $580 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ и $11\,200 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ в Танзании. В речных незагрязнённых и слабозагрязнённых водах концентрация никеля колеблется обычно от $0,8$ до $10 \text{ мкг}\cdot\text{дм}^{-3}$; в загрязнённых она составляет несколько десятков микрограммов в 1 дм^3 . Средние значения Ni в морской воде — $2 \text{ мкг}\cdot\text{дм}^{-3}$, в подземных водах — $\sim 10^3 \text{ мкг}\cdot\text{дм}^{-3}$. В подземных водах, омывающих никельсодержащие горные породы, концентрация Ni иногда возрастает до $20 \text{ мг}\cdot\text{дм}^{-3}$ [1 ; 3 ; 5].

Наиболее токсично и канцерогенно состояние никеля +4. Соединения Ni играют важную роль в кроветворных процессах, являясь катализаторами. Повышенное его содержание оказывает специфическое действие на сердечно-сосудистую систему. Никель — канцерогенный элемент, способный вызывать респираторные заболевания. Считается, что свободные ионы никеля (Ni^{2+}) примерно в 2 раза более токсичны, чем его комплексные соединения [4]. Избыток Ni вызывает гипогликемию, астму, тошноту, головную боль, рак носовой полости и лёгких. Механизмы токсичности никеля разнообразны; их действие в итоге приводит к разрушению клеточных мембран [9 ; 10 ; 14 ; 15 ; 16]. Опять же, выделенные из экологической ниши экстремофилов штаммы природных дрожжей рода *Rhodotorula*, связывающие Ni, кажутся перспективными для биоремедиации и производственных процессов.

На повестке дня у биотехнологов стоит применение не только нативных, но и генномодифицированных организмов. Результаты данной работы показывают возможность использовать природные штаммы, но выделенные из экстремальных условий обитания (они уже привлекают внимание [20]). Дальнейшее изучение экстремофильных микроорганизмов с применением omics-технологий [18] поможет оптимизировать механизмы связывания [19] и сделать шаг к эффективным бесклеточным системам.

Выводы:

1. Полученные результаты показали потенциальную возможность использования библиотеки природных микроорганизмов для осаждения как радионуклидов, так и тяжёлых металлов (основных загрязнителей природных и техногенных объектов), а также возможность применения выделенных и изученных штаммов микроорганизмов для концентрирования ряда металлов из малообогатённых руд или отходов добывающей промышленности.
2. Выявленное разнообразие фенотипов, а именно множественная устойчивость, свидетельствует о том, что существует, скорее всего, несколько механизмов толерантности.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. *Вредные химические вещества. Неорганические соединения V–VIII групп* : справочник / под ред. В. А. Филова. Ленинград : Химия, 1989. 592 с. [*Vrednye khimicheskie veshchestva. Neorganicheskie soedineniya V–VIII grupp* : spravochnik / V. A. Filov (Ed.). Leningrad : Khimiya, 1989, 552 p. (in Russ.)]
2. Захаров И. А., Кожин С. А., Кожина Т. Н., Федорова И. В. *Сборник методик по генетике дрожжей-сахаромицетов*. Ленинград : Наука, 1984. 144 с. [Zakharov I. A., Kozhin S. A., Kozhina T. N., Fedorova I. V. *Sbornik metodik po genetike drozhzhei-sakharomitsetov*. Leningrad : Nauka, 1984, 144 p. (in Russ.)]

3. Зенин А. А., Белоусова Н. В. *Гидрохимический словарь*. Ленинград : Гидрометеиздат, 1988. 240 с. [Zenin A. A., Belousova N. V. *Gidrokhimicheskii slovar'*. Leningrad : Gidrometeoizdat, 1988, 240 p. (in Russ.)]
4. Никаноров А. М. *Гидрохимия*. Санкт-Петербург : Гидрометеиздат, 2001. 444 с. [Nikanorov A. M. *Gidrokhiimiya*. Saint Petersburg : Gidrometeoizdat, 2001, 444 p. (in Russ.)]
5. *Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши* / под ред. А. Д. Семенова. Ленинград : Гидрометеиздат, 1977. 541 с. [*Rukovodstvo po khimicheskomu analizu poverkhnostnykh vod sushi* / A. D. Semenov (Ed.). Leningrad : Gidrometeoizdat, 1977, 541 p. (in Russ.)]
6. Azubuike C. C., Chikere C. B., Okpokwasili G. C. Bioremediation techniques – classification based on site of application: Principles, advantages, limitations, and prospects. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 2016, vol. 32, iss. 11, art. 180 (18 p.). <https://doi.org/10.1007/s11274-016-2137-x>
7. Barnett J. A., Payne R. W., Yarrow D. *Yeasts: Characteristics and Identification*. Cambridge : Cambridge University Press, 1983, 811 p.
8. Brim H., McFarlan S. C., Fredrickson J. K., Minton K. W., Zhai M., Wackett L. P., Daly M. J. Engineering *Deinococcus radiodurans* for metal remediation in radioactive mixed waste environments. *Nature Biotechnology*, 2000, vol. 18, iss. 1, pp. 85–90. <https://doi.org/10.1038/71986>
9. Chen C. Y., Lin T. H. Nickel toxicity to human term placenta: *in vitro* study on lipid peroxidation. *Journal of Toxicology and Environmental Health. Part A*, 1998, vol. 54, iss. 1, pp. 37–47. <https://doi.org/10.1080/009841098159015>
10. Fulkerson J. F. Jr., Garner R. M., Mobley H. L. T. Conserved residues and motifs in the NixA protein of *Helicobacter pylori* are critical for the high affinity transport of nickel ions. *The Journal of Biological Chemistry*, 1998, vol. 273, iss. 1, pp. 235–241. <https://doi.org/10.1074/jbc.273.1.235>
11. Gadd G. M., White C. Microbial treatment of metal pollution – A working biotechnology? *Trends in Biotechnology*, 1993, vol. 11, iss. 8, pp. 353–359. [https://doi.org/10.1016/0167-7799\(93\)90158-6](https://doi.org/10.1016/0167-7799(93)90158-6)
12. Jansson-Charrier M., Guibal E., Surjous R., Le Cloirec P. Continuous removal of uranium by biosorption onto chitosan: Application to an industrial effluent. In: *Biohydrometallurgical Processing* : proc. of the Intern. Biohydrometallurgy Symp. IBS-95, Viña del Mar, Chile, Nov. 19–22, 1995 / C. A. Jerez, T. Vargas, H. Toledo, J. V. Wiertz (Eds). Santiago, Chile : University of Chile, 1995, pp. 257–266.
13. Kreger-van Rij N. J. W. *The Yeasts. A Taxonomic Study*. Amsterdam : Elsevier Science Publishers, 1984, 1082 p.
14. Krishnaswamy R., Wilson D. B. Construction and characterization of an *Escherichia coli* strain genetically engineered for Ni(II) bioaccumulation. *Applied and Environmental Microbiology*, 2000, vol. 66, no. 12, pp. 5383–5386. <https://doi.org/10.1128/aem.66.12.5383-5386.2000>
15. Kuippers G., Boothman C., Bagshaw H., Ward M., Beard R., Bryan N., Lloyd J. R. The biogeochemical fate of nickel during microbial ISA degradation; implications for nuclear waste disposal. *Scientific Reports*, 2018, vol. 8, no. 1, art. 8753 (11 p.). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-26963-8>
16. Lin K. C., Chou I. N. Studies on the mechanisms of nickel ion-induced cell injury: Effects of nickel ion on microtubules. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 1990, vol. 106, iss. 2, pp. 209–221. [https://doi.org/10.1016/0041-008x\(90\)90241-1](https://doi.org/10.1016/0041-008x(90)90241-1)
17. Lloyd J. R., Macaskie L. E. Bioremediation of radionuclide-containing wastewaters. In: *Environmental Microbe-Metal Interactions* / D. R. Lovley (Ed.). Washington, DC : ASM Press, 2000, chap. 13, pp. 277–327. <https://doi.org/10.1128/9781555818098.ch13>
18. Malla M., Dubey A., Yadav S., Kumar A., Hashem A., Add_Allah E. F. Understanding and designing the strategies for the microbe-mediated remediation of environmental contaminants using omics approaches. *Frontiers in Microbiology*, 2018, vol. 9, art. 1132 (18 p.). <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01132>
19. McGraw V. E., Brown A. R., Boothman C., Goodacre R., Morris K., Sigeo D., Anderson L., Lloyd J. R. A novel adaptation mechanism underpinning algal colonization of a nuclear fuel storage pond. *mBio*, 2018, vol. 9, iss. 3, art. e02395-17. <https://doi.org/10.1128/mBio.02395-17>
20. Orellana R., Macaya C., Bravo G., Dorochesi F., Cumsille A., Valencia R., Rojas C., Seeger M. Living at the frontier of life: Extremophiles in Chile and their potential for bioremediation. *Frontiers*

- in *Microbiology*, 2018, vol. 9, art. 2309 (25 p.). <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.02309>
21. Polyakova A. V., Panikov N. S., Chernov I. Yu. Yeast diversity in hydromorphic soils with reference to a grass-sphagnum wetland in Western Siberia and a hummocky tundra region at Cane Barrow (Alaska). *Microbiology*, 2001, vol. 70, iss. 5, pp. 617–622. <https://doi.org/10.1023/A:1012328710111>
 22. Prakash D., Gabani P., Chandel A. K., Ronen Z., Singh O. V. Bioremediation: A genuine technology to remediate radionuclides from the environment. *Microbial Biotechnology*, 2013, vol. 6, no. 4, pp. 349–360. <https://doi.org/10.1111/1751-7915.12059>
 23. Schneider I. A. H., Rubio J. New trends in biosorption of heavy metals by freshwater macrophytes. In: *Biohydrometallurgical Processing* : proc. of the Intern. Biohydrometallurgy Symp. IBS-95, Viña del Mar, Chile, Nov. 19–22, 1995 / C. A. Jerez, T. Vargas, H. Toledo, J. V. Wiertz (Eds). Santiago, Chile : University of Chile, 1995, pp. 247–256.
 24. Velea I., Voicu A., Lazar I. Biosorption of some metallic ions from industrial effluents using fungal strains and bacterial exopolysaccharides. In: *Biohydrometallurgical Processing* : proc. of the Intern. Biohydrometallurgy Symp. IBS-95, Viña del Mar, Chile, Nov. 19–22, 1995 / C. A. Jerez, T. Vargas, H. Toledo, J. V. Wiertz (Eds). Santiago, Chile : University of Chile, 1995, pp. 267–276.
 25. White C., Sayer J. A., Gadd G. M. Microbial solubilization and immobilization of toxic metals: Key biogeochemical processes for treatment of contamination. *FEMS Microbiology Review*, 1997, vol. 20, iss. 3–4, pp. 503–516. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.1997.tb00333.x>

ADAPTATION OF NATURAL YEAST STRAINS TO HEAVY METAL AND RADIONUCLIDES SALTS*

V. P. Stepanova, A. V. Suslov, I. N. Suslova,
E. A. Sukhanova, B. F. Yarovoy, and V. N. Verbenko

Petersburg Nuclear Physics Institute named by B. P. Konstantinov
of National Research Centre “Kurchatov Institute”, Gatchina, Russian Federation

E-mail: verbenko_vn@npni.nrcki.ru

Ability of natural yeast strains to grow in conditions of high concentrations of heavy metal and radionuclides salts was studied. More than 500 strains were tested for resistance to salts of heavy metals (U, Cs, Sr, Ni, Ar, Cu, Cd, and Co) and to elevated temperature (t) (+37...+52 °C). Most of the strains tested were resistant to one or more selective factors. Combinations of (t, Cd, Cu, Co) and (Cd, Cu, Co) occurred with the highest frequencies: 36 and 26 %, respectively. Ability of isolated strains to grow in the presence of high concentrations of radioactive isotopes Cs and Ni and to bind them with high efficiency was established. The results showed the possibility of potential using of libraries of natural microorganisms for disposal of both radionuclides and heavy metals, which are the main pollutants of natural and anthropogenic objects, as well as the possibility of using of isolated and tested strains of microorganisms for concentrating metals from low-grade ores or mining industry waste. Phenotypes diversity revealed indicates probable existence of several mechanisms of resistance to high heavy metals concentrations.

Keywords: natural yeast strains, adaptation, heavy metals, radioisotopes ¹³⁷Cs and ⁶³Ni, bioremediation

*The materials of the article were presented at the Readings in memory of Academician G. G. Polikarpov “Radiochemoecology: Progress and Prospects” (Sevastopol, IBSS, 2019).

УДК 546.49:551.463.8(262.5)

КОНЦЕНТРИРОВАНИЕ РТУТИ ВО ВЗВЕШЕННОМ ВЕЩЕСТВЕ ПЕНЫ И ВОДЫ ЧЁРНОГО МОРЯ*

© 2020 г. А. П. Стецюк

Федеральный исследовательский центр «Институт биологии южных морей
имени А. О. Ковалевского РАН», Севастополь, Российская Федерация

E-mail: alex-ra-777@mail.ru

Поступила в редакцию 17.02.2020; после доработки 26.06.2020;
принята к публикации 21.09.2020; опубликована онлайн 30.09.2020.

Способность взвешенного вещества концентрировать ртуть может быть превалирующим фактором в очищении водной толщи Чёрного моря. В результате седиментации взвешенные частицы выносят загрязнения из поверхностного слоя воды и в итоге могут депонировать их в донных осадках, участвуя таким образом в процессах самоочищения морской акватории. Взвешенное вещество как дисперсная фаза водной среды, рассматриваемой в качестве гетерогенной дисперсной системы, может быть более насыщено ртутью, чем сама вода как дисперсионная среда. В данной работе определён вклад растворённой и взвешенной форм ртути в её общее содержание и оценена концентрирующая способность взвешенного вещества в отношении ртути, обуславливающая биогеохимическое самоочищение вод от ртути. Все пробы воды разделяли на фильтрат и взвесь путём их фильтрации через нуклеопоровые фильтры с диаметром пор 0,45 мкм. Измерения содержания ртути проводили на анализаторе «Хиранума-1» методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии. Концентрацию растворённой ртути в воде определяли в пересчёте на литр, а во взвешенном веществе — на литр и на грамм сухой массы. Выявлено превалирование растворённой формы ртути независимо от сезона года с варьированием её процентного содержания в диапазоне 66,3–85,8 % от общей (суммарной) концентрации ртути. Средняя концентрация взвешенной формы составила 14,2–33,7 % от её общего содержания. При этом значения концентрации взвешенного вещества ($m_{\text{взв}}$) варьировали от 0,1 до 15,0 мг·л⁻¹ за весь исследованный период, а коэффициент накопления ртути взвешенным веществом ($K_{\text{нвзв}}$) изменялся в диапазоне от $n \cdot 10^3$ до $n \cdot 10^7$. Определён значительный вклад взвешенной формы ртути в её общее содержание в морской пене, образованной в штормовую погоду. Так, при концентрации взвешенного вещества в морской воде 9,6 мг·л⁻¹ концентрация растворённой формы ртути имела значение 55 нг·л⁻¹, а взвешенной — 20 нг·л⁻¹. В морской пене концентрация взвешенного осадочного вещества составила 895,2 мг·л⁻¹, а концентрация ртути достигла 200 нг·л⁻¹ в растворённой форме и 260 нг·л⁻¹ — во взвешенной. Содержание общей (суммарной) ртути в морской пене при этом превышало предельно допустимую концентрацию (100 нг·л⁻¹) для морской воды. В данном случае $K_{\text{нвзв}}$ для морской воды был равен $3,8 \cdot 10^4$, а для пены — $1,5 \cdot 10^3$. Такое распределение ртути в морской взвеси, пене и воде, а также полученные значения коэффициента накопления свидетельствуют о большой важности взвешенного вещества в самоочищении морской акватории. При низком содержании ртути в воде концентрирующая способность взвешенного вещества, характеризуемая относительно высокими значениями его коэффициента накопления ртути, становится весьма значимым фактором в седиментационном самоочищении вод от ртути, однако при повышении загрязнения вод ртутью влияние этого фактора снижается.

Ключевые слова: ртуть, взвешенное вещество, морская пена, Чёрное море

* Материалы статьи были представлены на Чтениях памяти академика Г. Г. Поликарпова «Радиоэкология: успехи и перспективы» (Севастополь, ИнБЮМ, 2019 г.).

Ртуть относится к веществам первого класса опасности и является одним из наиболее экологически значимых загрязнителей Чёрного моря [14]. Как известно, при концентрации ртути $0,1 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ подавляется жизнедеятельность одноклеточных водорослей [12]. При содержании ртути $0,018 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ биохимические процессы самоочищения в водах тормозятся, а при $2,0 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ они прекращаются [1 ; 4].

Ртуть может поступать в окружающую среду из различных природных и антропогенных источников. Основными природными её источниками можно назвать вулканическую деятельность, дегазацию земной коры, а также испарение с водной поверхности с последующим ветровым переносом. Так, поступление ртути в Чёрное море только с водами р. Дунай оценивается в $48,7\text{--}58,9 \text{ т}\cdot\text{год}^{-1}$ [16], а во всю акваторию моря из других источников — в $80 \text{ т}\cdot\text{год}^{-1}$ [17]. К антропогенным источникам поступления ртути в Чёрное море можно отнести промышленные и коммунальные стоки, судоремонтные предприятия, морской транспорт.

Согласно литературным данным, преобладающим фактором в седиментационном очищении вод является концентрирующая способность взвесей [2 ; 10]. За счёт сорбции содержание ртути во взвешенном веществе может быть значительным. В результате седиментации взвешенные частицы выносят загрязнения из поверхностного слоя водной толщи и в итоге могут депонировать их в донных осадках, участвуя таким образом в процессах самоочищения морской акватории. Во время штормовой погоды (в основном на мелководье шельфа и побережья) происходит перемешивание верхнего слоя донных отложений с придонным слоем воды; вследствие биогеохимического цикла, загрязнения поступают обратно в водную толщу. При этом поверхностная вода прибрежной акватории интенсивно наполняется взвешенным осадочным веществом и поэтому является качественно новым удобным объектом исследования процессов самоочищения морской среды от ртути. Рассеянное осадочное вещество, как практически все биотические и абиотические компоненты морских экосистем, может быть более насыщено ртутью, чем вода, рассматриваемая как дисперсионная среда.

Целью данной работы было определить вклад растворённой и взвешенной форм ртути в её общее содержание, концентрирующую способность взвешенного вещества в отношении ртути, а также рассчитать процент извлечения ртути взвесью для оценки вклада взвешенной формы ртути в общую (суммарную) концентрацию в системе взвесь — вода. Для этого был проведён анализ массива данных по содержанию ртути в акватории Чёрного моря с 2011 по 2017 г. и исследовано содержание ртути в морской пене в 2018 г.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Для выявления вклада растворённой и взвешенной форм ртути в общую использованы опубликованные и не опубликованные ранее данные по содержанию её в Чёрном море за период 2011–2017 гг. [9 ; 10]. Станции отбора проб показаны на рис. 1. Вода для исследования отобрана во время рейсов НИС «Профессор Водяницкий» (№ 70, 72, 79, 80, 88, 90, 92, 93, 96, 99, 100), а также в бухтах Севастополя. В штормовую погоду в 2018 г. были отобраны пробы воды и пены с поверхностного слоя Чёрного моря ($44^{\circ}39.167'N$, $31^{\circ}50.445'E$).

Все пробы воды разделяли путём фильтрации через предварительно взвешенные нуклеопоровые фильтры с диаметром пор $0,45 \text{ мкм}$ на две части — фильтрат и взвесь на фильтрах. Далее взвесь высушивали в естественных условиях и снова взвешивали на микроаналитических весах Sartorius с погрешностью измерения $0,1 \text{ мг}$. По разнице масс фильтров после и до фильтрации вычисляли сухую массу взвешенного вещества. Затем фильтр с сухой взвесью подвергали обработке по ГОСТ 26927. Измерения концентрации ртути проводили методом беспламенной атомно-абсорбционной спектrophотометрии на анализаторе «Хиранума-1». Для калибровки отбора использовали аттестационные стандартные образцы раствора ионов ртути ГСО 7879-2001.

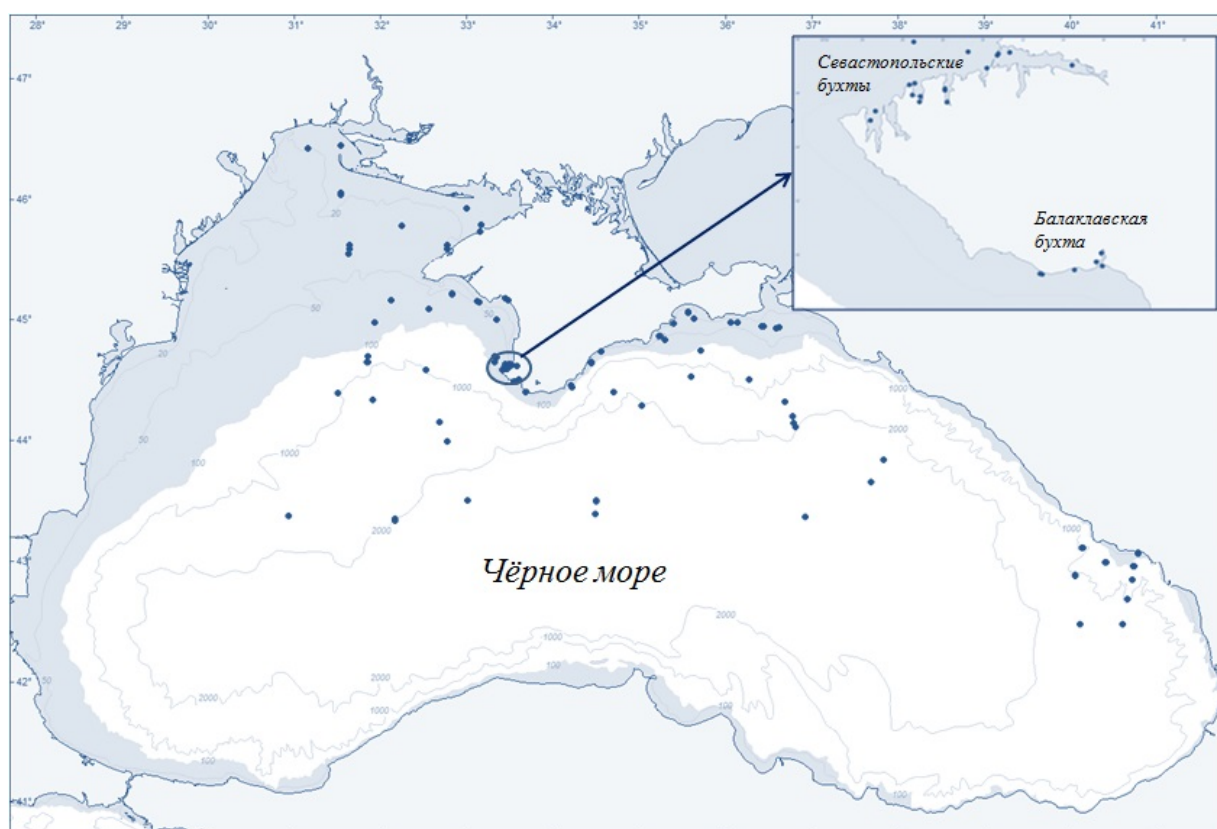


Рис. 1. Карта отбора проб в Чёрном море [13]

Fig. 1. Map of sampling in the Black Sea [13]

Анализ серии градуировочных растворов с концентрацией ртути 0,2; 0,4; 0,6; 0,8; 1 мкг·л⁻¹ (по 10 повторов каждая) показал воспроизводимость результатов с относительной ошибкой, не превышающей 2 %.

Концентрацию растворённой формы ртути в воде определяли в пересчёте на литр, а во взвешенном веществе — на литр и на грамм сухой массы.

Для характеристики концентрирующей способности взвешенного вещества рассчитывали коэффициент накопления ртути ($K_{H_{B3B}}$) [7]:

$$K_{H_{B3B}} = \frac{1000 \cdot C_{B3B}}{C_w}, \quad (1)$$

где C_{B3B} — удельная концентрация ртути во взвешенном веществе, нг·г⁻¹;

C_w — концентрация растворённой формы ртути в воде, нг·л⁻¹.

Зависимость процента извлечения ртути взвешенным веществом из водной среды от коэффициентов накопления ($K_{H_{B3B}}$) и концентрации взвеси $10^{-6}B$ рассчитывали по формуле [6]:

$$A_1 = \frac{K_{H_{B3B}}}{K_{H_{B3B}} + \frac{1}{10^{-6}B}} (\%), \quad (2)$$

где $B = \frac{P_1}{P_2}$;

P_1 — масса сухой взвеси;

P_2 — масса воды, равная 10^6 г;

$10^{-6}B$ — концентрация взвеси в водной среде в частях на 1 млн, мг·л⁻¹.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Данные за 2011–2017 гг. проанализированы по сезонам и глубине. Для каждой группы данных рассчитаны средние значения концентраций различных форм ртути в $\text{нг}\cdot\text{л}^{-1}$ (рис. 2). Максимальная среднегодовая концентрация общей формы ртути зафиксирована в 2014 г., а минимальная — в 2012 г. в весенний период (рис. 2А). Результаты показали превалирование растворённой формы ртути (рис. 2В) с варьированием её процентного содержания в диапазоне 66,3–85,8 % от общей концентрации ртути. Средняя концентрация взвешенной формы составила 14,2–33,7 % от концентрации её общей формы.

При этом значения концентрации сухой массы взвешенного вещества варьировали от 0,1 до 15,0 $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$ за весь исследованный период.

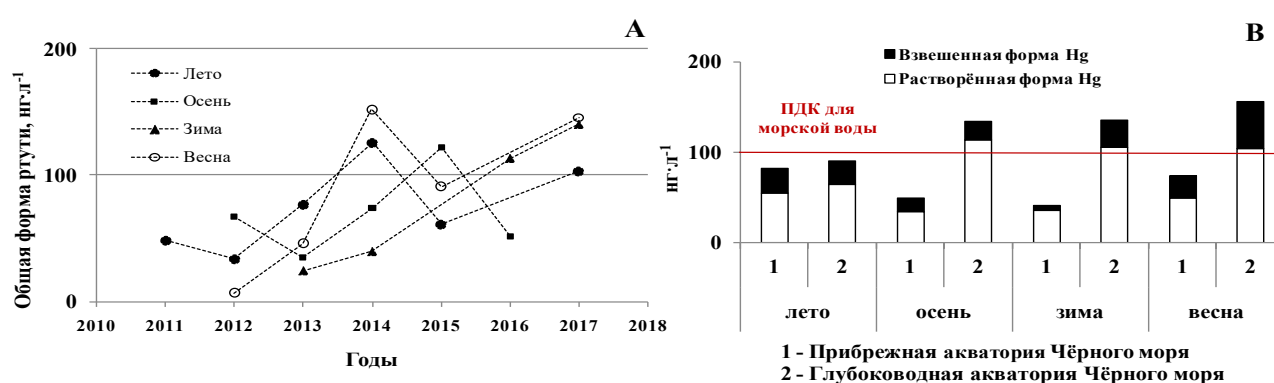


Рис. 2. А — среднегодовое содержание общей формы ртути в акватории Чёрного моря в 2011–2017 гг.; В — средние значения концентраций растворённой и взвешенной форм ртути в разные сезоны года

Fig. 2. А – average annual concentration of total form of mercury in the Black Sea in 2011–2017; В – average concentrations of dissolved and suspended forms of mercury during different seasons

На рис. 2В показано, что летом как в прибрежных, так и в глубоководных акваториях Чёрного моря средние значения содержания растворённой и взвешенной форм ртути примерно равны и суммарно не превышают ПДК для морской воды ($100 \text{нг}\cdot\text{л}^{-1}$). В другие сезоны года для прибрежных акваторий Чёрного моря среднее содержание ртути сравнительно ниже, а для глубоководных — значительно выше. Из рис. 2В видно, что весной средние значения содержания растворённой и взвешенной форм ртути как в прибрежных, так и в глубоководных акваториях выше, чем осенью и зимой. Также заметен возросший вклад взвешенной формы ртути в её общее содержание, что свидетельствует об активизации аккумулирующей способности взвеси в отношении ртути. Скорее всего, это обусловлено увеличением весной способности к первичной продукции биотической компоненты взвеси (в частности, фитопланктона) как следствие возрастающего влияния двух факторов — тепла и света. Повышенное содержание в глубоководных акваториях Чёрного моря растворённой формы ртути в эти три относительно низкотемпературных сезона (осень, зима, весна) по сравнению с концентрацией в прибрежных акваториях связано, вероятно, с низкой аккумулирующей способностью взвеси в отношении ртути и с соответствующей пониженной элиминирующей способностью взвеси транспортировать ртуть седиментационным путём из поверхностного слоя в сторону дна, так как ранее описано закономерно уменьшающееся содержание тотальной взвеси поверхностной воды в акваториях Чёрного и Азовского морей вблизи Крымского полуострова от прибрежных акваторий в сторону открытых глубоководных [8].

Превалирование в летний сезон значений взвешенной и растворённой форм ртути и для прибрежных, и для глубоководных районов Чёрного моря над содержанием ртути в прибрежных акваториях для относительно низкотемпературных сезонов (осень, зима, весна) связано, скорее всего, с возрастанием способности к первичной продукции биотической компоненты взвеси (в основном фитопланктона) [3] и с соответствующим ростом её элиминирующей способности выводить аккумулируемую ею ртуть из поверхностного слоя в сторону донных отложений.

В табл. 1 представлены средние значения для всей выборки данных, а также диапазоны варьирования удельной сухой массы взвешенного вещества в разные периоды. Минимальное содержание взвешенного вещества отмечено в летний ($0,99 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$) и зимний ($0,60 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$) сезоны в глубоководной части Чёрного моря. Максимальные средние значения концентрации взвешенного вещества ($m_{\text{взв}}$) зарегистрированы в зимний ($2,96 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$) и весенний ($3,90 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$) периоды в прибрежной акватории Крыма.

Таблица 1. Средние значения концентрации взвеси и концентрации ртути во взвеси в акватории Чёрного моря в период 2011–2017 гг. (в скобках указаны диапазоны варьирования)

Table 1. Average values of suspension concentration and specific mercury concentration in suspension from Black Sea water area in 2011–2017 (figures in brackets indicate ranges of variation)

Сезон года	Район исследования	Концентрация взвеси ($m_{\text{взв}}$), $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$	Удельная концентрация ртути во взвеси ($C_{\text{взв}}$), $\text{нг}\cdot\text{г}^{-1}$ сухой массы
Лето	Прибрежная акватория Крыма	1,75 (0,3–10)	30197 (408–500000)
	Глубоководная часть Чёрного моря	0,99 (0,1–3,1)	53038 (4839–320000)
Осень	Прибрежная акватория Крыма	1,67 (0,6–7)	9625 (614–30769)
	Глубоководная часть Чёрного моря	1,08 (0,2–3)	23353 (1447–100000)
Зима	Прибрежная акватория Крыма	2,96 (0,5–14,7)	5144 (314–41667)
	Глубоководная часть Чёрного моря	0,60 (0,1–3,4)	131317 (3333–1100000)
Весна	Прибрежная акватория Крыма	3,90 (0,5–15)	17375 (825–85000)
	Глубоководная часть Чёрного моря	1,62 (0,5–3,6)	10831 (2861–26400)

С учётом массы взвеси ($\text{г}\cdot\text{л}^{-1}$) и содержания в ней ртути ($\text{нг}\cdot\text{л}^{-1}$) рассчитана концентрация ртути во взвешенном веществе ($\text{нг}\cdot\text{г}^{-1}$) (см. табл. 1). Содержание ртути во взвеси было минимальным ($314 \text{ нг}\cdot\text{г}^{-1}$) в зимний период в прибрежной акватории Крыма. Наибольшее значение ($1\,100\,000 \text{ нг}\cdot\text{г}^{-1}$) зафиксировано зимой в глубоководной части Чёрного моря. Рассчитанный по формуле (1) коэффициент накопления ртути взвешенным веществом ($K_{\text{нвзв}}$) изменялся в диапазоне от $n\cdot 10^3$ до $n\cdot 10^7$.

На рис. 3 представлено графическое изображение изменения коэффициента накопления ртути взвесями ($K_{\text{нвзв}}$) в зависимости от её концентрации в воде (C_w) для разных сезонов и акваторий. На графике (рис. 3D) видно, что в весенний период в прибрежной части Чёрного моря значения $K_{\text{нвзв}}$ менялись с увеличением C_w со статистической достоверностью $R^2 = 0,73$.

В глубоководной части Чёрного моря в этот же сезон зависимости $K_{н_{взв}}$ от C_w имели низкий коэффициент достоверности аппроксимации ($R^2 = 0,04$). Летом величины R^2 составили 0,01 для прибрежной части Чёрного моря и 0,32 — для глубоководной (рис. 3А). Осенью тот же параметр имел значение 0,64 для прибрежной акватории и 0,25 — для глубоководной (рис. 3В). В зимний период $R^2 = 0,01$ для глубоководной части Чёрного моря и $R^2 = 0,50$ — для прибрежной (рис. 3С). В итоге наиболее достоверные тренды были определены для прибрежной акватории, за исключением летнего сезона.

Полученные зависимости (рис. 3) имели низкий коэффициент детерминации летом в прибрежной части (рис. 3А), а зимой (рис. 3С) и весной (рис. 3D) — в глубоководной. Это свидетельствует как о различной репрезентативности данных, так и о разнице в способности взвесей аккумулировать ртуть из прибрежных и глубоководных акваторий в разные сезоны года. В целом по аппроксимирующей зависимости в остальных случаях можно сказать, что с повышением концентрации растворённой формы ртути в воде (C_w) концентрирующая способность взвешенных веществ снижается.

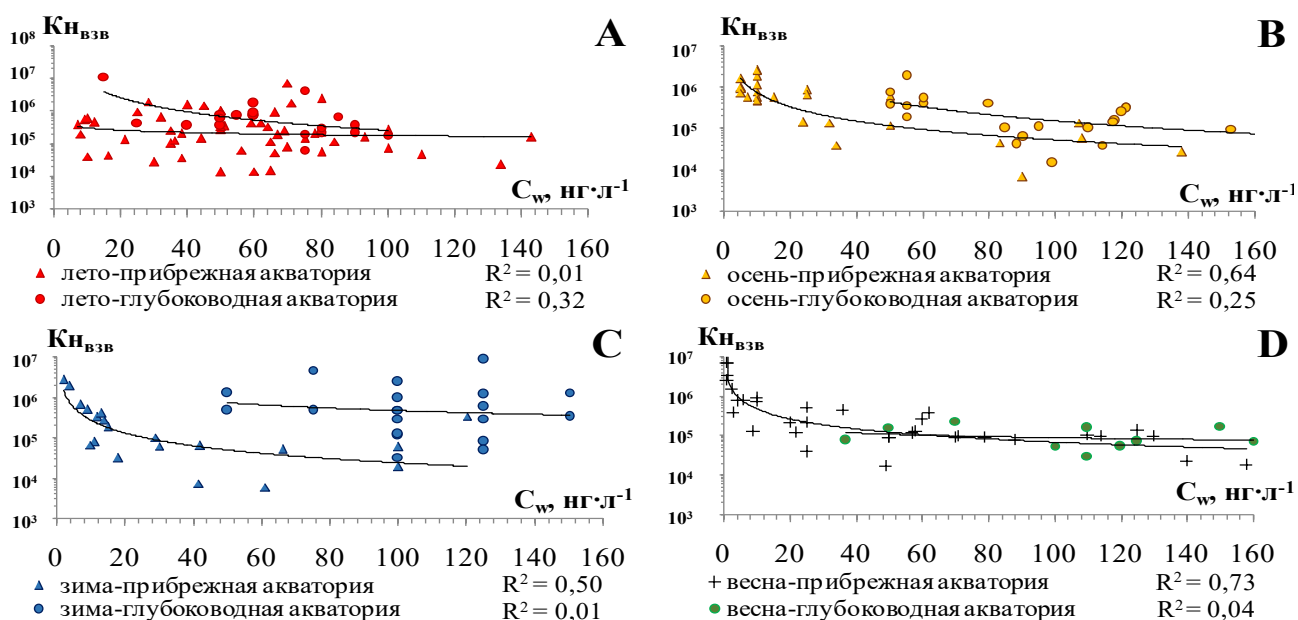


Рис. 3. Зависимость коэффициента накопления ($K_{н_{взв}}$) ртути взвешенным веществом от концентрации растворённой формы ртути в воде (C_w , $нг·л^{-1}$) в разные сезоны года (А — лето; В — осень; С — зима; D — весна) и в разных акваториях

Fig. 3. Dependence of change of the accumulation coefficient of mercury in suspended matter ($K_{н_{взв}}$) on concentration of dissolved form of mercury in water (C_w , $ng·L^{-1}$) during different seasons (A – summer; B – autumn; C – winter; and D – spring) and in different water areas

С помощью формулы (2) была рассчитана зависимость процентной величины извлечения ртути взвешенным веществом из морской среды от коэффициента накопления (рис. 4).

Согласно рис. 4, процентная величина извлечения ртути взвесью изменяется с увеличением $K_{н_{взв}}$ с практически одинаковой статистической достоверностью для разных сезонов и районов Чёрного моря, за исключением весеннего периода в глубоководной акватории. По полученным данным, при значениях $K_{н_{взв}} > 10^6$ практически всю ртуть извлекает взвешенное вещество морской воды, что свидетельствует о его высокой концентрирующей способности.

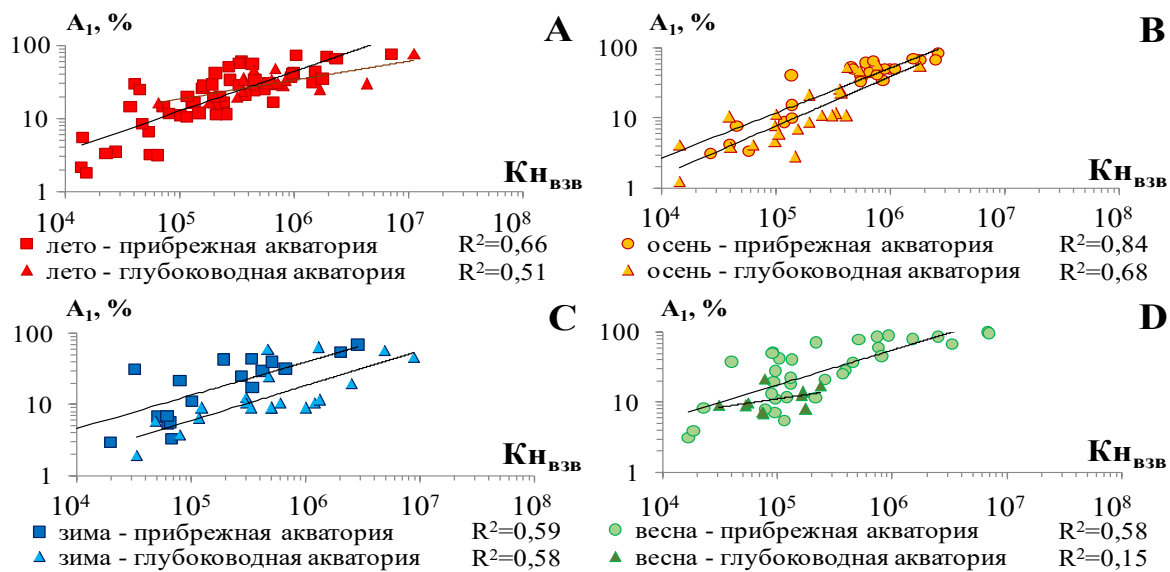


Рис. 4. Зависимость процентного извлечения ртути взвешенным веществом ($A_1, \%$) от коэффициента накопления ($K_{H_{взв}}$) в разные сезоны года (А — лето; В — осень; С — зима; D — весна) и в разных акваториях

Fig. 4. Dependence of the percentage of mercury accumulation by suspended matter ($A_1, \%$) on the accumulation coefficient ($K_{H_{взв}}$) during different seasons (A – summer; B – autumn; C – winter; and D – spring) and in different water areas

Зависимость процентного извлечения ртути взвесью от C_w для разных сезонов и акваторий в основном имела слабо выраженные тренды (рис. 5), за исключением весеннего периода в глубоководной зоне ($R^2 = 0,83$) (рис. 5D). При этом во всех случаях отмечено уменьшение доли взвешенной формы ртути с увеличением концентрации её растворённой формы в воде, что полностью соответствует функциональной зависимости, выраженной формулой (2).

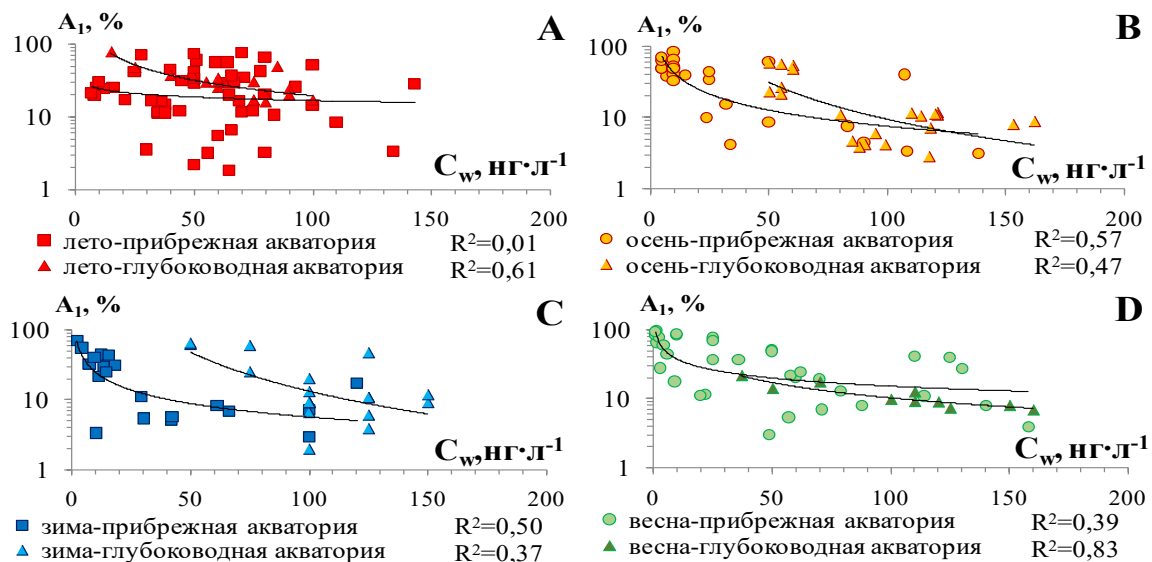


Рис. 5. Зависимость процентного извлечения ртути взвешенным веществом ($A_1, \%$) от концентрации растворённой формы ртути ($C_w, \text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$) в разные сезоны года (А — лето; В — осень; С — зима; D — весна) и в разных акваториях

Fig. 5. Dependence of the percentage of mercury accumulation by suspended matter ($A_1, \%$) on dissolved form of mercury ($C_w, \text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$) during different seasons (A – summer; B – autumn; C – winter; and D – spring) and in different water areas

Ранее при изучении механизма образования пены на поверхности морской воды было установлено, что органическое вещество морской воды переходит из растворённого состояния в пену и во взвесь, поскольку обрывки оболочек разрушающихся пузырьков пены превращаются в диспергированные частицы [11].

В данной работе исследовано влияние штормового взмучивания на соотношение и величину различных форм ртути в воде. В штормовую погоду концентрация взвешенного осадочного вещества в морской воде составила $9,6 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$, а в морской пене — $895,2 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ (рис. 6).

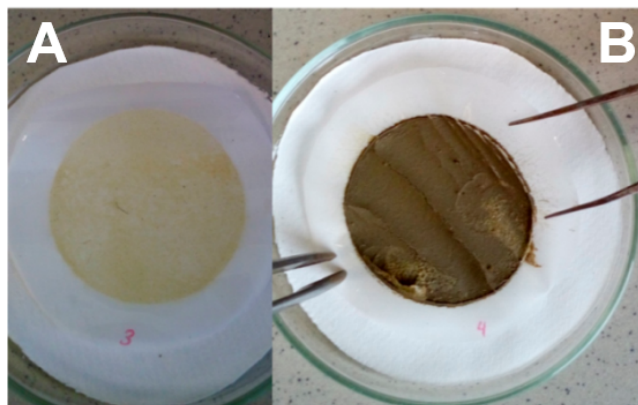


Рис. 6. А — взвесь, полученная из морской воды; В — взвесь, полученная из морской пены

Fig. 6. А – suspended matter obtained from seawater; В – suspended matter obtained from sea foam

Концентрация растворённой формы ртути в морской воде составила $55 \text{ нг}\cdot\text{л}^{-1}$, а в морской пене достигла $200 \text{ нг}\cdot\text{л}^{-1}$, превысив ПДК ($100 \text{ нг}\cdot\text{л}^{-1}$) [5]. Значения для взвешенной формы ртути были равны $20 \text{ нг}\cdot\text{л}^{-1}$ в морской воде и $260 \text{ нг}\cdot\text{л}^{-1}$ — в морской пене (рис. 7). Концентрация общей (суммарной) ртути в морской пене при этом превышала не только ПДК для морской воды, но и нормативы для донных осадков ($300 \text{ нг}\cdot\text{л}^{-1}$) [15]. Концентрация ртути во взвешенном осадочном веществе составила $2083 \text{ нг}\cdot\text{г}^{-1}$ сухой массы для взвеси, полученной из морской воды, и $290 \text{ нг}\cdot\text{г}^{-1}$ сухой массы — для взвеси из морской пены. Коэффициент накопления ртути взвешенным веществом ($K_{\text{взв}}$) для морской воды был равен $3,8\cdot 10^4$, а для пены — $1,5\cdot 10^3$. Такое распределение ртути в морской пене и воде, а также полученные значения $K_{\text{взв}}$ могут свидетельствовать о высокой концентрирующей способности морских осадочных взвесей и об их важности в самоочищении морской акватории.

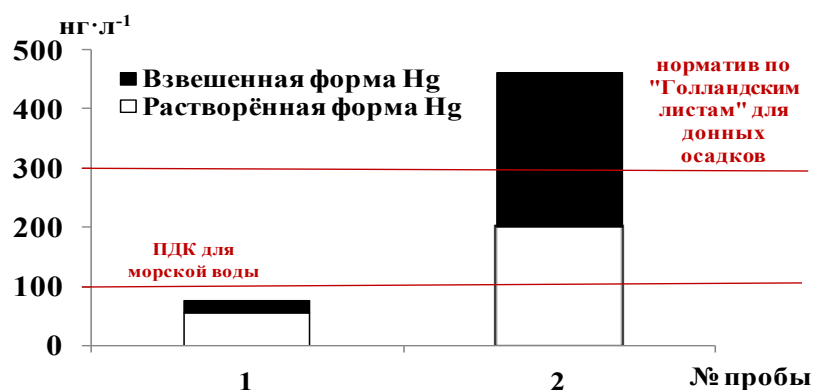


Рис. 7. Проба 1 — общее содержание ртути в морской воде, $\text{нг}\cdot\text{л}^{-1}$; проба 2 — общее содержание ртути в морской пене, $\text{нг}\cdot\text{л}^{-1}$

Fig. 7. Sample 1 – concentration of total mercury in seawater, $\text{нг}\cdot\text{л}^{-1}$; sample 2 – concentration of total mercury in sea foam, $\text{нг}\cdot\text{л}^{-1}$

Заключение. В акватории Чёрного моря превалирует растворённая форма ртути независимо от сезона года; её процентное содержание варьирует в диапазоне 66,3–85,8 % от общей концентрации ртути. Коэффициент накопления ртути взвешенным веществом изменялся в пределах от $n \cdot 10^3$ до $n \cdot 10^7$; при его значениях $> 10^6$ практически вся ртуть переходила во взвесь. При низких концентрациях ртути в воде концентрирующая способность взвесей, в силу относительно высоких значений $K_{н\text{взв}}$, является значимым фактором седиментационного самоочищения вод, однако при повышении загрязнения вод ртутью её влияние снижается. При этом содержание взвешенной формы ртути вносит достаточно весомый вклад в общую её концентрацию, особенно в морской пене. Перераспределение осадочного взвешенного вещества в пену может служить источником ремобилизации ртути в морскую воду. Именно поэтому пределы изменения коэффициента накопления могут быть определяющими показателями в самоочищении морской среды; их можно использовать при решении задач лимитирования поступления ртути в акваторию Чёрного моря, что позволит своевременно выявить вероятность экологической опасности.

Работа выполнена в рамках государственного задания ФИЦ ИнБЮМ по теме «Молекулярно-биологические и биогеохимические основы гомеостаза морских экосистем» (№ гос. регистрации АААА-А18-118020890090-2).

Благодарность. Автор признательна за отбор проб сотрудникам отдела радиационной и химической биологии ИнБЮМ Поповичеву В. Н., Сидорову И. Г., Проскурнину В. Ю. и Параскиву А. А.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Герлах С. А. *Загрязнение морей: диагноз и терапия*. Ленинград : Гидрометеиздат, 1985. 263 с. [Gerlakh S. A. *Zagryaznenie morei: diagnost i terapiya*. Leningrad : Gidrometeoizdat, 1985, 263 p. (in Russ.)]
2. Егоров В. Н., Гулин С. Б., Игнатов Е. И., Поповичев В. Н., Малахова Л. В., Плотицына О. В., Стецюк А. П., Артемов Ю. Г. Биогеохимические и геоэкологические аспекты загрязнения ртутью Чёрного моря // *Ртуть в биосфере: эколого-геохимические аспекты* : сб. тр. II Междунар. симп., Новосибирск, 21–25 сентября 2015 г. Новосибирск : ИНХ СО РАН, 2015. С. 145–150. [Egorov V. N., Gulín S. B., Ignatov E. I., Popovichev V. N., Malakhova L. V., Plotitsyna O. V., Stetsyuk A. P., Artemov Yu. G. Biogeokhimicheskie i geoeologicheskie aspekty zagryazneniya rtut'yu Chernogo morya. In: *Rtut' v biosfere: ekologo-geokhimicheskie aspekty* : sb. tr. II Mezhdunar. simp., Novosibirsk, 21–25 Sept. 2015. Novosibirsk : INKh SO RAN, 2015, pp. 145–150. (in Russ.)]
3. Егоров В. Н., Поповичев В. Н., Гулин С. Б., Бобко Н. И., Родионова Н. Ю., Царина Т. В., Марченко Ю. Г. Влияние первичной продукции фитопланктона на оборот биогенных элементов в прибрежной акватории г. Севастополя (Чёрное море) // *Биология моря*. 2018. Т. 44, вып. 3. С. 207–214. [Egorov V. N., Popovichev V. N., Gulín S. B., Bobko N. I., Rodionova N. Yu., Tsarina T. V., Marchenko Yu. G. The influence of phytoplankton primary production on the cycle of biogenic elements in the coastal waters off Sevastopol, Black Sea. *Biologiya morya*, 2018, vol. 44, iss. 3, pp. 207–214. (in Russ.)]. <http://doi.org/10.1134/S1063074018030057>
4. Лапердина Т. Г. *Определение ртути в природных водах*. Новосибирск : Наука, 2000. 222 с. [Laperdina T. G. *Opredelenie rtuti v prirodnikh vodakh*. Novosibirsk : Nauka, 2000, 222 p. (in Russ.)]
5. *Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения* : приказ Министерства сельского хозяйства РФ № 552 от 13.12.2016 [Электронный ресурс]. [Ob utverzhdenii normativov kachestva vody vodnykh ob'ektov rybokhozyaystvennogo znacheniya, v tom chisle normativov predel'no dopustimykh kontsentratsii vrednykh veshchestv v vodakh vodnykh ob'ektov rybokhozyaystvennogo znacheniya : prikaz Ministerstva sel'skogo

- khozyaistva RF No. 552 ot 13.12.2016 [Electronic resource]. URL: <http://www.pravo.gov.ru/> [accessed 10.12.2018]. (in Russ.)]
6. Поликарпов Г. Г. *Радиоэкология морских организмов*. Москва : Атомиздат, 1964. 295 с. [Polikarpov G. G. *Radioekologiya morskikh organizmov*. Moscow : Atomizdat, 1964, 295 p. (in Russ.)]
 7. Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н. *Морская динамическая радиохемозология*. Москва : Энергоатомиздат, 1986. 176 с. [Polikarpov G. G., Egorov V. N. *Marine Dynamic Radiochemoecology*. Moscow : Energoatomizdat, 1986, 176 p. (in Russ.)]
 8. Поповичев В. Н., Стецюк А. П. Взвешенное вещество в акваториях Чёрного и Азовского морей вблизи Крымского полуострова (по материалам рейсов НИС «Профессор Водяницкий» в 2016–2017 гг.) // *Пищевые технологии: исследования, инновации, маркетинг* : материалы I Нац. науч.-практ. конф., Керчь, 1–3 октября 2018 г. Симферополь : Изд-во SololRich, 2018. С. 166–168. [Popovichev V. N., Stetsyuk A. P. Vzveshennoe veshchestvo v akvatoriyakh Chernogo i Azovskogo morei vblizi Krymskogo poluostrova (po materialam reisov NIS “Professor Vodyanitskii” v 2016–2017 gg.). In: *Pishchevye tekhnologii: issledovaniya, innovatsii, marketing* : materialy I Nats. nauch.-prakt. konf., Kerch, 1–3 Oct. 2018. Simferopol : Izd-vo SololRich, 2018, pp. 156–158. (in Russ.)]
 9. Стецюк А. П. Концентрация растворённой и взвешенной форм ртути в морской пене и воде // *Радиохемозология: успехи и перспективы* : материалы чтений памяти акад. Г. Г. Поликарпова, Севастополь, 14–16 августа 2019 г. Севастополь : ФИЦ ИнБЮМ, 2019. С. 42. [Stetsyuk A. P. Kонтсентратиya rastvorennoi i vzveshennoi form rtuti v morskoi pene i vode. In: *Radiokhemoekologiya: uspekhi i perspektivy* : materialy chtenii pamyati akad. G. G. Polikarpova, Sevastopol, 14–16 Aug. 2019. Sevastopol : IBSS, 2019, p. 42. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.21072/978-5-6042938-3-6>
 10. Стецюк А. П., Егоров В. Н. Способность морских взвесей концентрировать ртуть в зависимости от её содержания в акваториях шельфа // *Системы контроля окружающей среды*. 2018. Вып. 13 (33). С. 123–132. [Stetsyuk A. P., Egorov V. N. Marine suspensions ability to concentrate mercury depending on its contents in the shelf water area. *Sistemy kontrolya okruzhayushchei sredy*, 2018, iss. 13 (33), pp. 123–132. (in Russ.)]. <http://doi.org/10.33075/2220-5861-2018-3-123-132>
 11. Скопинцев Б. А. Об органических поверхностно-активных веществах морской воды // *Метеорология и гидрология*. 1939. № 2. С. 75–79. [Skopintsev B. A. Ob organicheskikh poverkhnostno-aktivnykh veshchestvakh morskoi vody. *Meteorologiya i gidrologiya*, 1939, no. 2, pp. 75–79. (in Russ.)]
 12. Трахтенберг И. М., Коршун М. И. Ртуть и её соединения // *Вредные химические вещества. Неорганические соединения элементов I–IV групп* : справ. изд. / ред.: В. А. Филов и др. Ленинград : Химия, 1988. С. 170–188. [Trakhtenberg I. M., Korshun M. I. Rtuť i ee soedineniya. In: *Vrednye khimicheskie veshchestva. Neorganicheskie soedineniya elementov I–IV grupp* : sprav. izd. / V. A. Filov, etc. (Eds). Leningrad : Khimiya, 1988, pp. 170–188. (in Russ.)]
 13. Belokopytov V. N. “Oceanographer”: Applied software for oceanographic surveys. In: *International Symposium on Information Technology in Oceanography*, Goa, India, 12–16 Oct. 1998. Goa, 1998, p. 79.
 14. Mee L. D. The Black Sea in crisis: A need for concerted international action. *Ambio*, 1992, vol. 21, pp. 278–286.
 15. Neue Niederlandische Liste. In: *Altlasten Spektrum* 3/95.
 16. Polikarpov G. G., Egorov V. N., Kulebakina L. G., Svetasheva S. K. Contamination Hg dynamics of the Danube River ecosystem components. In: *Water Pollution Control in the Basin of the River Danube* : proc. intern. conf., Novi Sad, 20–23 June 1989. Yugoslavia, 1989, pp. 67–71.
 17. Zaitsev Yu. P. Impact of eutrophication on the Black Sea fauna. In: *Fisheries and Environment Studies in the Black Sea* / A. Kocatas, T. Koray, M. Kaya, O. F. Kara (Eds). Rome : FAO, 1993, pt. 2, pp. 63–86. (General Fisheries Council for Mediterranean. Studies and Review ; vol. 64).

MERCURY ACCUMULATION IN SUSPENDED MATTER OF FOAM AND WATER OF THE BLACK SEA*

A. P. Stetsiuk

A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russian Federation
E-mail: alex-ra-777@mail.ru

The ability of suspended matter to concentrate mercury may be the prevailing factor in Black Sea purification. As a result of sedimentation, suspended particles transport pollution from the surface layer of the water column and, as a consequence, can deposit them in bottom sediments, thus participating in self-purification of marine area. Suspended matter, as a dispersed phase of an aqueous medium, considered as a heterogeneous dispersed system, can be more saturated with mercury than water itself, as a dispersion medium. In this work, contribution of dissolved and suspended forms of mercury to its total content was determined, and concentrating ability of suspended matter relative to mercury, which affects biogeochemical self-purification of waters from mercury, was estimated. All water samples were separated into filtrate and suspension by filtration through nucleopore filters with a pore diameter of 0.45 μm . Measurements of mercury concentration were carried out using a Hiranuma-1 analyzer by the method of atomic absorption spectrophotometry. Concentration of dissolved mercury in water was determined per liter, while in suspended matter – per liter and per gram of dry weight. Prevalence of dissolved form of mercury was revealed regardless of the season, with its percentage varying from 66.3 to 85.8 % of total mercury concentration. Average content of suspended form varied in the range of 14.2–33.7 % of its total form. Values of the dry weight of suspended matter (m_{ss}) varied from 0.1 to 15.0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ over the entire period studied, and an accumulation coefficient of mercury in suspended matter (K_{ss}) varied from $n\cdot 10^3$ to $n\cdot 10^7$. Significant contribution of suspended form of mercury in sea foam to its total content in stormy weather was established. With dry weight of suspended matter in seawater reaching 9.6 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, the concentration of dissolved form of mercury reached 55 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$, and the concentration of suspended one reached 20 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$. In sea foam, the concentration of suspended sedimentary matter was of 895.2 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; mercury concentration reached 200 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ in dissolved form and 260 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ in suspended one. Total mercury concentration in sea foam in this case exceeded the threshold limit value (100 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$) for seawater. The accumulation coefficient of mercury in suspended matter (K_{ss}) was $3.8\cdot 10^4$ for seawater and $1.5\cdot 10^3$ for foam. Such distribution of mercury in sea suspension, foam, and water, as well as K_{ss} values obtained, may indicate high significance of suspended matter in self-purification of marine area. At a low mercury content in water, the concentrating ability of suspended matter, characterized by relatively high values of its mercury accumulation coefficient, becomes a very significant factor in the sedimentation self-purification of waters from mercury; however, with an increase in water pollution with mercury, the effect of this factor decreases.

Keywords: mercury, suspended matter, sea foam, Black Sea

*The materials of the article were presented at the Readings in memory of Academician G. G. Polikarpov “Radiochemoecology: Progress and Prospects” (Sevastopol, IBSS, 2019).

УДК 504.7:53.084.89

**ПРИМЕНЕНИЕ КОНЦЕПТУАЛЬНОЙ МОДЕЛИ ЗОНАЛЬНОСТИ
ХРОНИЧЕСКОГО ДЕЙСТВИЯ МОЩНОСТЕЙ
ДОЗ ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ НА ОБЪЕКТЫ БИОСФЕРЫ
Г. Г. ПОЛИКАРПОВА
В ПРИКЛАДНОЙ ГИДРОБИОЛОГИИ***

© 2020 г. **Н. Н. Терещенко**

Федеральный исследовательский центр «Институт биологии южных морей
имени А. О. Ковалевского РАН», Севастополь, Российская Федерация

E-mail: ntereshchenko@yandex.ru

Поступила в редакцию 09.01.2020; после доработки 25.05.2020;
принята к публикации 21.09.2020; опубликована онлайн 30.09.2020.

В работе кратко рассмотрена эволюция подхода к оценке воздействия ионизирующей радиации на живые организмы. На примере черноморских гидробионтов показана возможность применения концептуальной радиохемозкологической модели зональности действия хронического облучения ионизирующих излучений в природе Г. Г. Поликарпова для оценки уровня экологического воздействия ионизирующего излучения от техногенных радиоизотопов на водную биоту. Эта модель может служить в прикладной гидробиологии основой комплексного подхода к оценке экологического состояния водной биоты и его прогноза для широкого диапазона концентраций активности $^{239,240}\text{Pu}$ в морской воде. Подчеркивается необходимость совместного применения биогеохимического и эквидозиметрического показателей поведения радиоизотопов в водоёме. В частности, для прогнозных дозиметрических оценок важно учитывать количественные характеристики концентрирующей способности черноморских гидробионтов и тип биогеохимического поведения радиоэлемента, отражающие особенности биогеохимической миграции плутония в морской экосистеме.

Ключевые слова: оценка экологического состояния водной биоты, Чёрное море, биогеохимическая миграция, перераспределение радиоизотопов $^{239,240}\text{Pu}$, дозовые нагрузки, гидробионты, концептуальная модель Г. Г. Поликарпова

Прикладная гидробиология призвана изучать последствия загрязнения водоёмов техногенными веществами и процессы формирования качества вод как результат влияния абиогенных и биогенных составляющих экосистемы на перераспределение техногенных веществ в водоёмах, а также предлагать научно обоснованные критерии и подходы к оценке экологического состояния гидробионтов. Это необходимо для рационального использования водных систем и управления ими с сохранением экологически приемлемого качества вод, а также для разработки научных основ нормирования поступления техногенных веществ в водоёмы и их отдельные акватории.

Эти вопросы особенно актуальны для Чёрного моря как внутреннего моря, антропогенное влияние на которое велико, в частности в прибрежных районах. С водосборного бассейна Чёрного моря, площадь которого составляет более 2,3 млн км², поступают как биогенные, так и токсические вещества, в том числе техногенные радиоактивные изотопы плутония [13 ; 43 ; 44].

* Материалы статьи были представлены на Чтениях памяти академика Г. Г. Поликарпова «Радиоэкология: успехи и перспективы» (Севастополь, ИнБИОМ, 2019 г.).

К основным источникам поступления $^{239,240}\text{Pu}$ в Чёрное море относятся глобальные радиоактивные выпадения и выбросы после аварии на Чернобыльской атомной электростанции (далее — ЧАЭС) [13 ; 23 ; 44]. В результате функционирования объектов ядерных производств и произошедших аварий уже сформировались высокие уровни концентраций активности антропогенных радиоизотопов в отдельных морских акваториях (Ирландское море, некоторые моря Арктики), а также в пресноводных водоёмах в разных регионах, включая территорию Евразии (на Южном Урале и в Сибири, в 30-километровой зоне вокруг ЧАЭС и др.) [3 ; 8 ; 13 ; 24 ; 25]. В Чёрном море уровни концентраций активности радиоизотопов плутония являются достаточно низкими, однако широкое использование этих изотопов в ядерных технологиях увеличивает вероятность дальнейшего радиоактивного загрязнения плутонием морских акваторий.

Всё это обуславливает необходимость и важность разработки подходов к оценке экологического состояния биоты в водоёмах и отдельных акваториях на основе установленных закономерностей поведения плутония в водных экосистемах. Подобные работы особенно актуальны в пост-чернобыльский период, так как поступившие в Чёрное море техногенные радиоизотопы в низких концентрациях, которые не вызывают негативных изменений в черноморских экосистемах, могут измеряться с помощью физических методов исследования и служить радиотрассерами природных процессов [13]. Это уникальная возможность изучать, не нарушая целостности экосистем, процессы и их количественные характеристики в естественных условиях, в том числе миграцию и перераспределение самих техногенных радиоизотопов в природных черноморских экосистемах. Длительные периоды полураспада $^{239,240}\text{Pu}$ дают основание рассматривать его радиоактивное излучение как составную часть хронического антропогенного фактора, формирующегося в настоящий период из-за техногенной деятельности человека. Полученные результаты позволят не только выполнять оценку текущего экологического состояния акваторий и последствий воздействия хронического облучения, но и прогнозировать их возможное изменение при экстремальном увеличении уровней концентрации активности $^{239,240}\text{Pu}$ в водной среде в случае аварий или других внеплановых либо плановых событий.

Цель нашей работы — рассмотреть кратко эволюцию взглядов на оценку действия ионизирующего излучения на гидробионты и определить уровни воздействия техногенных альфа-излучающих радиоизотопов плутония на основе применения концептуальной модели зональности хронического действия мощностей доз ионизирующих излучений на объекты биосферы Г. Г. Поликарпова (далее — концептуальная модель Г. Г. Поликарпова) как части комплексного подхода при оценке экологического состояния водной биоты в широком диапазоне уровней $^{239,240}\text{Pu}$ в морской воде в отношении долгоживущих радиоизотопов плутония.

Действие радиоактивных веществ на живые организмы в первую очередь обусловлено ионизирующим излучением (далее — ИИ), испускаемым радиоактивным веществом, а именно количеством и качеством энергии, переданной живому объекту от ИИ. Именно поэтому мы остановимся кратко на эволюции представлений в области эквидозиметрии для целей оценки воздействия ИИ на живые организмы.

Представления о дозиметрических критериях оценки экологического воздействия ИИ на биоту претерпели ряд изменений после поступления техногенных радионуклидов в окружающую среду в середине XX века. Изначально развитие эквидозиметрии для биоты опиралось на наработки в радиационной гигиене — радиационной защите человека. В радиобиологии вопрос эквидозиметрии был актуальным с самого начала изучения влияния ИИ на живой организм. Это связано с тем, что ионизирующие излучения, обладая одним общим свойством (ионизировать вещество), бывают разных видов: электромагнитное излучение, заряженные частицы разной массы, нейтральные частицы и др. Они при одном и том же количестве энергии, переданной на единицу массы живого вещества (поглощённая доза, D , Гр = Дж·кг⁻¹ [10]), вызывают различные по уровню

поражающие эффекты в живых организмах. Именно поэтому для оценки влияния разных видов ИИ на организм человека в радиационной гигиене ввели понятие эквивалентной дозы (Н), в которой через взвешивающий коэффициент излучения (W_R) [10] учтено качество ИИ, т. е. его относительная биологическая эффективность при воздействии на живой организм. Дозовую нагрузку на организм оценивают, в зависимости от вида ИИ, как эквивалентную дозу ($H = W_R \times D$, Зв) или мощность эквивалентной дозы (HR , Зв·день⁻¹ либо Зв·год⁻¹) [10].

Как изначально определяли влияние ионизирующего излучения на биоту? В 1977 г. Международная комиссия по радиационной защите (далее — МКРЗ; International Commission on Radiological Protection, ICRP) приняла концепцию, в которой в центре внимания была защита человека. В ней утверждалось, что если человек будет должным образом защищён, то, вероятнее всего, и другие живые существа будут достаточно защищены [35]. Между тем практика радиобиологических исследований не подтверждала эту точку зрения. Нередко встречаются ситуации полного отсутствия людей в весьма загрязнённой среде, где радиочувствительные представители биоты могут испытывать повреждающее и поражающее действие радиации. Всё зависит от интенсивности взаимодействия организма со средой (например, гидробионтов с водной средой) и от ряда других факторов и условий. Люди, в отличие от биоты, могут активно защищать себя от действия ИИ различными способами. Среди них — применение простейших, но эффективных средств: ношение спецодежды, защита органов дыхания и зрения, использование транспортных средств для передвижения, приём разного рода радиопротекторов, регулирование времени пребывания в зоне радиоактивного загрязнения и т. д. В результате дозообразование происходит не одинаково для людей и представителей биоты. Последние получают во многих случаях более высокие дозы ионизирующего излучения, а люди — более низкие, не опасные. Кроме того, только люди способны регулировать и активно уменьшать поглощённые дозы с помощью специальных контрмер (профилактика и лечение, ускорение выведения радионуклидов из организма, потребление привозной пищи и воды, применение специальных технологий и т. п.). Таким образом, биота в тех же условиях подвергается более интенсивному воздействию, чем человек. Согласно обобщению результатов исследований в зоне аварии на Южном Урале в 1957 г. [1], местное население получило дозы в 10–100 раз меньше, чем дикие позвоночные животные и высшие растения. В зоне возле ЧАЭС разница составляла 30–120 раз [15].

Г. Г. Поликарпов ещё в период работы в Международной лаборатории морской радиоактивности Международного агентства по атомной энергии (далее — МАГАТЭ; International Atomic Energy Agency, IAEA) в Монако (1975–1979) активно изучил вопрос оценки экологического воздействия ИИ на водные организмы. Уже в 1977 г. в Италии на XX конгрессе, посвящённом защите от радиации, он выступил с докладом, в котором впервые изложил созданную им концептуальную модель зональности хронического действия мощностей доз ИИ на водные организмы на основании обобщения результатов своих исследований и мировых литературных данных по воздействию хронического облучения на биоту [39]. Отмечая сложность унифицированной оценки эффектов воздействия ИИ на водную биоту в связи с разными видами излучения и с различной радиочувствительностью отдельных видов, онтогенетических стадий одного и того же организма и его разных тканей, а также с другими особенностями [33], Г. Г. Поликарпов предложил разделить весь диапазон мощностей доз на отдельные зоны — согласно эффектам (уровень воздействия), которые они вызывают у живых организмов [39] (табл. 1). В этой редакции модели шкала мощности дозы представлена в радах в год (рад·год⁻¹).

Было выделено 5 зон с нижней границей последней (зоны очевидного воздействия) порядка 400 рад·год⁻¹ (4 Гр·год⁻¹) (см. табл. 1). Внимание акцентировали на малой изученности и на необходимости более широкого исследования радиочувствительности водных организмов для их адекватной охраны от воздействия ИИ.

Таблица 1. Зоны биологического действия на гидробионты хронического облучения ионизирующего излучения в первой редакции концептуальной модели Г. Г. Поликарпова согласно [39]

Table 1. Zones of biological effect of ionizing radiation chronic irradiation in the first edition of the G. G. Polikarpov conceptual model according to [39]

№ зоны	Название зоны (уровень биологического воздействия)	Мощность дозы (рад·год ⁻¹) — верхняя граница зоны
I	Неопределённости	4×10^{-3}
II	Радиационного благополучия	4×10^{-1}
III	Физиологической маскировки	5×10^0
IV	Экологической маскировки	4×10^2
V	Очевидного воздействия	4×10^3

С 1990-х гг. представление о том, что для достаточной защиты биоты необходимы экологические критерии, начинает приобретать статус официального. В 1991 г. концепция МКРЗ была дополнена утверждением, что в условиях, когда человек защищён в достаточной степени, отдельные виды могут подвергаться губительному действию радиации [36]. В соответствии с рекомендациями МАГАТЭ и МКРЗ [32 ; 34 ; 49], для гидробионтов был принят предел безопасной мощности дозы, равный $0,01 \text{ мГр} \cdot \text{сут}^{-1}$ (округлённо до целых единиц — $4 \text{ Гр} \cdot \text{год}^{-1}$); его превышение ведёт к негативным последствиям для популяций биоты. Учёные-радиоэкологи начали использовать понятия эквивалентной дозы и мощности эквивалентной дозы и в отношении биоты, применяя в качестве единиц Гр или Зв [11 ; 13 ; 28 ; 45]. Показательно, что радиологические условия водной среды водоёма, которые формируют мощность дозы $0,00001 \text{ Зв} \cdot \text{год}^{-1}$ для популяции людей, использующих воду как питьевую, создают в том же водоёме мощность дозы $0,03 \text{ Гр} \cdot \text{год}^{-1}$ для тюленей [6], т. е. в этом случае мощность дозы для тюленей в 3000 раз больше, чем для людей. При изучении мощности дозы от ^{14}C , коэффициент накопления которого равен 50 000 для пресноводных рыб [48], мощность дозы внутреннего облучения тюленей за счёт питания рыбой может быть оценена в $7,5 \text{ Гр} \cdot \text{год}^{-1}$. Мощности дозы, которые даже на порядок меньше, чем эта (десятые доли $\text{Гр} \cdot \text{год}^{-1}$), невозможно рассматривать как безопасные для млекопитающих [6]. Данные показали следующее: когда каждый человек из определённой местности получает допустимые мощности доз ИИ из питьевой воды, радиочувствительная водная биота оказывается в то же время незащищённой и получает небезопасные мощности доз ИИ из того же водоёма.

Таким образом, результаты радиобиологических исследований послужили основой перехода от изучения проблем радиационной защиты биоты в рамках антропоцентрического подхода (в нём приоритетной задачей в сфере охраны природы считали защиту человека и рассматривали его как наиболее радиочувствительный и уязвимый вид) к экоцентрическому подходу. Он базируется на экоэтическом мировоззрении и на результатах экологических исследований. Этот подход побуждает каждого человека и всё общество осознать, что человек как биологический вид родился и развивается как часть целостной экосистемы (от локальной экосистемы до биосферы как глобальной экосистемы) и что его судьба всецело зависит от её здоровья и сохранности [13 ; 37]. Именно поэтому во главу угла ставят защиту и сохранение экосистемы (все виды живых организмов), а человек как разумный вид несёт ответственность за сохранение жизни на планете, обеспечение безопасного развития и сбережение биоразнообразия в водных и наземных экосистемах [1 ; 2 ; 13 ; 34 ; 37]. Важно и то, что человека не рассматривают как самый радиочувствительный и наиболее уязвимый вид: учитывают научные данные о радиочувствительности всех видов и об особенностях дозообразования в отношении биоты [1 ; 2 ; 13 ; 16 ; 41 ; 42 ; 49 и др.]. С экоэтическим подходом перекликается биосферный, где биоту и человека рассматривают как элементы биосферы, для сохранения которой необходима единая система оценок, обеспечивающая

безопасность человека и обитателей водных экосистем [7]. В рекомендациях МКРЗ 2007 г. уже не только содержатся предложения по защите человека, но и рассматриваются «подходы, разработанные для создания принципов доказательства достаточной защищённости окружающей среды» [14]. В разделе 8, посвящённом защите окружающей среды, сказано: «Необходима разработка более понятной, научно обоснованной единой концепции для оценки соотношений между облучением и дозой, между дозой и эффектом, а также последствиями таких эффектов для видов живой природы, отличных от человека». Требуется обширные исследования, чтобы можно было «сформировать прагматические рекомендации в этой сфере» [14].

Для оценки радиационной опасности ИИ для биоты Г. Г. Поликарпов, основываясь на экцентрическом подходе, эквидозиметрических представлениях и обобщении многолетних радиобиологических и радиэкологических исследований, развил ранее предложенную модель [11 ; 13 ; 41 ; 42] и сформулировал в современном виде концептуальную модель зональности хронического действия мощностей доз ИИ в природе — на все уровни организации живого от клетки до биологических сообществ и в целом биосферы (рис. 1) [11 ; 13]. Эта модель послужила основой эквидозиметрического анализа экологического состояния биоты в отношении $^{239,240}\text{Pu}$ в комплексном подходе к оценке экологического состояния гидробионтов [19 ; 20], где в качестве величины дозовой нагрузки использована мощность эквивалентной дозы ($\text{Гр}\cdot\text{год}^{-1}$) [11 ; 13]. Применение мощности эквивалентной дозы важно при анализе уровней экологического воздействия ИИ от тех его видов, для которых $W_R > 1$. Для альфа-частиц, испускаемых $^{239,240}\text{Pu}$, в радиационной гигиене $W_R = 20$ [10]. В нашей работе использовано значение $W_R = 20$ для гидробионтов, поскольку в современный период нет иного обоснованного принятого единого значения W_R для альфа-излучения в отношении биоты, хотя различная относительная биологическая эффективность для разных видов ИИ наблюдается и у животных. Кроме того, большинство данных для установления W_R в радиационной защите человека получено в исследованиях на животных [33]. В обзоре по данному вопросу [31] исследователи не пришли к окончательному обоснованному решению, хотя рекомендовали применение среднего значения $W_R = 5$ для популяций биоты и указали, что диапазоны изменений W_R составляют 1–10 и 1–20 для детерминированных и стохастических эффектов в популяциях соответственно. В использованных для анализа работах значение W_R варьировало в более широком диапазоне: по публикациям 1966–1995 гг. — от 37 до 150; по материалам 1991–2003 гг. — от 1 до 50 [31]. Об отсутствии принятого обоснованного значения W_R в отношении биоты сказано и в работе МКРЗ № 108, посвящённой защите окружающей среды от ИИ [33]. В публикациях МКРЗ № 103 и 108 [14 ; 33] отмечено, что в данной ситуации для биоты в отношении альфа-излучения применяют значение $W_R = 20$, как и в радиационной защите человека. Между тем эквивалентные дозы для биоты выражаются в Гр (единицы поглощённой дозы), а мощность эквивалентной дозы — в $\text{Гр}\cdot\text{сут}^{-1}$ или $\text{Гр}\cdot\text{год}^{-1}$ [14 ; 33]. В данной работе мощность эквивалентной дозы для биоты получена путём умножения поглощённой дозы на $W_R = 20$ и представлена в $\text{Гр}\cdot\text{год}^{-1}$.

В современный период развиваются несколько подходов к экологическому нормированию и оценке экологического состояния биоты в водных и наземных экосистемах. Применяют разнообразные методы исследования и обобщения. Часто для этих целей используют биоиндикацию и биотестирование, а также математические модели; изучают процессы миграции и аккумуляции техногенных веществ; исследуют эффекты воздействия на организмы на разных уровнях организации биоты — от генетического до биоценотического. Неотъемлемой частью являются разработка подходов к оценке дозовых нагрузок на биоту и использование эквидозиметрии [3 ; 7 ; 9 ; 26 ; 27 ; 31 ; 42 и др.]. Всё более широкое значение в международном масштабе принимает экосистемный подход в выработке путей оценки влияния ИИ на биоту [13 ; 29 ; 30 ; 33 ; 38 ; 40 ; 41]. Ведётся разработка концепции использования как референтных представителей биоты, так и диапазона

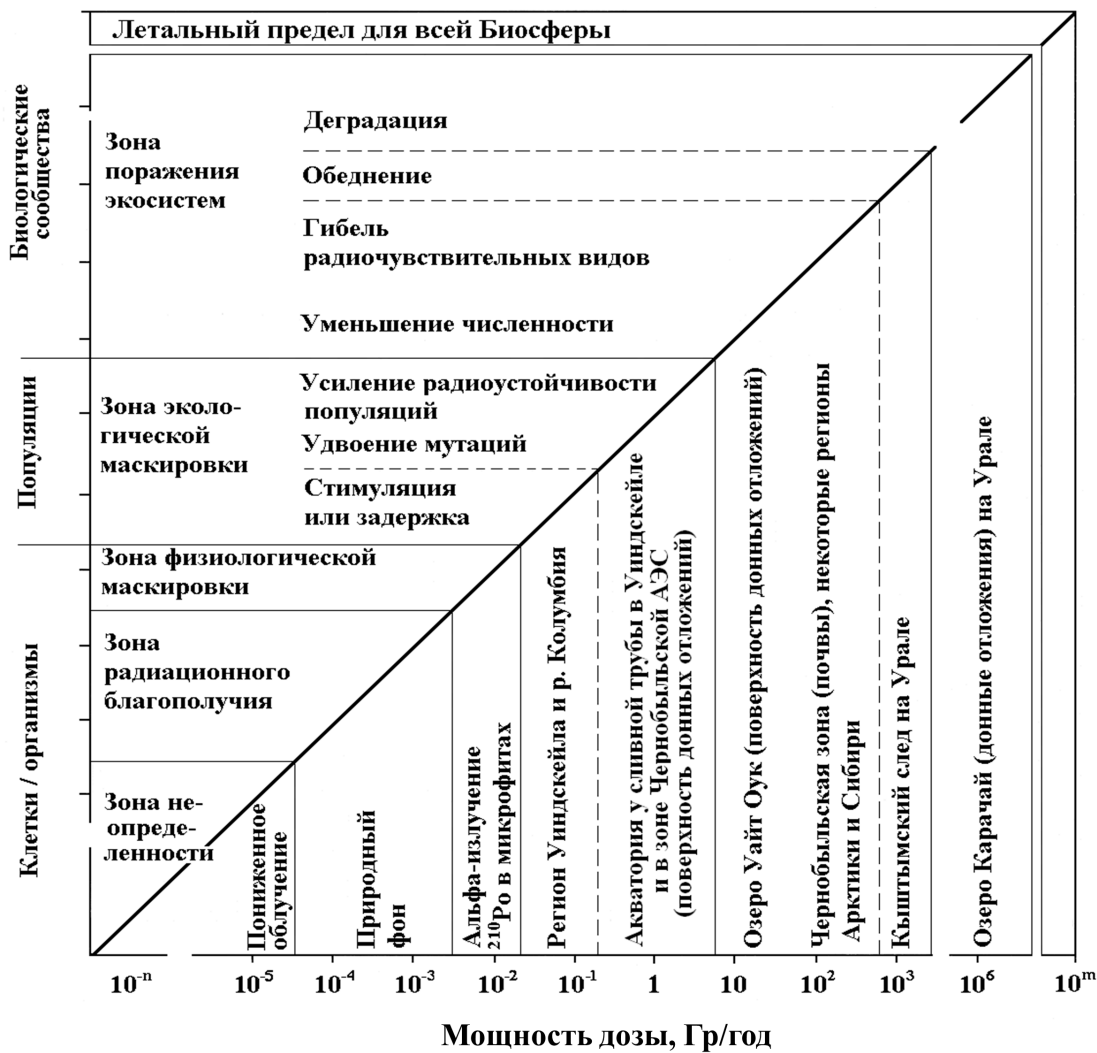


Рис. 1. Соответствие диапазонов мощностей доз ионизирующего излучения и уровней биологического воздействия при хроническом облучении в концептуальной модели Г. Г. Поликарпова с примерами состояния существующих загрязнённых водных биотопов в зависимости от уровня мощности дозы [11 ; 13]

Fig. 1. Correspondence of ionizing radiation dose rate ranges and biological effect levels under chronic irradiation in the G. G. Polikarpov conceptual model with examples of the state of existing contaminated aquatic biotopes, depending on dose rate level [11 ; 13]

принятых референтных (контрольных) уровней мощностей доз — DCRL (derived consideration reference levels) в отношении представителей разных таксономических групп водной и наземной биоты [33]. При этом DCRL рассматривают как зону дозовых нагрузок, в пределах которой вероятны стохастические эффекты и которая разделяет зону фоновых диапазонов мощностей доз и зону детерминированных эффектов. Согласно имевшимся на время анализа проблемы данным (2008), для 12 выделенных референтных представителей животных и растений зона DCRL составляла, по предварительным оценкам, 0,1–100 мГр·сут⁻¹ [33]. Именно поэтому принятая Г. Г. Поликарповым мощность эквивалентной дозы 10 мГр·сут⁻¹ (4 Гр·год⁻¹) в качестве нижней границы зоны поражения экосистем (в соответствии с ранее сформулированными предложениями международных организаций [32 ; 34 ; 49]) остаётся актуальной и на сегодня, а для её уточнения и пересмотра требуются дальнейшие исследования [33]. На это указывал и Г. Г. Поликарпов, обращая внимание, в частности, на ранние стадии развития гидробионтов, которые нередко более радиочувствительны, чем взрослые особи [13].

При рассмотрении экосистемного подхода в радиационной защите биоты внимание фокусируют, как правило, на аспектах оценки доз и на их эффектах. С другой стороны, подчёркивают важность учёта многообразия структуры и функций экосистем, мест их расположения, а также выбора референтных животных и растений, что, несомненно, необходимо и существенно и представляет собой сложную задачу [12 ; 14 ; 29 ; 30 ; 33 ; 34 ; 38 ; 40 ; 49]. В то же время внимание не фокусируют на роли биогеохимических процессов в экосистеме и биогеохимического типа поведения радиоизотопа в ней, определяющего основные пути перераспределения радиоизотопа в водоёме. Между тем это существенные составляющие, принимающие участие в формировании дозовых нагрузок на биоту в водных экосистемах [4 ; 9 ; 13 ; 16 ; 17 ; 21 ; 22 ; 24 ; 46]. Одна из задач наших работ — привлечение внимания к учёту миграционного аспекта при оценке экологического состояния экосистемы в отношении воздействия ионизирующих излучений, источником которых являются поступившие в неё антропогенные радиоизотопы. В дополнение к уже достигнутым результатам в этой области нами был предложен комплексный подход к оценке экологического состояния морских акваторий в отношении долгоживущих радионуклидов на примере $^{239+240}\text{Pu}$ [19 ; 20].

В основе комплексного подхода лежит следующее положение: как видно из приведённых примеров, разные живые организмы, пребывая в одной и той же водной среде, могут испытывать различные дозовые нагрузки. Именно поэтому в подходе сочетаются оценки состояния водной среды и представителей разных групп гидробионтов посредством взаимного дополнения биогеохимического [5 ; 16 ; 17 ; 18 ; 19 ; 20 ; 21 ; 46] и эквидозиметрического [13 ; 15 ; 19 ; 20 ; 40 ; 41] аспектов пребывания радиоизотопов в водной экосистеме (рис. 2). Биогеохимический подход подразумевает учёт реальных количественных показателей влияния характеристик и процессов функционирования самой экосистемы и её компонентов, а также физико-химических свойств самого загрязнителя на перераспределение его в водоёме и, следовательно, на формирование его концентрации в воде.

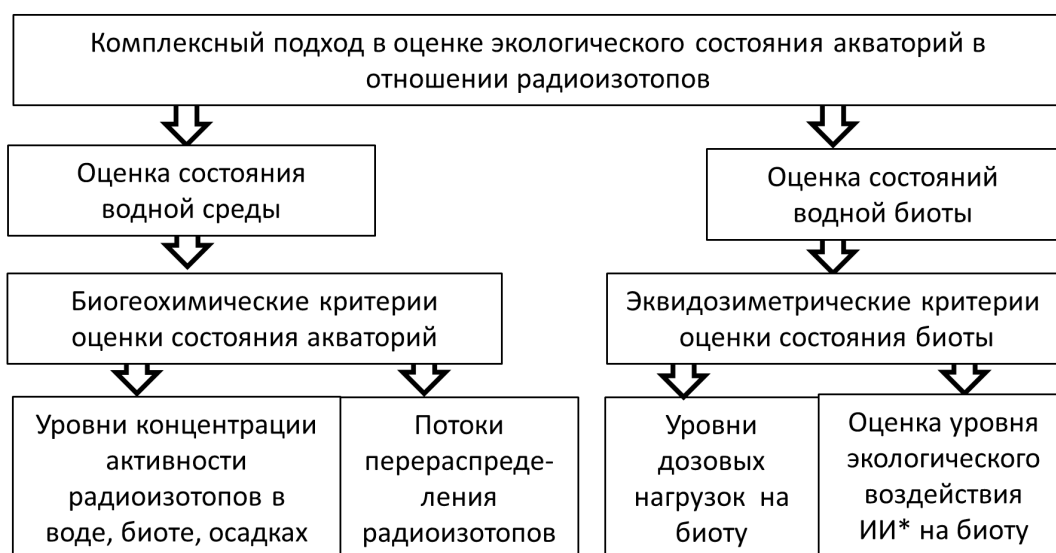


Рис. 2. Блок-схема комплексного подхода к оценке экологического состояния акваторий (ИИ* — ионизирующее излучение)

Fig. 2. Flowchart of the complex approach to assessing ecological state of water areas (ИИ* is ionizing radiation)

Основными биогеохимическими показателями служат концентрация активности радиоизотопа в воде и соотношение потоков его поступления и элиминации. Это соотношение формирует в воде величину концентрации активности радиоизотопа, и она не должна превышать допустимую концентрацию активности радиоизотопа в воде и биоте (рис. 3). Следовательно, для оценки экологического состояния биоты в водоёме необходимо знать допустимую концентрацию ($C_{\text{допустимая}}$, см. рис. 3) в воде, превышение которой приводит к негативным последствиям для популяций гидробионтов, и выбрать способ определения уровня экологического воздействия ИИ от данного уровня радиоизотопов в воде на биоту водоёма. Решить эти вопросы позволяет сочетание биогеохимического и эквидозиметрического аспектов пребывания радиоизотопов в морской экосистеме в рамках комплексного подхода к оценке экологического состояния гидробионтов, которое тесно связано с миграционными процессами и включает оценку воздействия разных концентраций техногенных веществ на биоту водных экосистем.

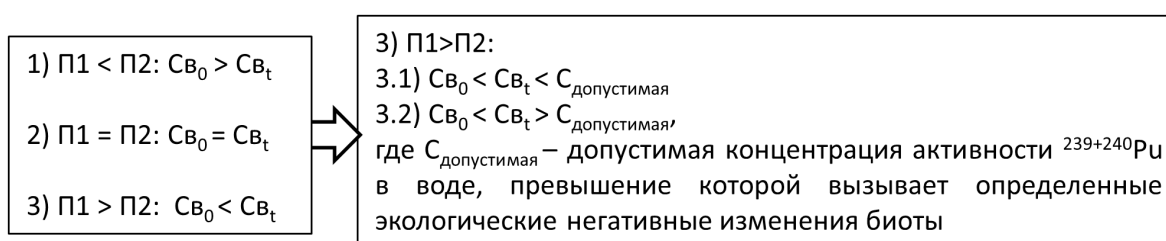


Рис. 3. Блок-схема формирования разных уровней содержания $^{239,240}\text{Pu}$ в воде при различном соотношении $P1$ и $P2$; $P1$ — поток поступления радиоизотопа; $P2$ — поток элиминации радиоизотопа из водной среды ($\text{Бк}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{год}^{-1}$ или $\text{Бк}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{сут}^{-1}$); C_{V_0} — концентрация активности радиоизотопа в воде в начальный момент времени (фоновая), C_{V_t} — в момент времени t ($\text{Бк}\cdot\text{м}^{-3}$)

Fig. 3. Flowchart of formation of $^{239,240}\text{Pu}$ activity concentration levels in water at different ratios of $P1$ and $P2$; $P1$ is radioisotope input flux; $P2$ is radioisotope removal flux from water environment ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{year}^{-1}$ or $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$); C_{V_0} is radioisotope activity concentration in water at the initial moment of time (background), C_{V_t} — at time t ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$)

Определение биогеохимических показателей основано на изучении миграционного аспекта радиоэкологии плутония в Чёрном море — поведения радиоизотопов в природной экосистеме. Он включает выявление типа биогеохимического поведения радионуклида, определение уровней его содержания в компонентах экосистемы, оценку потоков поступления и элиминации радиоизотопов из водной среды, выявление ведущих механизмов этих процессов [19 ; 20 ; 21]. В результате проведённых многолетних наблюдений в Чёрном море в постчернобыльский период были определены количественные характеристики перераспределения радиоизотопов плутония в акваториях [13 ; 16 ; 17 ; 18 ; 46 ; 47], которые позволили установить педотропный тип поведения $^{239,240}\text{Pu}$ в Чёрном море. На основе этих данных выявлено, что седиментационный поток плутония с взвешенным веществом в донные отложения служит основным потоком выноса его из толщи вод [5 ; 16 ; 19 ; 47]. Были также определены коэффициенты накопления (K_H) $^{239,240}\text{Pu}$ представителями биоты разных таксономических групп гидробионтов, необходимые для расчёта мощностей доз хронического внутреннего облучения биоты ИИ от $^{239,240}\text{Pu}$ [13 ; 15 ; 17 ; 46]. Значения K_H , наряду с уровнем концентраций активности радиоизотопов в водной среде, типом биогеохимического поведения радионуклида в водоёме и качеством ИИ, играют важную роль в формировании уровня мощности дозы хронического облучения в гидробионтах [17 ; 18 ; 19].

В качестве эквидозиметрического критерия оценки воздействия ИИ на черноморскую биоту использовали мощность эквивалентной дозы ИИ. В дальнейшем определяли уровень её экологического воздействия посредством сравнительного эквидозиметрического анализа данных

по мощностям доз с применением концептуальной модели Г. Г. Поликарпова [13 ; 40 ; 41]. Сравнительный анализ экологического состояния в черноморских акваториях и в стоячих водоёмах 30-км зоны ЧАЭС в отношении радиоизотопов после аварии на этой атомной электростанции по уровням экологического воздействия на биоту представлен на рис. 4. При современных уровнях концентрации активности $^{239+240}\text{Pu}$ в компонентах черноморских экосистем мощности доз, сформированные от их ИИ, не оказывают негативного воздействия на биоту в Чёрном море. Согласно зональности действия ионизирующих излучений, уровни их экологического воздействия не превышают влияния, характерного для зоны радиационного благополучия. Дозовые нагрузки от $^{239,240}\text{Pu}$ для моллюсков и от суммы $^{239+240}\text{Pu}$, ^{137}Cs и ^{90}Sr для разных групп гидробионтов в 30-км зоне ЧАЭС превысили фоновые уровни воздействия. Согласно концептуальной модели Г. Г. Поликарпова, эти уровни воздействия относятся к зонам физиологической и экологической маскировки и достигают нижней границы зоны поражения экосистем.

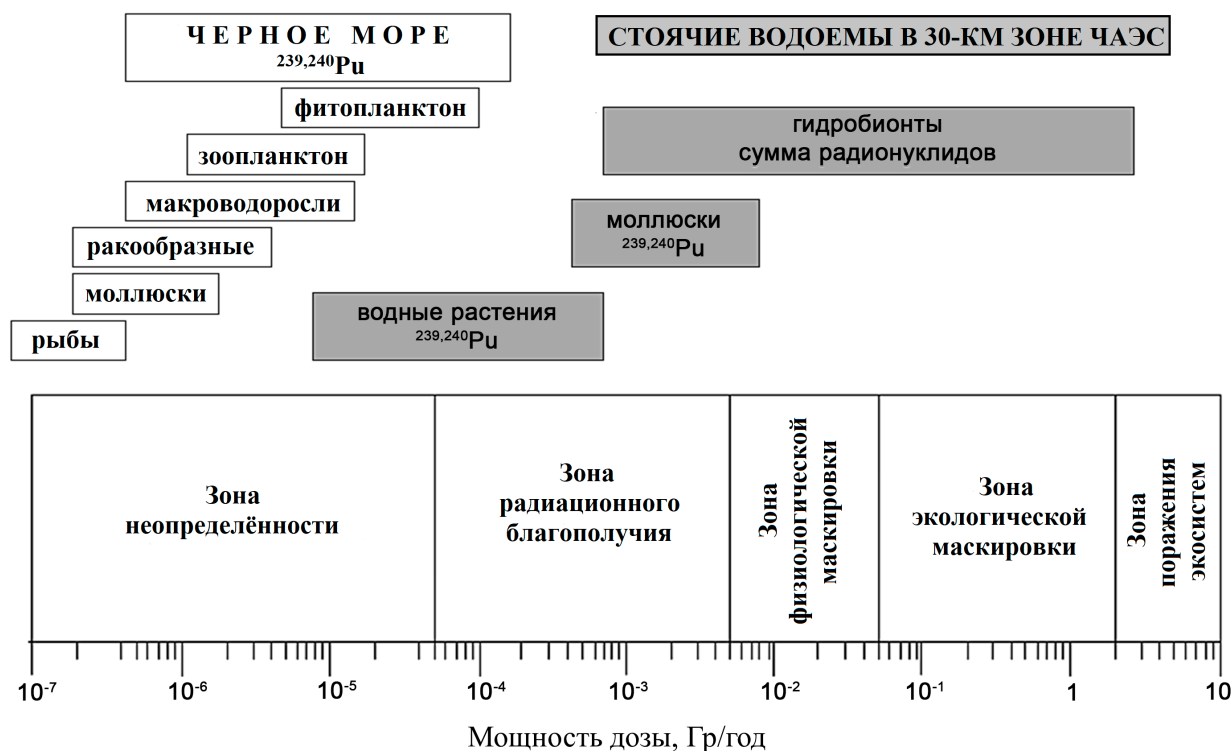


Рис. 4. Оценка уровней биологического воздействия ионизирующего излучения от радиоизотопов плутония, а также от суммы основных антропогенных дозообразующих радионуклидов (стронция, цезия и плутония) в постчернобыльский период

Fig. 4. Assessment of biological effect levels of ionizing radiation of plutonium radioisotopes, as well as of a sum of the main man-made dose-forming radionuclides (strontium, cesium, and plutonium) in the post-Chernobyl period

Расчёт дозовых нагрузок для черноморских гидробионтов в широком диапазоне возможных уровней концентрации активности $^{239,240}\text{Pu}$ в воде выполняли согласно известным подходам [13 ; 15 ; 28], с учётом $W_R = 20$ для альфа-частиц $^{239,240}\text{Pu}$. Результаты расчёта мощности эквивалентной дозы представлены в табл. 2. Они отражают связь между концентрацией активности $^{239,240}\text{Pu}$ в воде и мощностью дозы, а следовательно, и уровнем биологического воздействия ИИ на представителей разных групп гидробионтов.

Таблица 2. Дозовые нагрузки (HR — мощность эквивалентной дозы) при разных концентрациях активности $^{239,240}\text{Pu}$ в морской воде (C_B) и коэффициентах накопления в отношении $^{239,240}\text{Pu}$ ($K_H \text{Pu}$); $4 \text{ Гр}\cdot\text{год}^{-1}$ (предел мощности дозы, рекомендованный МАГАТЭ и МКРЗ, превышение которого ведёт к негативным изменениям в популяциях биоты) — граница между зоной экологической маскировки и зоной поражения экосистем (подчёркнут в таблице) [32 ; 34 ; 42 ; 49]

Table 2. Dose commitments (HR is equivalent dose rate) at different levels of $^{239,240}\text{Pu}$ activity concentration in seawater ($C_B \text{Pu}$) and concentration factor in regard to $^{239,240}\text{Pu}$ ($K_H \text{Pu}$); $4 \text{ Gy}\cdot\text{year}^{-1}$ (IAEA and ICRP recommended dose rate limit, exceeding of which leads to negative changes in biota populations) is the boundary of Ecological Masking Zone and Damage to Ecosystems Zone (underlined in the Table) [32 ; 34 ; 42 ; 49]

Группы гидробионтов	HR в гидробионтах при разных C_B и K_H $^{239+240}\text{Pu}$, $\text{Гр}\cdot\text{год}^{-1}$						
	$C_B \text{Pu}$, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ $K_H \text{Pu}$	0,000001	0,08	0,8	8	16	80
Фитопланктон	$1\cdot 10^5$	$1\cdot 10^{-4}$	<u>$4\cdot 10^0$</u>	$4\cdot 10^1$	$4\cdot 10^2$	$8\cdot 10^2$	$16\cdot 10^3$
Макроводоросли	$5\cdot 10^4$	$1\cdot 10^{-5}$	$4\cdot 10^{-1}$	<u>$4\cdot 10^0$</u>	$4\cdot 10^1$	$8\cdot 10^1$	$16\cdot 10^2$
Зоопланктон	$1\cdot 10^3$	$1\cdot 10^{-6}$	$4\cdot 10^{-2}$	$4\cdot 10^{-1}$	<u>$4\cdot 10^0$</u>	$8\cdot 10^0$	$16\cdot 10^1$
Моллюски	$5\cdot 10^2$	$5\cdot 10^{-7}$	$2\cdot 10^{-2}$	$2\cdot 10^{-1}$	$2\cdot 10^0$	<u>$4\cdot 10^0$</u>	$8\cdot 10^1$
Рыбы	$1\cdot 10^2$	$3\cdot 10^{-8}$	$1\cdot 10^{-3}$	$1\cdot 10^{-2}$	$1\cdot 10^{-1}$	$2\cdot 10^{-1}$	<u>$4\cdot 10^0$</u>

Эти данные также иллюстрируют связь между биогеохимическим и эквидозиметрическим показателями оценки состояния водной среды и гидробионтов. Как видно из табл. 2, при одном и том же состоянии водной среды в отношении уровней содержания $^{239,240}\text{Pu}$ уровень воздействия ИИ радионуклидов на разные группы гидробионтов отличается, что в значительной степени определяется аккумуляционной способностью гидробионтов в отношении плутония. Несомненно то, что онтогенетические и радиобиологические состояния организмов могут модифицировать нижнюю границу зоны поражения экосистем; она будет уточнена по мере накопления знаний в этой области.

На основании обобщения результатов проведённых исследований была составлена общая схема (рис. 5) комплексного подхода к оценке экологического состояния акваторий в отношении ИИ от долгоживущих радионуклидов [18 ; 19]. В данном подходе учитываются конкретные биогеохимические характеристики изучаемой экосистемы, прежде всего биогеохимические седиментационные потоки, аккумуляционную способность компонент экосистемы, гидрологический режим акватории. Важную роль играют и свойства рассматриваемого загрязнителя — тип биогеохимического поведения радионуклида, его физико-химические и радиологические характеристики. Использование этих показателей даёт возможность более точно оценивать способность поверхностных вод фотического слоя к самоочищению (в конкретной экосистеме в отношении рассматриваемого загрязнителя). Применяя комплексный подход, можно выполнять экспресс-оценки текущего или ожидаемого уровня экологического влияния загрязнителя, а также рассчитывать потоки поступления радионуклидов, при которых они формируются, и время достижения контрольных концентраций. Кроме того, в рамках комплексного подхода рекомендовано использовать для регулирования потоки радионуклидов в акваторию водоёма, не допуская достижения критических уровней загрязнения и предотвращая негативное воздействие на биоту.

Важно, на наш взгляд, и то, что предлагаемая схема-алгоритм нацеливает мониторинговые или экспертные исследования не только на изучение уровней загрязнения в компонентах водной экосистемы, но и на выявление основных закономерностей поведения радионуклида в ней. Ключевое значение приобретают определение типа биогеохимического поведения радионуклида и изучение количественных характеристик биогеохимических процессов в экосистеме с использованием радионуклидов не только как предмета, но и как метода исследования, т. е. в качестве

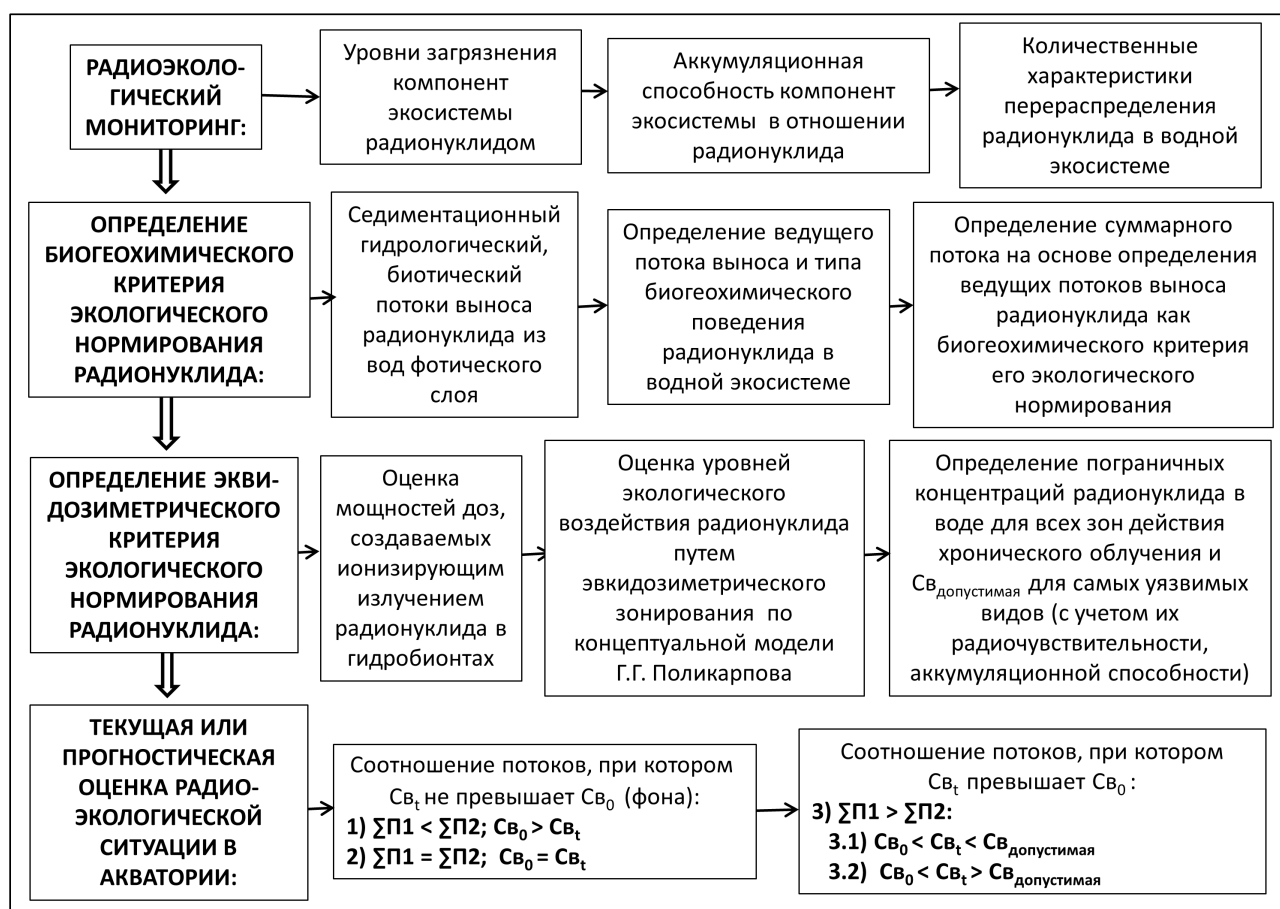


Рис. 5. Схема оценки экологического состояния биоты (уровни ожидаемого экологического воздействия) в черноморских акваториях по биогеохимическим и эквидозиметрическим критериям для широкого диапазона концентраций активности $^{239,240}\text{Pu}$ в воде; П1 — поток поступления $^{239,240}\text{Pu}$; П2 — поток выноса $^{239,240}\text{Pu}$; C_B — концентрация активности $^{239,240}\text{Pu}$ в воде; C_{B_0} — фоновый уровень C_B в воде; $C_{B_{\text{допустимая}}}$ — уровень концентрации активности $^{239,240}\text{Pu}$ в воде, превышение которого вызывает негативные изменения в популяциях гидробионтов

Fig. 5. Scheme for assessing biota ecological state (levels of expected ecological effect) in Black Sea water areas according to biogeochemical and equidosimetric criteria for a wide range of $^{239,240}\text{Pu}$ activity concentration in water; П1 – $^{239,240}\text{Pu}$ input flux; П2 – $^{239,240}\text{Pu}$ removal flux; C_B – $^{239,240}\text{Pu}$ activity concentration in water; C_{B_0} – background level of C_B in water; $C_{B_{\text{допустимая}}}$ – $^{239,240}\text{Pu}$ activity concentration level in water, exceeding of which causes negative changes in hydrobionts populations

радиотрассеров. Такую схему-алгоритм можно применять для принятия решений по осуществлению контрмер, необходимых для обследованного водоёма в случае радиационных аварий и инцидентов, и для прогнозирования изменений экологического состояния биоты.

Таким образом, результаты изучения ведущих процессов, определяющих перераспределение техногенных радиоизотопов $^{239,240}\text{Pu}$ в Чёрном море, и учёт их количественных характеристик, выявленные основные биогеохимические особенности поведения $^{239+240}\text{Pu}$ в море, уровни аккумуляционной способности гидробионтов и полученные дозовые нагрузки на водные организмы позволили показать применимость концептуальной модели Г. Г. Поликарпова как заключительного звена схемы-алгоритма текущих и прогнозных оценок экологического состояния биоты в отношении долгоживущих радионуклидов в водных экосистемах в широком диапазоне концентраций активности $^{239+240}\text{Pu}$ в воде водоёма или отдельно взятой его акватории.

Акцентировано внимание на важности для прогнозных дозиметрических оценок учёта биогеохимических показателей, в частности K_H , количественно характеризующих аккумуляционную способность черноморских гидробионтов и тип биогеохимического поведения радиоизотопов в водоёме, а также отражающих особенности биогеохимической миграции плутония в нём.

Работа выполнена в рамках государственного задания ФИЦ ИнБЮМ по темам «Молекулярные и биогеохимические основы гомеостаза морских экосистем» (№ гос. регистрации АААА-А18-118020890090-2) и «Суперпозиция физических, химических и биологических процессов в формировании качества морской среды и функционального состояния гидробионтов в Азово-Черноморском бассейне» (№ гос. регистрации АААА-А18-118020790154-2).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Алексахин Р. М., Фесенко С. В. Радиационная защита окружающей среды: антропоцентрический и экоцентрический принципы // *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2004. Т. 44, № 1. С. 93–103. [Alexakhin R. M., Fesenko S. V. Radiation protection of the environment: anthropocentric and ecocentric principles. *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya*, 2004, vol. 44, no. 1, pp. 93–103. (in Russ.)]
2. Брешиньяк Ф., Поликарпов Г. Г., Отон Д., Хантер Г., Алексахин Р., Жу Ю., Хилтон Дж., Странд П. Охрана окружающей среды в 21-м веке: радиационная защита биосферы, включая человечество (заявление Международного союза радиоэкологии) // *Морской экологический журнал*. 2003. Т. 2, № 2. С. 102–105. [Bréchignac F., Polikarpov G., Oughton D. H., Hunter G., Alexakhin R., Zhu Y. G., Hilton J., Strand P. Protection of the environment in the 21st century: Radiation protection of the biosphere including humankind (Statement of the International Union of Radioecology). *Morskoy ekologicheskij zhurnal*, 2003, vol. 2, no. 2, pp. 102–105. (in Russ.)]
3. Гудков Д. И., Кузьменко М. И., Шевцова Н. Л., Дзюбенко О. В., Мардаревич М. Г. Нарушение в биосистемах при интенсивном радионуклидном загрязнении водоёмов // *Техногенные радионуклиды в пресноводных экосистемах* / ред. В. Д. Романенко. Киев : Наукова думка, 2010. С. 195–233. [Gudkov D. I., Kuz'menko M. I., Shevtsova N. L., Dzyubenko O. V., Mardarevich M. G. Narushenie v biosistemakh pri intensivnom radionuklidnom zagryaznenii vodoev. In: *Tekhnogennye radionuklidy v presnovodnykh ekosistemakh* / V. D. Romanenko (Ed.). Kiev : Naukova dumka, 2010, pp. 195–233. (in Russ.)]
4. Егоров В. Н., Гулин С. Б., Поповичев В. Н., Мирзоева Н. Ю., Терещенко Н. Н., Лазоренко Г. Е., Малахова Л. В., Плотицына О. В., Малахова Т. В., Проскурнин В. Ю., Сидоров И. Г., Гулина Л. В., Стецюк А. П., Марченко Ю. Г. Биогеохимические механизмы формирования критических зон в Чёрном море в отношении загрязняющих веществ // *Морской экологический журнал*. 2013. Т. 12, № 4. С. 5–26. [Egorov V. N., Gulin S. B., Popovichev V. N., Mirzoeva N. Yu., Tereshchenko N. N., Lazorenko G. E., Malakhova L. V., Plotitsyna O. V., Malakhova T. V., Proskurnin V. Yu., Sidorov I. G., Gulina L. V., Stetsyuk A. P., Marchenko Yu. G. Biogeochemical mechanisms of formation of critical zones concerning to pollutants in the Black Sea. *Morskoy ekologicheskij zhurnal*, 2013, vol. 12, no. 4, pp. 5–26. (in Russ.)]
5. Зайцев Ю. П. *Введение в экологию Чёрного моря*. Одесса : Эвен, 2006. 224 с. [Zaitsev Yu. P. *Vvedenie v ekologiyu Chernogo morya*. Odessa : Even, 2006, 224 p. (in Russ.)]
6. Казаков С. В. Принципы оценки радиологического состояния водных объектов // *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2004. Т. 44, № 6. С. 694–704. [Kazakov S. V. The principles of radiological quality assessment of water resources. *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya*, 2004, vol. 44, no. 6, pp. 694–704. (in Russ.)]
7. Казаков С. В., Уткин С. С. *Подходы и принципы радиационной защиты водных объектов* / ред. И. И. Линге ; Ин-т проблем безопасного развития атомной энергетики РАН. Москва : Наука, 2008. 318 с. [Kazakov S. V., Utkin S. S. *Podkhody i printsipy radiatsionnoi zashchity vodnykh ob'ektov* (in Russ.)]

- / I. I. Linge (Ed.) ; In-t problem bezopasnogo razvitiya atomnoi energetiki RAN. Moscow : Nauka, 2008, 318 p. (in Russ.)]
8. *Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры* / ред. Л. А. Ильин, В. А. Губанов. Москва : ИздАТ, 2001. 752 с. [*Krupnye radiatsionnye avarii: posledstviya i zashchitnye mery* / L. A. Il'in, V. A. Gubanov (Eds). Moscow : IzdAT, 2001, 752 p. (in Russ.)]
 9. Крышев А. И. *Динамическое моделирование переноса радионуклидов в гидробиоценозах и оценка последствий радиоактивного загрязнения для биоты и человека* : автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Обнинск : ВНИИСХРАЭ, 2008. 50 с. [Kryshchov A. I. *Dinamicheskoe modelirovaniye perenosa radionuklidov v gidrobiotsenozakh i otsenka posledstviy radioaktivnogo zagryazneniya dlya bioty i cheloveka* : avtoref. dis. ... d-ra biol. nauk. Obninsk : VNIISKhRAE, 2008, 50 p. (in Russ.)]
 10. НРБ-99/2009. *Нормы радиационной безопасности. Санитарные правила и нормативы: СанПиН 2.6.1.2523-09* / Постановление Главного государственного санитарного врача РФ от 07.07.2009 № 47. 87 с. [NRB-99/2009. *Normy radiatsionnoi bezopasnosti. Sanitarnye pravila i normativy: SanPiN 2.6.1.2523-09* / Postanovlenie Glavnogo gosudarstvennogo sanitarnogo vracha RF ot 07.07.2009 no. 47. 87 p. (in Russ.)]
 11. Поликарпов Г. Г. Радиационная защита биосферы, включая *Homo sapiens*: выбор принципов и поиски решения // *Морской экологический журнал*. 2006. Т. 5, № 1. С. 16–34. [Polikarpov G. G. Radiation protection of biosphere, including *Homo sapiens*: Principles selection and search for solution. *Morskoj ekologicheskij zhurnal*, 2006, vol. 5, no. 1, pp. 16–34. (in Russ.)]
 12. *Практические рекомендации по вопросам оценки радиационного воздействия на человека и биоту* / под общ. ред. И. И. Линге, И. И. Крышева. Москва : ООО «Сам Полиграфист», 2015. 265 с. [*Prakticheskie rekomendatsii po voprosam otsenki radiatsionnogo vozdeistviya na cheloveka i biotu* / I. I. Linge, I. I. Kryshchov (Eds). Moscow : ООО "Sam Poligrafist", 2015, 265 p. (in Russ.)]
 13. *Радиоэкологический отклик Чёрного моря на чернобыльскую аварию* / ред. Г. Г. Поликарпов, В. Н. Егоров. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2008. 667 с. [*Radioecological Response of the Black Sea to the Chernobyl Accident* / G. G. Polikarpov, V. N. Egorov (Eds). Sevastopol : EKOSI-Gidrofizika, 2008, 667 p. (in Russ.)]
 14. *Рекомендации 2007 года Международной комиссии по радиационной защите* : пер. с англ. / под общ. ред. М. Ф. Киселева, Н. К. Шандалы. Москва : Изд-во ООО ПКФ «Алана», 2009. 344 с. (Труды М[Международной] К[комиссии] [по] Р[радиационной] З[защите] ; публ. 103). [*The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection* : transl. from Engl. Moscow : Izd-vo ООО PKF "Alana", 2009, 344 p. (Annals of I[International] C[Commission] [on] R[Radiological] P[rotection] ; Publ. 103). (in Russ.)]
 15. Романов Г. Н., Спиринов Д. А. Действие ионизирующих излучений на живую природу при уровнях, превышающих современные стандарты радиационной безопасности // *Доклады АН СССР*. 1991. Т. 318, № 1. С. 248–251. [Romanov G. N., Spirin D. A. Deistvie ioniziruyushchikh izluchenii na zhivuyu prirodu pri urovnyakh, prevyshayushchikh sovremennye standarty radiatsionnoi bezopasnosti. *Doklady AN SSSR*, 1991, vol. 318, no. 1, pp. 248–251. (in Russ.)]
 16. Терещенко Н. Н., Поликарпов Г. Г. Радиоэкологическая ситуация в Чёрном море в отношении радиоизотопов $^{238,239,240}\text{Pu}$ после Чернобыльской аварии по сравнению с некоторыми другими водоёмами вне и в пределах 30-км зоны Чернобыльской АЭС // *Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин*. Нижневартовск : ООО «Алстер», 2007. Вып. 10. С. 12–29. [Tereshchenko N. N., Polikarpov G. G. Radioekologicheskaya situatsiya v Chernom more v otnoshenii radioizotopov $^{238,239,240}\text{Pu}$ posle Chernobyl'skoi avarii po sravneniyu s nekotorymi drugimi vodoemami vne i v predelakh 30-km zony Chernobyl'skoi AES. In: *Problemy radioekologii i pogranychnykh distsiplin*. Nizhnevar-tovsk : ООО "Alster", 2007, iss. 10, pp. 12–29. (in Russ.)]
 17. Терещенко Н. Н. Ведущая роль донных отложений в перераспределении плутония в черноморских экосистемах // *Наукові праці: науково-методичний журнал. Техногенна безпека*. 2011. Т. 169, № 157. С. 63–70. [Tereshchenko N. N. Vedushchaya rol' donnykh

- otlozhenii v pereraspredelenii plutoniya v chernomorskikh ekosistemakh. *Naukovi pratsi: naukovо-metodychnyi zhurnal. Tekhnohenna bezpeka*, 2011, vol. 169, no. 157, pp. 63–70. (in Russ.)]
18. Терещенко Н. Н. Плутоний в гидробионтах Чёрного моря // *Наукові праці: науково-методичний журнал. Техногенна безпека*. 2013. Т. 210, № 198. С. 52–60. [Tereshchenko N. N. Plutonii v gidrobiontakh Chernogo mora. *Naukovi pratsi: naukovо-metodychnyi zhurnal. Tekhnohenna bezpeka*, 2013, vol. 210, iss. 198, pp. 52–60. (in Russ.)]
 19. Терещенко Н. Н. Радиоэкология техногенных альфа-излучающих радионуклидов плутония в Чёрном море // *Крым – эколого-экономический регион. Пространство ноосферного развития* : материалы I Междунар. экол. форума в Крыму, 2017 г. / ред. В. А. Иванов, Е. И. Игнатов, И. С. Кусов, Н. Н. Миленко, Е. В. Ясенева, Е. А. Котельянец. Севастополь : Филиал МГУ имени М. В. Ломоносова в г. Севастополе, 2017. С. 245–248. [Tereshchenko N. N. Radioekologiya tekhnogennykh al'fa-izluchayushchikh radioizotopov plutoniya v Chernom more. In: *Krym – ekologo-ekonomicheskii region. Prostranstvo noosfernogo razvitiya* : materialy I Mezhdunar. ekol. foruma v Krymu, 2017 g. / V. A. Ivanov, E. I. Ignatov, I. S. Kusov, N. N. Milenko, E. V. Yaseneva, E. A. Kotel'yanets (Eds). Sevastopol : Filial MGU imeni M. V. Lomonosova v g. Sevastopole, 2017, pp. 245–248. (in Russ.)]
 20. Терещенко Н. Н. Комплексная оценка экологического состояния акваторий в отношении техногенных радионуклидов плутония // *Экологическая, промышленная и энергетическая безопасность – 2019* : сб. статей по материалам междунар. науч.-практ. конф., 23–26 сентября 2019 г. / ред. Л. И. Лукина, Н. В. Лямина. Севастополь : СевГУ, 2019. С. 1601–1605. [Tereshchenko N. N. Kompleksnaya otsenka ekologicheskogo sostoyaniya akvatorii v otnoshenii tekhnogennykh radionuklidov plutoniya. In: *Ekologicheskaya, promyshlennaya i energeticheskaya bezopasnost' – 2019* : sb. statei po materialam mezhdunar. nauch.-prakt. konf., 23–26 Sept. 2019 / L. I. Lukina, N. V. Lyamina (Eds). Sevastopol : SevGU, 2019, pp. 1601–1605. (in Russ.)]
 21. Терещенко Н. Н., Проскурнин В. Ю., Параскив А. А. Комплексный подход в оценке экологического состояния акваторий // *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2019. Т. 59, № 6. С. 621–636. [Tereshchenko N. N., Proskurnin V. Yu., Paraskiv A. A. Complex approach in assessment of the ecological status of aquatories. *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya*, 2019, vol. 59, no. 6, pp. 621–636. (in Russ.)]. <http://doi.org/10.1134/s0869803119060122>
 22. Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радионуклидов по основным компонентам пресноводных водоёмов. Свердловск : УФАН СССР, 1963. 78 с. (Труды / Ин-т биологии Уральского филиала АН СССР ; вып. 30). [Timofeeva-Resovskaya E. A. *Raspredelenie radioizotopov po osnovnym komponentam presnovodnykh vodoev*. Sverdlovsk : UFAN SSSR, 1963, 78 p. (Trudy / In-t biologii Ural'skogo filiala AN SSSR ; iss. 30). (in Russ.)]
 23. *Трансурановые элементы в окружающей среде* / под ред. У. С. Хэнсона ; сокр. пер. с англ. Г. Н. Романова ; под ред. Р. М. Алексахина. Москва : Энергоатомиздат, 1985. 344 с. [Transuranic Elements in the Environment / W. C. Hanson (Ed.) ; shortened transl. from Engl. ; R. M. Aleksakhin (Ed.). Moscow : Energoatomizdat, 1985, 344 p. (in Russ.)]
 24. Трапезников А. В. ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в пресноводных экосистемах. Екатеринбург : АкадемНаука, 2010. 510 с. [Trapeznikov A. V. ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs i $^{239,240}\text{Pu}$ v presnovodnykh ekosistemakh. Ekaterinburg : AkademNauka, 2010, 510 p. (in Russ.)]
 25. Тряпицына Г. А., Пряхин Е. А. Адаптационные реакции эритропоэза у рыб при хроническом радиационном воздействии // *Возможности адаптации к малым дозам радиации* / ред. А. В. Аклеев. Санкт-Петербург : СпецЛит, 2019. С. 63–81. [Tryapitsina G. A., Pryakhin E. A. Adaptatsionnye reaktsii eritropoeza u ryb pri khronicheskom radiatsionnom vozdeistvii. In: *Vozmozhnosti adaptatsii k malym dozam radiatsii* / A. V. Akleev (Ed.). Saint Petersburg : SpetsLit, 2019, pp. 63–81. (in Russ.)]
 26. Удалова А. А. Биологический контроль радиационно-химического воздействия на окружающую среду и экологическое нормирование ионизирующих излучений : автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Обнинск : ВНИИСХРАЭ,

2011. 44 с. [Udalova A. A. *Biologicheskii kontrol' radiatsionno-khimicheskogo vozdeistviya na okruzhayushchuyu sredu i ekologicheskoe normirovanie ioniziruyushchikh izluchenii* : avtoref. dis. ... d-ra biol. nauk. Obninsk : VNIISKhRAE, 2011, 44 p. (in Russ.)]
27. Цыцугина В. Г. Эквидозиметрический подход к оценке действия радиоактивного и химического загрязнения на природные популяции гидробионтов // *Доповіди НАН України*. 2002. № 3. С. 204–208. [Tsytugina V. G. The equidometric approach to comparing the action of radioactive and chemical pollutions on natural populations of hydrobionts. *Dopovidi NAN Ukrainy*, 2002, no. 3, pp. 204–208. (in Russ.)]
28. Blaylock B. G., Frank M. I., O'Neal B. R. *Methodology for Estimating Radiation Dose Rates to Freshwater Biota Exposed to Radionuclides in the Environment*. Oak Ridge, 1993, 10 p. (Report ES/ER/TM-78).
29. Bradshaw C., Kapustka L., Barnthouse L., Brown J., Ciffroy Ph., Forbes V., Geras'kin S., Kautsky U., Brechignac F. Using an Ecosystem Approach to complement protection schemes based on organism-level endpoints. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2014, vol. 136, pp. 98–104. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.05.017>
30. Brechignac F., Oughton D., Mays C., Barnthouse L., Beasley J. C., Bonisoli-Alquati A., Bradshaw C., Brown J., Dray S., Geras'kin S., Glenn T., Higley K., Ishida K., Kapustka L., Kautsky U., Kuhne W., Lynch M., Mappes T., Mihok S., Møller A. P., Mothersill C., Mousseau T. A., Otaki J., Pryakhin E., Rhodes O. E. Jr., Salbu B., Strand P., Tsukada H. Addressing ecological effects of radiation on populations and ecosystems to improve protection of the environment against radiation: Agreed statements from a Consensus Symposium. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2016, vol. 158–159, pp. 21–29. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.03.021>
31. Chambers D. B., Osborne R. V., Garva A. L. Choosing an alpha radiation weighting factor for doses to non-human biota. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2006, vol. 87, iss. 1, pp. 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2005.10.009>
32. *Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards*. Vienna : IAEA, 1992, 74 p. (IAEA Technical Report, series no. 332).
33. Environmental protection: The concept and use of reference animals and plants. *Annals of ICRP*, 2008, vol. 38, no. 4–6, pp. 1–242.
34. *Ethical Considerations in Protecting the Environment From the Effects of Ionizing Radiation* : A report for discussion. Vienna : IAEA, 2002, 30 p. (IAEA-TECDOC-1270).
35. International Commission on Radiological Protection. Recommendations ICRP. Publication 26. *Annals of the ICRP*, 1977, vol. 1, iss. 3, pp. 1–53.
36. International Commission on Radiological Protection. Recommendations ICRP. Publication 60. *Annals of the ICRP*, 1991, vol. 21, no. 1–3, pp. 1–201.
37. Kinne O. Ethics and eco-ethics. *Marine Ecology Progress Series*, 1997, vol. 153, pp. 1–3.
38. Mothersilla C., Abend M., Bréchnac F., Coplestone D., Geras'kin S., Goodman J., Horemans N., Jeggo P., McBride W., Mousseau T. A., O'Hare A., Papinen Rao V. L., Powathil G., Schofield P. N., Seymour C., Sutcliff J., Austin B. The tubercular badger and the uncertain curve: The need for a multiple stressor approach in environmental radiation protection. *Environmental Research*, 2019, vol. 168, pp. 130–140. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.09.031>
39. Polikarpov G. G. Effects of ionizing radiation upon aquatic organisms (chronic irradiation). In: *Atti della Giornata sul Tema "Alcuni Aspetti di Radioecologia"* : XX Congresso Nazionale, Associazione Italiana di Fisica Sanitaria e Protezione contro le Radiazioni, Bologna, Italy, 26–28 Oct. 1977. Parma Poligrafici, 1978, pp. 25–46.
40. Polikarpov G. G. Conceptual model of responses of organisms, populations and ecosystems to all possible dose rates of ionizing radiation in the environment. *Radiation Protection Dosimetry*, 1998, vol. 75, iss. 1–4, pp. 181–185. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.rpd.a032225>
41. Polikarpov G. G. Effects of nuclear and non-nuclear pollutants on marine ecosystems. In: *Marine Pollution* : proc. symp., 6–9 Oct. 1998, Monaco. Vienna : IAEA, 1999, pp. 38–43. (IAEA-TECDOC-1094).
42. Polikarpov G. G., Zaitsev Yu. P., Fuma S. Equidometry of deleterious factors at the level of populations and communities of aquatic organisms. *Morskoj ekologicheskij zhurnal*, 2004, vol. 3, no. 1, pp. 5–14.

43. Polikarpov G. G., Zaitsev Yu. P., Zats V. I., Radchenko L. A. Pollution of the Black Sea (levels and sources). In: *Ecological problems and economic prospects* : proc. of the Black Sea symp., 16–18 Sept. 1991, Istanbul (Turkey). Istanbul : Black Sea Foundation, 1991, pp. 15–42.
44. *Radioecology After Chernobyl: Biogeochemical Pathways of Artificial Radionuclides* / F. Warner, R. M. Harrison (Eds). New York City : Chichester, 1993, 400 p.
45. Strålberg E., Varskog A. Th. S., Raum A., Varskog P. *Naturally Occurring Radionuclides in Marine Environment – An Overview of Current Knowledge With Emphasis the North Sea Area* : Report ND/E–19/03 to the Project of the Research Council of Norway's Programme “Long-term impact of discharges to sea from the petroleum industry” (Proof) / P. Varskog (Ed.). Kjeller : Norse Decom AS, 2003, 57 p.
46. Tereshchenko N. N., Gulin S. B., Proskurnin V. Yu. Distribution and migration of $^{239+240}\text{Pu}$ in abiotic components of the Black Sea ecosystems during the post-Chernobyl period. *Journal of Environment Radioactivity*, 2018, vol. 188, pp. 67–78. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.10.002>
47. Tereshchenko N. N., Mirzoyeva N. Yu., Gulin S. B., Milchakova N. A. Contemporary radioecological state of the northwestern Black Sea and the problems of environment conservation. *Marine Pollution Bulletin*, 2014, vol. 81, iss. 1, pp. 7–23. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.01.003>
48. UNSCEAR. *Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects*. New York City : UN, 1982, 773 p.
49. Valentin J. A framework for assessing the impact of ionizing radiation on non-human species : ICRP publication 91. *Annals of the ICRP*, 2003, no. 33, iss. 3, pp. 201–266.

**APPLICATION OF THE G. G. POLIKARPOV CONCEPTUAL MODEL
OF CHRONIC ACTION ZONALITY OF IONIZING IRRADIATION DOSE RATES
TO BIOSPHERE OBJECTS
IN APPLIED HYDROBIOLOGY***

N. N. Tereshchenko

A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russian Federation
E-mail: ntereshchenko@yandex.ru

Evolution of the approach to assessing ionizing radiation effects on living organisms is briefly discussed in this paper. Using the example of Black Sea hydrobionts, possibility of applying the G. G. Polikarpov conceptual radiochemoecological model of chronic action zonality of ionizing irradiation dose rates in nature to assess ecological exposure of technogenic radioisotopes ionizing radiation on aquatic biota was shown. In applied hydrobiology, this model can serve as the basis for a complex approach in assessing aquatic biota ecological state and its prediction for a wide range of $^{239,240}\text{Pu}$ activity concentration in seawater. The necessity of combined use of biogeochemical and equidosimetric indicators of radionuclide behavior in a water area is emphasized. In particular, for predictive dosimetric assessments, it is important to take into account quantitative characteristics of accumulative ability of Black Sea hydrobionts and a type of radioelement biogeochemical behavior, reflecting peculiarities of plutonium biogeochemical migration in a marine ecosystem.

Keywords: assessment of aquatic biota ecological state, Black Sea, biogeochemical migration, redistribution of $^{239,240}\text{Pu}$ radioisotopes, dose commitments, hydrobionts, G. G. Polikarpov conceptual model

*The materials of the article were presented at the Readings in memory of Academician G. G. Polikarpov “Radiochemoecology: Progress and Prospects” (Sevastopol, IBSS, 2019).

Учредитель и издатель журнала:

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Федеральный исследовательский центр
«Институт биологии южных морей
имени А. О. Ковалевского РАН»
(ОГРН 1159204018478)

Соиздатель журнала:

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Зоологический институт РАН

Рекомендовано к печати решением учёного совета
Федерального государственного бюджетного учреждения науки
Федерального исследовательского центра
«Институт биологии южных морей
имени А. О. Ковалевского РАН»
(протокол № 10 от 21.09.2020).

Журнал зарегистрирован в Федеральной службе по надзору в сфере связи,
информационных технологий и массовых коммуникаций
(свидетельство о регистрации средства массовой информации
ПИ № ФС 77 - 76872 от 24.09.2019).

Выпускающий редактор номера:

академик РАН, д. б. н., проф. Егоров В. Н.

Корректор:

Копытова О. Ю.

Перевод:

Тренкеншу Т. А., Надточенко И. А.

Компьютерная вёрстка:

Баяндин А. С.

Оригинал-макет подготовлен в пакете \LaTeX (TeX Live 2015 / Debian Linux)
с использованием свободных шрифтов FreeSerif и FreeSans.

Материалы журнала доступны на условиях лицензии
Creative Commons Attribution-NonCommercial-ShareAlike 4.0 International (CC BY-NC-SA 4.0).



Подп. к печати 21.09.2020	Дата выхода в свет 30.09.2020	Заказ № 2005452	Тираж 100 экз.
Формат 60 × 84/8	Уч.-изд. листов 9,3	Усл. печ. листов 11,63	Печать цифровая

Отпечатано в типографии: ИП Ермолов М. П., ОГРНИП 314920436710081 от 26.12.2014;
ул. Кулакова, д. 59, г. Севастополь, 299011;
тел.: +7 978 70-45-111; e-mail: print-e@yandex.ru.



Вниманию читателей!

*Институт биологии южных морей
имени А. О. Ковалевского РАН,
Зоологический институт РАН*

*издают
научный журнал*

*Морской биологический журнал
Marine Biological Journal*

*A. O. Kovalevsky Institute of Biology
of the Southern Seas of RAS,
Zoological Institute of RAS*

*publish
scientific journal*

*Морской биологический журнал
Marine Biological Journal*

- МБЖ — периодическое издание открытого доступа. Подаваемые материалы проходят независимое двойное слепое рецензирование. Журнал публикует обзорные и оригинальные научные статьи, краткие сообщения и заметки, содержащие новые данные теоретических и экспериментальных исследований в области морской биологии, материалы по разнообразию морских организмов, их популяций и сообществ, закономерностям распределения живых организмов в Мировом океане, результаты комплексного изучения морских и океанических экосистем, антропогенного воздействия на морские организмы и экосистемы.
- Целевая аудитория: биологи, экологи, биофизики, гидро- и радиобиологи, океанологи, географы, учёные других смежных специальностей, аспиранты и студенты соответствующих научных и отраслевых профилей.
- Статьи публикуются на русском и английском языках.
- Периодичность — четыре раза в год.
- Подписной индекс в каталоге «Пресса России» — Е38872. Цена свободная.

- MBJ is an open access, peer reviewed (double-blind) journal. The journal publishes original articles as well as reviews and brief reports and notes focused on new data of theoretical and experimental research in the fields of marine biology, diversity of marine organisms and their populations and communities, patterns of distribution of animals and plants in the World Ocean, the results of a comprehensive studies of marine and oceanic ecosystems, anthropogenic impact on marine organisms and on the ecosystems.
- Intended audience: biologists, ecologists, biophysicists, hydrobiologists, radiobiologists, oceanologists, geographers, scientists of other related specialties, graduate students, and students of relevant scientific profiles.
- The articles are published in Russian and English.
- The journal is published four times a year.
- The subscription index in the “Russian Press” catalogue is E38872. The price is free.

Заказать журнал

можно в научно-информационном отделе ИнБЮМ.
Адрес: ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН», пр. Нахимова, 2, г. Севастополь, 299011, Российская Федерация.
Тел.: +7 8692 54-06-49.
E-mail: mbj@imbr-ras.ru.

You may order the journal

in the Scientific Information Department of IBSS.
Address: A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, 2 Nakhimov avenue, Sevastopol, 299011, Russian Federation.
Tel.: +7 8692 54-06-49.
E-mail: mbj@imbr-ras.ru.