

ISSN 2413-5577

№ 2

Апрель – Июнь

2024

Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря



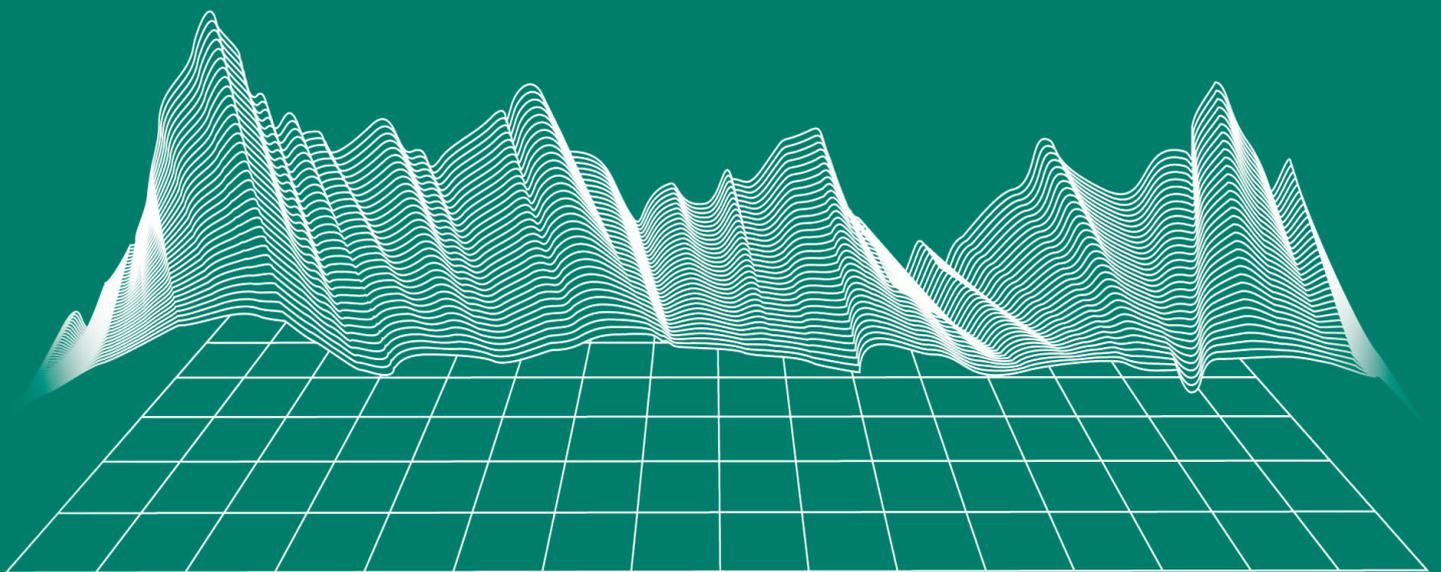
Ecological Safety of Coastal
and Shelf Zones of Sea

No. 2

April – June

2024

ecological-safety.ru



ISSN 2413-5577

№ 2, 2024

Апрель – Июнь

Выходит 4 раза в год

16+

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ ПРИБРЕЖНОЙ И ШЕЛЬФОВОЙ ЗОН МОРЯ

Научно-теоретический журнал

УЧРЕДИТЕЛЬ И ИЗДАТЕЛЬ:

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Федеральный исследовательский центр
«Морской гидрофизический институт РАН»

Журнал включен в «Перечень рецензируемых научных изданий, в которых должны быть опубликованы основные научные результаты диссертаций на соискание ученой степени кандидата наук, на соискание ученой степени доктора наук», группа научных специальностей:

- 1.6.14 – Геоморфология и палеогеография (географические науки),
- 1.6.17 – Океанология (географические науки, физико-математические науки, технические науки),
- 1.6.18 – Науки об атмосфере и климате (географические науки, физико-математические науки),
- 1.6.20 – Геоинформатика, картография (географические науки),
- 1.6.21 – Геоэкология (географические науки),
- 1.5.16 – Гидробиология (биологические науки).

Издание находится под научно-методическим руководством Отделения наук о Земле РАН.

Журнал зарегистрирован в Федеральной службе по надзору в сфере связи, информационных технологий и массовых коммуникаций (регистрационный номер ПИ № ФС77-73714 от 21.09.2018 г. и Эл № ФС77-82679 от 21 января 2022 г.).

Территория распространения – Российская Федерация, зарубежные страны.

Индексируется в Российском индексе научного цитирования (РИНЦ), Scopus.

Журнал размещен в каталоге научной периодики РИНЦ на платформе научной электронной библиотеки eLibrary.ru, Киберленинка.

Плата за публикацию статей не взимается.

Электронный адрес: ecology-safety@mhi-ras.ru

Сайт журнала: <http://ecological-safety.ru>

Адрес учредителя, издателя и редакции:
299011, Россия, г. Севастополь, ул. Капитанская, д. 2

Телефон, факс: +7 (8692) 54-57-16

No. 2, 2024
April – June

Publication frequency:
Quarterly

16+

ECOLOGICAL SAFETY OF COASTAL AND SHELF ZONES OF SEA

Scientific and theoretical journal

FOUNDER AND PUBLISHER:
Federal State Budget Scientific Institution
Federal Research Centre
“Marine Hydrophysical Institute of RAS”

Journal is on the list of peer reviewed academic journals of the Higher Attestation Commission of the Russian Federation, where one may publish main research results of a Ph.D. thesis in the following field:

- 25.00.28 – Oceanology (geographical sciences),
- 25.00.28 – Oceanology (physical and mathematical sciences),
- 25.00.29 – Atmosphere and Hydrosphere Physics (physical and mathematical sciences),
- 25.00.35 – Geoinformatics (geographical sciences),
- 25.00.36 – Geoecology (by fields) (geographical sciences),
- 1.5.16 – Hydrobiology (biological sciences).

Journal is under the scientific and methodological guidance of the Earth Sciences Department of the Russian Academy of Sciences.

Journal is registered by the Federal Service for Supervision of Communications, Information Technology, and Mass Media (registration number ПИ № ФС77-73714 of 21 September 2018 and ЭЛ № ФС77-82679 of 21 January 2022.)

Journal coverage: The Russian Federation, other countries.

The Journal is indexed in and repositated at Russian Science Citation Index (RSCI), International Interactive Information and Bibliography System EBSCO.

Journal is in the catalog of scientific periodicals of the RSCI on the platform of the scientific electronic library eLibrary.ru, Cyberleninka.

There is no fee for publishing articles.

e-mail: ecology-safety@mhi-ras.ru

website: <http://ecological-safety.ru>

Founder, Publisher and Editorial Office address:

2, Kapitanskaya St.,
Sevastopol, 299011, Russia

Phone, fax: + 7 (8692) 54-57-16

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ

- Горячкин Юрий Николаевич** – главный редактор, главный научный сотрудник ФГБУН ФИЦ МГИ, д. г. н., Scopus Author ID: 6507545681, ResearcherID: I-3062-2015, ORCID ID: 0000-0002-2807-201X (Севастополь, Россия)
- Рябушко Виталий Иванович** – заместитель главного редактора, заведующий отделом ФГБУН ФИЦ «ИнБЮМ им. А.О. Ковалевского РАН», главный научный сотрудник, д. б. н., ResearcherID: H-4163-2014, ORCID ID: 0000-0001-5052-2024 (Севастополь, Россия)
- Совга Елена Евгеньевна** – заместитель главного редактора, ведущий научный сотрудник ФГБУН ФИЦ МГИ, д. г. н., Scopus Author ID: 7801406819, ResearcherID: A-9774-2018 (Севастополь, Россия)
- Фомин Владимир Владимирович** – заместитель главного редактора, заведующий отделом ФГБУН ФИЦ МГИ, д. ф.-м. н., ResearcherID: H-8185-2015, ORCID ID: 0000-0002-9070-4460 (Севастополь, Россия)
- Хмара Татьяна Викторовна** – ответственный секретарь, научный сотрудник ФГБУН ФИЦ МГИ, Scopus Author ID: 6506060413, ResearcherID: C-2358-2016 (Севастополь, Россия)
- Белокопытов Владимир Николаевич** – ведущий научный сотрудник, заведующий отделом ФГБУН ФИЦ МГИ, д. г. н., Scopus Author ID: 6602809060, ORCID ID: 0000-0003-4699-9588 (Севастополь, Россия)
- Бердников Сергей Владимирович** – председатель ФГБУН ФИЦ ЮНЦ РАН, д. г. н., ORCID ID: 0000-0002-3095-5532 (Ростов-на-Дону, Россия)
- Бондур Валерий Григорьевич** – директор ФГБНУ НИИ «АЭРОКОСМОС», вице-президент РАН, академик РАН, д. т. н., ORCID ID: 0000-0002-2049-6176 (Москва, Россия)
- Бритаев Темир Аланович** – главный научный сотрудник ФГБУН ИПЭЭ, д. б. н., ORCID ID: 0000-0003-4707-3496, ResearcherID: D-6202-2014, Scopus Author ID: 6603206198 (Москва, Россия)
- Васечкина Елена Федоровна** – заместитель директора ФГБУН ФИЦ МГИ, д. г. н., ResearcherID: P-2178-2017 (Севастополь, Россия)
- Гертман Исаак** – глава департамента Израильского океанографического и лимнологического исследовательского центра, руководитель Израильского морского центра данных, к. г. н., ORCID ID: 0000-0002-6953-6722 (Хайфа, Израиль)
- Демьшев Сергей Германович** – заведующий отделом ФГБУН ФИЦ МГИ, главный научный сотрудник, д. ф.-м. н., ResearcherID: C-1729-2016, ORCID ID: 0000-0002-5405-2282 (Севастополь, Россия)
- Дианский Николай Ардальянович** – главный научный сотрудник МГУ им. М. В. Ломоносова, доцент, д. ф.-м. н., ResearcherID: R-8307-2018, ORCID ID: 0000-0002-6785-1956 (Москва, Россия)
- Дулов Владимир Александрович** – заведующий лабораторией ФГБУН ФИЦ МГИ, профессор, д. ф.-м. н., ResearcherID: F-8868-2014, ORCID ID: 0000-0002-0038-7255 (Севастополь, Россия)
- Егоров Виктор Николаевич** – научный руководитель ФГБУН ФИЦ ИнБЮМ им. А.О. Ковалевского РАН, академик РАН, профессор, д. б. н., ORCID ID: 0000-0002-4233-3212 (Севастополь, Россия)
- Ефимов Владимир Васильевич** – заведующий отделом ФГБУН ФИЦ МГИ, д. ф.-м. н., ResearcherID: P-2063-2017 (Севастополь, Россия)
- Залесный Владимир Борисович** – ведущий научный сотрудник ФГБУН ИВМ РАН, профессор, д. ф.-м. н., ORCID ID: 0000-0003-3829-3374 (Москва, Россия)
- Зацепин Андрей Георгиевич** – руководитель лаборатории ФГБУН ИО им. П.П. Ширшова РАН, главный научный сотрудник, д. ф.-м. н., ORCID ID: 0000-0002-5527-5234 (Москва, Россия)
- Коновалов Сергей Карпович** – директор ФГБУН ФИЦ МГИ, член-корреспондент РАН, д. г. н., ORCID ID: 0000-0002-5200-8448 (Севастополь, Россия)
- Коротяев Геннадий Константинович** – научный руководитель ФГБУН ФИЦ МГИ, член-корреспондент РАН, профессор, д. ф.-м. н., ResearcherID: K-3408-2017 (Севастополь, Россия)
- Кубряков Арсений Александрович** – заместитель директора ФГБУН ФИЦ МГИ, зав. лабораторией инновационных методов и средств океанологических исследований, д. ф.-м. н., ORCID ID: 0000-0003-3561-5913 (Севастополь, Россия)
- Кузнецов Александр Сергеевич** – ведущий научный сотрудник, заведующий отделом ФГБУН ФИЦ МГИ, к. т. н., ORCID ID: 0000-0002-5690-5349 (Севастополь, Россия)
- Ли Михаил Ен Гон** – заведующий отделом ФГБУН ФИЦ МГИ, профессор, д. ф.-м. н., ORCID ID: 0000-0002-2292-1877 (Севастополь, Россия)
- Макаревич Павел Робертович** – главный научный сотрудник ММБИ КНЦ РАН, д. б. н., ORCID ID: 0000-0002-7581-862X, ResearcherID: F-8521-2016, Scopus Author ID: 6603137602 (Мурманск, Россия)
- Малахова Людмила Васильевна** – ведущий научный сотрудник ФГБУН ФИЦ ИнБЮМ им. А.О. Ковалевского РАН, к. б. н., ResearcherID: E-9401-2016, ORCID ID: 0000-0001-8810-7264 (Севастополь, Россия)
- Матишов Геннадий Григорьевич** – заместитель академика-секретаря Отделения наук о Земле РАН – руководитель Секции океанологии, физики атмосферы и географии, научный руководитель ФГБУН ФИЦ ЮНЦ РАН, научный руководитель ФГБУН ММБИ КНЦ РАН, академик РАН, д. г. н., профессор, ORCID ID: 0000-0003-4430-5220 (Ростов-на-Дону, Россия)
- Мотыжев Сергей Владимирович** – главный научный сотрудник СевГУ, д. т. н., ResearcherID: G-2784-2014, ORCID ID: 0000-0002-8438-2602 (Севастополь, Россия)
- Празукин Александр Васильевич** – ведущий научный сотрудник ФГБУН ФИЦ ИнБЮМ им. А.О. Ковалевского РАН, д. б. н., Researcher ID: H-2051-2016, ORCID ID: 0000-0001-9766-6041 (Севастополь, Россия)
- Самодуров Анатолий Сергеевич** – заведующий отделом ФГБУН ФИЦ МГИ, д. ф.-м. н., ResearcherID: V-8642-2017 (Севастополь, Россия)
- Трухчев Димитър Иванов** – старший научный сотрудник Института океанологии БАН, профессор, д. ф.-м. н. (Варна, Болгария)
- Шапиро Наум Борисович** – ведущий научный сотрудник ФГБУН ФИЦ МГИ, д. ф.-м. н., ResearcherID: A-8585-2017 (Севастополь, Россия)

EDITORIAL BOARD

- Yuri N. Goryachkin** – Editor-in-Chief, Chief Research Associate of FSBSI FRC MHI, Dr.Sci. (Geogr.), Scopus ID: 6507545681, ResearcherID: I-3062-2015, ORCID 0000-0002-2807-201X (Sevastopol, Russia)
- Vitaly I. Ryabushko** – Deputy Editor-in-Chief, Head of Department of FSBSI FRC A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Chief Research Associate, Dr.Sci. (Biol.), ResearcherID: H-4163-2014, ORCID ID: 0000-0001-5052-2024 (Sevastopol, Russia)
- Elena E. Sovga** – Deputy Editor-in-Chief, Leading Research Associate of FSBSI FRC MHI, Dr.Sci. (Geogr.), Scopus ID: 7801406819, ResearcherID: A-9774-2018 (Sevastopol, Russia)
- Vladimir V. Fomin** – Deputy Editor-in-Chief, Head of Department of FSBSI FRC MHI, Dr.Sci. (Phys.-Math.), ResearcherID: H-8185-2015, ORCID ID: 0000-0002-9070-4460 (Sevastopol, Russia)
- Tatyana V. Khmara** – Executive Editor, Junior Research Associate of FSBSI FRC MHI, Scopus ID: 6506060413, ResearcherID: C-2358-2016 (Sevastopol, Russia)
- Vladimir N. Belokopytov** – Leading Research Associate, Head of Department of FSBSI FRC MHI, Dr.Sci. (Geogr.), Scopus ID: 6602809060, ORCID ID: 0000-0003-4699-9588 (Sevastopol, Russia)
- Sergey V. Berdnikov** – Chairman of FSBSI FRC Southern Scientific Centre of RAS, Dr.Sci. (Geogr.), ORCID ID: 0000-0002-3095-5532 (Rostov-on-Don, Russia)
- Valery G. Bondur** – Director of FSBSI Institute for Scientific Research of Aerospace Monitoring “AEROCOSMOS”, vice-president of RAS, academician of RAS, Dr.Sci. (Tech.), ORCID ID: 0000-0002-2049-6176 (Moscow, Russia)
- Temir A. Britayev** – Chief Research Associate, IEE RAS, Dr.Sci. (Biol.), ORCID ID: 0000-0003-4707-3496, ResearcherID: D-6202-2014, Scopus Author ID: 6603206198 (Moscow, Russia)
- Elena F. Vasechkina** – Deputy Director of FSBSI FRC MHI, Dr.Sci. (Geogr.), ResearcherID: P-2178-2017 (Sevastopol, Russia)
- Isaac Gertman** – Head of Department of Israel Oceanographic and Limnological Research Institute, Head of Israel Marine Data Center, Ph.D. (Geogr.), ORCID ID: 0000-0002-6953-6722 (Haifa, Israel)
- Sergey G. Demyshev** – Head of Department of FSBSI FRC MHI, Chief Research Associate, Dr.Sci. (Phys.-Math.), ResearcherID C-1729-2016, ORCID ID: 0000-0002-5405-2282 (Sevastopol, Russia)
- Nikolay A. Diansky** – Chief Research Associate of Lomonosov Moscow State University, associate professor, Dr.Sci. (Phys.-Math.), ResearcherID: R-8307-2018, ORCID ID: 0000-0002-6785-1956 (Moscow, Russia)
- Vladimir A. Dulov** – Head of Laboratory of FSBSI FRC MHI, professor, Dr.Sci. (Phys.-Math.), ResearcherID: F-8868-2014, ORCID ID: 0000-0002-0038-7255 (Sevastopol, Russia)
- Victor N. Egorov** – Scientific Supervisor of FSBSI FRC A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, academician of RAS, professor, Dr.Sci. (Biol.), ORCID ID: 0000-0002-4233-3212 (Sevastopol, Russia)
- Vladimir V. Efimov** – Head of Department of FSBSI FRC MHI, Dr.Sci. (Phys.-Math.), ResearcherID: P-2063-2017 (Sevastopol, Russia)
- Vladimir B. Zalesny** – Leading Research Associate of FSBSI Institute of Numerical Mathematics of RAS, professor, Dr.Sci. (Phys.-Math.), ORCID ID: 0000-0003-3829-3374 (Moscow, Russia)
- Andrey G. Zatepin** – Head of Laboratory of P.P. Shirshov Institute of Oceanology of RAS, Chief Research Associate, Dr.Sci. (Phys.-Math.), ORCID ID: 0000-0002-5527-5234 (Moscow, Russia)
- Sergey K. Kononov** – Director of FSBSI FRC MHI, corresponding member of RAS, Dr.Sci. (Geogr.), ORCID ID: 0000-0002-5200-8448 (Sevastopol, Russia)
- Gennady K. Korotaev** – Scientific Supervisor of FSBSI FRC MHI, corresponding member of RAS, professor, Dr.Sci. (Phys.-Math.), ResearcherID: K-3408-2017 (Sevastopol, Russia)
- Arseniy A. Kubryakov** – Deputy Director of FSBSI FRC MHI, Head of the Laboratory of innovative methods and means of oceanological research, Dr.Sci. (Phys.-Math.), ORCID ID: 0000-0003-3561-5913 (Sevastopol, Russia)
- Alexander S. Kuznetsov** – Leading Research Associate, Head of Department of FSBSI FRC MHI, Ph.D. (Tech.), ORCID ID: 0000-0002-5690-5349 (Sevastopol, Russia)
- Michael E. Lee** – Head of Department of FSBSI FRC MHI, Dr.Sci. (Phys.-Math.), professor, ORCID ID: 0000-0002-2292-1877 (Sevastopol, Russia)
- Pavel R. Makarevich** – Chief Research Associate, MMBI KSC RAS, Dr.Sci. (Biol.), ORCID ID: 0000-0002-7581-862X, ResearcherID: F-8521-2016, Scopus Author ID: 6603137602 (Murmansk, Russia)
- Ludmila V. Malakhova** – Leading Research Associate of A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Ph.D. (Biol.), ResearcherID: E-9401-2016, ORCID: 0000-0001-8810-7264 (Sevastopol, Russia)
- Gennady G. Matishov** – Deputy Academician – Secretary of Earth Sciences Department of RAS, Head of Section of Oceanology, Physics of Atmosphere and Geography, Scientific Supervisor of FSBSI FRC Southern Scientific Centre of RAS, Scientific Supervisor of FSBSI Murmansk Marine Biological Institute KSC of RAS, academician of RAS, Dr.Sci. (Geogr.), professor, ORCID ID: 0000-0003-4430-5220 (Rostov-on-Don, Russia)
- Sergey V. Motyzhev** – Chief Research Associate of Sevastopol State University, Dr.Sci. (Tech.), ResearcherID: G-2784-2014, ORCID ID: 0000-0002-8438-2602 (Sevastopol, Russia)
- Alexander V. Prazukin** – Leading Research Associate of FSBSI FRC A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Dr.Sci. (Biol.), ResearcherID: H-2051-2016, ORCID ID: 0000-0001-9766-6041 (Sevastopol, Russia)
- Anatoly S. Samodurov** – Head of Department of FSBSI FRC MHI, Dr.Sci. (Phys.-Math.), ResearcherID: V-8642-2017 (Sevastopol, Russia)
- Dimitar I. Trukhchev** – Institute of Metal Science, equipment, and technologies “Academician A. Balevski” with Center for Hydro- and Aerodynamics at the Bulgarian Academy of Sciences, Dr.Sci. (Phys.-Math.), professor (Varna, Bulgaria)
- Naum B. Shapiro** – Leading Research Associate of FSBSI FRC MHI, Dr.Sci. (Phys.-Math.), ResearcherID: A-8585-2017 (Sevastopol, Russia)

СОДЕРЖАНИЕ

№ 2. 2024

Апрель – Июнь, 2024

<i>Горячкин Ю. Н.</i> Антропогенное воздействие на береговую зону бухты Коктебель (Черное море) за последние 100 лет	6
<i>Шокурова И. Г., Никольский Н. В., Чернышова Е. Д.</i> Сезонная изменчивость горизонтальных градиентов в крупномасштабных термохалинных фронтальных зонах в Северной Атлантике	23
<i>Пионтковский С. А., Загородняя Ю. А., Серикова И. М., Минский И. А., Ковалева И. В., Георгиева Е. Ю.</i> Межгодовая изменчивость физических и биологических характеристик вод Крымского шельфа в летний сезон (2010–2020 годы)	39
<i>Белоконь А. Ю., Фомин В. В.</i> Характеристики штормового волнения в бухте Ласпи (Черное море) по результатам численного моделирования	60
<i>Пархоменко А. В., Васечкина Е. Ф., Латушкин А. А.</i> Анализ гидролого-гидрохимических факторов трансформации донных фитоценозов в районе мыса Коса Северная (Черное море, Севастополь)	76
<i>Синякова М. А., Крылова Ю. В., Бронникова Л. В.</i> Биогенные элементы в водах восточной части Финского залива по результатам исследований 2020–2022 годов	91
<i>Ле Тху Тхуи, Чан Хонг Кон, Нгуен Чонг Хиен, Ву Тхи Минь Чау, Ле Минь Туан, До Хоанг Линь.</i> Оценка экологической опасности условий хранения отходов добычи и переработки арсенопиритных минералов....	107
<i>Буфетова М. В.</i> Влияние седиментационных процессов на динамику содержания соединений кадмия в воде и донных отложениях Азовского моря в 1991–2020 годах	122
<i>Сигачева Т. Б., Гаврюсева Т. В., Скуратовская Е. Н., Кирич М. П., Мороз Н. А.</i> Оценка безопасности воздействия ультразвуковой установки на состояние некоторых видов рыб Черного моря	137
<i>Ладыгина Л. В., Пиркова А. В.</i> Динамика линейных и весовых параметров черноморского гребешка <i>Flexoropten glaber ponticus</i> (Vucquoy, Dautzenberg & Dollfus, 1889) при садковом выращивании	153

CONTENTS

№ 2. 2024	April – June, 2024
-----------	--------------------

<i>Goryachkin Yu. N.</i> Anthropogenic Impact on the Coastal Zone of Koktebel Bay (Black Sea) over the Last 100 Years	6
<i>Shokurova I. G., Nikolsky N. V., Chernyshova E. D.</i> Seasonal Variability of Horizontal Gradients in the North Atlantic Large-Scale Thermohaline Frontal Zones	23
<i>Piontkovski S. A., Zagorodnyaya Yu. A., Serikova I. M., Minski I. A., Kovaleva I. V., Georgieva E. Yu.</i> Interannual Variability of Physical and Biological Characteristics of Crimean Shelf Waters in Summer Season (2010–2020).....	39
<i>Belokon Yu. A., Fomin V. V.</i> Characteristics of Storm Waves in Laspi Bay (Black Sea) Based on Results of Numerical Modeling.....	60
<i>Parkhomenko A. V., Vasechkina E. F., Latushkin A. A.</i> Analysis of Hydrological and Hydrochemical Factors of Bottom Phytocenosis Transformation near Cape Kosa Severnaya (Black Sea, Sevastopol).	76
<i>Siniakova, M.A., Krylova, J.V., Bronnikova, L.V.</i> Biogenic Elements in the Waters of the Eastern Gulf of Finland According to the Results of Studies 2020–2022.....	91
<i>Le Thu Thuy, Tran Hong Con, Nguyen Trong Hiep, Vu Thi Minh Chau, Le Minh Tuan, Do Hoang Linh.</i> Environmental Hazard Assessment of Storage Conditions of Wastes from Mining and Processing of Arsenopyrite Minerals	107
<i>Bufetova M. V.</i> Influence of Sedimentation Processes on the Dynamics of Cadmium Compounds in Water and Bottom Sediments of the Sea of Azov in 1991–2020	122
<i>Sigacheva T. B., Gavrusheva T. V., Skuratovskaya E. N., Kirin M. P., Moroz N. A.</i> Safety Assessment of the Ultrasound Equipment Effect on the State of Some Fish Species of the Black Sea.	137
<i>Ladygina L. V., Pirkova A. V.</i> Dynamics of Allometric and Weight Parameters of the Black Sea Scallop <i>Flexopecten glaber ponticus</i> (Bucquoy, Dautzenberg & Dollfus, 1889) During Cage Farming.....	153

Антропогенное воздействие на береговую зону бухты Коктебель (Черное море) за последние 100 лет

Ю. Н. Горячкин

*Морской гидрофизический институт РАН, Севастополь, Россия
e-mail: yngor@mhi-ras.ru*

Аннотация

В связи с проблемой нерационального природопользования рассмотрена динамика берегов одного из популярных курортов Крыма. Цель работы – дать ретроспективную оценку изменений береговой зоны бухты Коктебель, подвергающейся антропогенному воздействию. Используются материалы обследований, литературные и архивные источники, данные оцифровки береговых линий на космических снимках за 2011–2021 гг. Даны физико-географическая и литодинамическая характеристики бухты. Рассмотрено антропогенное воздействие на береговую зону и отклик береговой линии на него. Показано, что за последние 100 лет антропогенное воздействие на бухту Коктебель привело к сокращению ширины или исчезновению пляжей, изменению их вещественного состава, замене естественного ландшафта антропогенным, что снизило его эстетическую привлекательность. Выделено три периода в эволюции береговой зоны. Для первого характерно постепенное нарастание антропогенного воздействия на ландшафты суши и береговой зоны. Во второй период сложившееся динамическое равновесие нарушилось и баланс наносов стал отрицательным. Это было обусловлено зарегулированием стока водотоков и промышленной разработкой песка, гравия и гальки в береговой зоне. Такое воздействие привело к резкому уменьшению площади пляжей, вплоть до полного их исчезновения на отдельных участках. Третий период характеризуется резким увеличением антропогенного воздействия, которое выразилось в активном (часто незаконном) строительстве на пляжах различных сооружений, а также возведением гидротехнических сооружений с целью защиты и восстановления пляжей. Показано, что к настоящему времени техногенные берега занимают около 3 км, здесь природные процессы трансформировались в природно-антропогенные. Природные ландшафты берегов сохранились только в восточной (протяженностью около 2 км) и западной (около 1.5 км) частях бухты при общей ее длине 7 км. Приводятся сведения о проектах защиты берега, выполненных ранее и реализуемых в настоящее время.

Ключевые слова: Черное море, Крым, бухта Коктебель, антропогенное воздействие, береговая линия, космические снимки, берегозащита

Благодарности: работа выполнена в рамках выполнения государственного задания FNNN-2024-0016

Для цитирования: Горячкин Ю. Н. Антропогенное воздействие на береговую зону бухты Коктебель (Черное море) за последние 100 лет // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2024. № 2. С. 6–22. EDN UTBCDW.

© Горячкин Ю. Н., 2024



Контент доступен по лицензии Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0)
This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0) License

Anthropogenic Impact on the Coastal Zone of Koktebel Bay (Black Sea) over the Last 100 Years

Yu. N. Goryachkin

*Marine Hydrophysical Institute of RAS, Sevastopol, Russia
e-mail: yngor@mhi-ras.ru*

Abstract

In view of the problem of unsustainable nature management, the paper considers coastal dynamics of a popular Crimean resort. The work aims to provide a post-assessment of changes in the Koktebel Bay coastal zone under the anthropogenic influence. The paper uses materials of surveys, literary and archival sources, data on the digitization of coastlines in space images for 2011–2021. Physical, geographical and lithodynamic characteristics of the bay were given. Anthropogenic impact on the coastal zone and coastline response thereto were considered. It is shown that for the last 100 years, anthropogenic impact on Koktebel Bay has led to a reduction in the width or to disappearance of beaches, changes in their material composition, replacement of the natural landscape by the anthropogenic one and, therefore, its aesthetic attraction has decreased. Three periods were identified in the evolution of the coastal zone. The first one is characterized by a gradual increase in anthropogenic impact on the landscapes of the land and coastal zone. In the second period, the established dynamic balance was disturbed and the balance of sediments became negative. This was due to the regulation of the streamflows and the industrial development of sand, gravel and pebbles in the coastal zone. This led to a sharp decrease in the area of the beaches, up to their complete disappearance in certain areas. The third period is characterized by a dramatic increase in anthropogenic impact, which manifested itself in the active (often illegal) construction of various structures on the beaches and by erection of hydraulic structures in order to protect and restore the beaches. It was shown that to date, man-made coasts occupy about 3 km and here natural processes have transformed into natural-anthropogenic. Natural coastal landscapes have preserved only in the eastern (about 2 km long) and western (about 1.5 km long) parts of the bay with its total length of 7 km. The paper provides information on coastal protection projects: both those fulfilled earlier and those being currently implemented.

Keywords: Black Sea, Crimea, Koktebel Bay, anthropogenic impact, coastline, space images, coastal protection

Acknowledgments: The work was carried out under state assignment no. FNNN-2024-0016.

For citation: Goryachkin, Yu.N., 2024. Anthropogenic Impact on the Coastal Zone of Koktebel Bay (Black Sea) over the Last 100 Years. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (2), pp. 6–22.

Введение

Антропогенное воздействие на окружающую среду приняло такие масштабы, что стало одним из главных в повестке мировых проблем. Не обошло это воздействие и береговую зону морей и океанов. Как известно, в прилегающих к ней регионах проживает около 40 % человечества, а плотность населения в два раза превышает среднюю ¹⁾. Не является исключением и Черное море.

¹⁾ URL: <https://www.unep.org/ru/issleduyte-temy/okeyany-i-morya/nasha-deyatelnost/rabota-po-regionalnym-moryam/upravlenie> (дата обращения: 20.05.2024).

Тысячелетиями его побережье изменялось под влиянием естественных факторов, но оставалось устойчивой саморегулирующейся системой. Однако начиная с середины XX в. постоянное антропогенное воздействие на береговую зону вывело ее из этого состояния. Берега на значительном протяжении стали интенсивно отступать, разрушая одни прибрежные объекты и создавая угрозу другим. Сокращение и исчезновение пляжей, ухудшение их вещественного состава снизили рекреационную привлекательность курорта. В ряде регионов произошло изменение ландшафтов с природных на техногенные.

Исследователи разных стран признают доминирующую роль антропогенного фактора в изменении природной среды береговой зоны Черного моря в последние 100 лет [1–6]. То же самое можно сказать и о береговой зоне Крымского полуострова [7–10]. В работах [10, 11] мы классифицировали виды антропогенного воздействия на береговую зону черноморского побережья Крыма. В работе [12] на примере курорта Евпатория рассмотрены изменения береговой зоны за последние 100 лет и показано, что эти изменения вызваны главным образом непродуманными действиями в прошлом. К сожалению, и сейчас при разработке хозяйственных проектов часто игнорируют ранее приобретенный опыт, что приводит к негативным последствиям. В этом смысле характерна история развития береговой зоны в бухте Коктебель, которая является широко известным курортным районом.

Коктебель стал популярным местом летнего отдыха в конце XIX в. Уже с 1890-х гг. в поместье помещика Юнге – владельца окрестных земель, которые он продавал под дачные участки, – гостили известные писатели, художники, ученые. Несмотря на такую известность б. Коктебель, литературных источников, посвященных его природе, крайне мало. На наш взгляд, это обусловлено соседством бухты с массивом Карадага, которому из-за уникальности его природы придавалось главное значение. Из самых старых можно отметить издания ^{2), 3)}, в которых есть сведения о ширине и вещественном составе пляжей Коктебеля.

Первое научное обследование дна бухты водолазами было проведено в 1939 г. под руководством академика Р. А. Орбели – основоположника российской подводной археологии ⁴⁾. В западной части были обнаружены остатки древнего подводного мола. Часть его кладки была извлечена и использована при строительстве пристани, а в 1933–1934 гг. его остатки были взорваны. Наличие древнего мола, отсутствие древних черноморских террас на берегу, а также мелководность и конфигурация бухты позволили В. П. Зенковичу сделать вывод, что берег бухты ингрессионный, испытывающий современное погружение ⁴⁾. В этой монографии, напечатанной в 1954 г. и до 1992 г. имевшей гриф секретности, бухте Коктебель уделено всего полторы страницы. В основном в работе описывается ее восточное крыло – м. Топрах-Кая. Некоторые сведения о бухте содержатся в монографии, посвященной Карадагу [13]. В работе [14]

²⁾ *Елпатьевский С. Я.* Крымские очерки. Москва, 1913. 149 с.

³⁾ Крым-путеводитель. Крымское общество естествоиспытателей и любителей природы / Под ред. И. М. Волошинова [и др.]. Симферополь : Крымское государственное издательство, 1929. 614 с.

⁴⁾ *Зенкович В. П.* Морфология и динамика берегов Черного моря в пределах границ СССР. Часть III. Раздел II (Южный Крым, полуострова Керченский и Таманский). Москва, 1954. 234 с.

рассматриваются вопросы морфологии и динамики берегов восточного Крыма. Свообразные выводы о причинах сокращения пляжей в Коктебеле содержатся в [15]. Современный гранулометрический состав наносов бухты Коктебель по результатам обследования МГИ РАН в 2021 г. рассмотрен в [16].

На наш взгляд, больше всего сведений о бухте Коктебель содержит монография А. А. Клюкина, посвященная главным образом экзогеодинамике Юго-Восточного Крыма [17]. Вместе с тем информация разбросана по отдельным главам и не дает целостного представления о природных условиях и динамике берегов.

Цель настоящей работы – дать ретроспективную оценку изменений береговой зоны бухты Коктебель в последние 100 лет под влиянием антропогенного воздействия.

Материалы и методы

Для анализа мы использовали материалы обследований бухты Коктебель 2009 и 2021 гг., выполненные Морским гидрофизическим институтом РАН (МГИ РАН). В работе использовались данные оцифровки береговых линий на космических снимках сервиса *Google Earth* за 2011–2021 гг. При этом для сравнения береговых линий из-за недостаточной для наших целей точности привязки они дополнительно привязывались по хорошо видимым ориентирам на берегу пгт Коктебель. Поскольку вне его таких ориентиров не было, снимки привязывались к прибрежным дорогам, которые являются довольно устойчивым элементом ландшафта. Кроме этого, привлекались литературные и архивные источники, главным образом ведомственные отчеты ликвидированных организаций («Противопожарное управление», Ялтинская партия объединения «Крымморгеология», Институт минеральных ресурсов Министерства геологии УССР). Использовался также электронный архив фотографий берегов Крымского полуострова, созданный в МГИ РАН.

Физико-географическая и литодинамическая характеристики бухты Коктебель

Бухта Коктебель (здесь и далее даны официальные названия географических объектов) расположена между мысами Планерным (старое название Мальчин) на западе и Лагерным (старое название Топрах-Кая) на востоке (рис. 1). На берегу бухты находится курортный поселок (пгт) Коктебель. Протяженность береговой линии бухты составляет около 7 км, расстояние по линии, соединяющей указанные мысы, – около 4 км, наибольший перпендикуляр к этой линии имеет длину 2 км. Таким образом, бухта образует почти правильный полукруг.

В южной ее части береговая линия наиболее изрезана и образует ряд небольших бухт с глыбовыми навалами на урзе и у берега. Осыпь глыбовых навалов в воде тянется на 1.5 км, они же отмечаются и в восточной части у м. Лагерного. Берег в западной части горно-абразионный мелкобухтовый, в восточной – абразионно-обвальный в рыхлых породах. Центральную часть побережья по преобладающим современным экзогенным процессам можно отнести к аккумулятивно-техногенному берегу [11].



Р и с . 1 . Карта-схема бухты Коктебель

F i g . 1 . Sketch-map of Koktebel Bay

Южный край бухты представляет собой обрывы Магнитного хребта, который входит в состав массива Карадаг. Прочные вулканические породы этой части бухты сменяются к северу сначала разломом, на берегу которого ранее находилась пристань, а ныне три буны, а затем выступом абразионного берега высотой до 30 м, сложенного рыхлыми глинистыми сланцами и мергелями (Киловая гора). Ранее берег здесь был окаймлен широким галечно-песчаным пляжем. Открытая дуга вершины бухты длиной 2 км граничит с аллювиальной низменностью, сейчас почти полностью застроенной. С севера к бухте подходят склоны возвышенности Биюк-Яньшар (высота до 200 м) которые образуют у берега активный клиф высотой около 10 м, сложенный бурыми четвертичными и серыми юрскими глинами. У подножья возвышенности в западной части, примыкающей к пляжам Коктебеля, имеются небольшие (до 3 м ширины) глыбово-валунные пляжи, которые постепенно к востоку полностью выклиниваются. Мыс Лагерный, замыкающий б. Коктебель с востока, представляет собой вытянутый узкий полуостров (длина более полукилометра) из серых юрских глин (рис. 2). У подножья обрывов мыса лежит узкая (2–3 м) площадка, сложенная обнаженной породой, в некоторых местах прикрытая небольшими накоплениями щебня. Эта площадка полого сходит к воде и образует широкий бенч. Перед мысом и по обе стороны от него на расстоянии до 200 м от уреза разбросаны вымытые из глинистой толщи мыса глыбы и пластины из песчаника и глинистого сланца.

Бухта Коктебель мелководная, изобата 5 м проходит в среднем на расстоянии 200–300 м от уреза, на внешней границе бухты глубины составляют 10–15 м. Западная часть бухты более глубокая, отмелость дна возрастает в восточной части. Здесь изобата 1 м отстоит от берега на 100–120 м. Далее глубина



Р и с . 2 . Вид на бухту Коктебель с возвышенности Биук-Янышар

F i g . 2 . View of Koktebel Bay from Biyuk-Yanyshar Hill

быстро возрастает, расстояние между изобатами 5 и 10 м составляет уже не более 150 м. Источником пополнения пляжевого материала ранее служили выносы нескольких водотоков, впадающих в бухту. В центральной части находится устье р. Янтык (длина и площадь водосбора около 10 км и 50 км² соответственно) с одноименной эрозионной балкой, неподалеку есть временные водотоки.

Бухта Коктебель находится к востоку от Южного берега Крыма (ЮБК), границей которого считается м. Планерный. Климат здесь, в отличие от субтропического средиземноморского климата ЮБК, – приморский, умеренно теплый. Средняя годовая температура воздуха около 12 °С, среднегодовое количество осадков около 400 мм. Наибольшую повторяемость, по данным ближайшей гидрометеостанции «Феодосия», имеют сильные ветры (10 м/с и более) северо-западного, северо-восточного, южного, юго-западного и западного румбов. Наибольшую повторяемость имеет волнение восточного, юго-восточного и южного направлений. В сумме на волнение от этих румбов за год приходится 96 % всех случаев. Наиболее волноопасны штормы от южных и восточных румбов.

Пляжи б. Коктебель питаются продуктами абразии, размыва оползней и осыпей, а также биогенным материалом с подводного берегового склона. В настоящее время абразионному размыву в основном подвергаются мысы и крылья бухты. При этом абрадирует в основном восточное крыло бухты (в основании клифов и на бенче), в самой бухте в настоящее время абразии почти нет. До 90 % продуктов абразии поступает в холодный период, когда штормовая деятельность наиболее активна. В штормовые годы, повторяющиеся обычно каждые 5–6 лет, объем наносов превышает среднее значение в несколько раз [17]. Наносы мигрируют вдоль берега от мысов в бухту и вдоль бухты в обе стороны в зависимости от режима волнения моря. Когда в режиме волнения возрастает доля сравнительно редких штормов южных румбов, наносы мигрируют из юго-западных и западных частей в северо-восточные и восточные части бухты, что является основным процессом в динамике наносов.

Главное поступление пляжевого материала обусловлено размывом оползневых и обвальных языков. Мелкие размываются за штормовой сезон, а сравнительно крупные – в течение нескольких лет. Так, самый крупный земляной обвал с м. Лагерного был размыт полностью за восемь лет [17]. В 1913 г. выступил в акваторию более чем на 10 м и был размыт язык крупного оползня, расположенного на склоне хребта Кок-Кая (западное крыло бухты). Весной 1958 г. было срезано 6 м языка оползня у северо-восточной окраины Коктебеля [15]. В 1980–1983 гг. с языка оползня, выдвинувшегося в акваторию у м. Планерного, было смыто 5 тыс. м³ суглинка⁴⁾. Вместе с тем продукты сноса содержат только 25 % наносов волнового поля, так как они быстро размокают и размываются. Снос возрастает во влажные и уменьшается в засушливые годы. Больше всего наносов поступает в береговую зону, когда влажные годы предшествуют штормовым или совпадают с ними [17].

Антропогенное воздействие и динамика берегов

В начале XX в. берега б. Коктебель представляли собой мало обжитую территорию. Значительной застройки не было, о чем свидетельствуют старинные фотографии (рис. 3).

В работах^{2),3)} отмечалось, что вдоль берега тянется пляж неполного профиля шириной до 30 м. Дно у бухты было песчаное и мелкое, прибрежная отмель уходила на десятки метров от берега. В составе пляжа преобладал песок – продукт выноса водотоками аллювиальных отложений. Также в большом количестве содержалась окатанная галька из прочных пород массива Карадаг. На тыльной стороне пляжа повсюду прослеживался четкий уступ, по которому размывались аллювиальные глины, так что берег даже в вершине бухты не являлся аккумулятивным. В западной части берега бухты имелись небольшие участки пляжа, загроможденные камнями, а выше их – скалы вулканического происхождения. Отмечалось, что в этом районе временами сходят довольно значительные оползни, следы которых выделялись в строении берегового склона⁴⁾.



Рис. 3. Вид на западную часть бухты Коктебель, фото 1914 г.

Fig. 3. View of the western part of Koktebel Bay, photo 1914

Первое значительное вмешательство в природу бухты произошло в 1920-х гг. В 1925 г. в западной ее части была построена пристань длиной около 200 м для погрузки трасса (вулканической породы, идущей на приготовление особого сорта цемента) из разрабатываемого поблизости карьера. Добыча породы велась взрывными методами. При подаче материала на дробление к побережью бухты породы, не относящиеся к трассам, сбрасывались в воду и накапливались в береговой зоне⁵⁾. В 1930-х гг. была построена первая набережная. В период Великой Отечественной войны немцы застроили побережье различными противодесантными сооружениями, в том числе бетонными, при этом использовался местный материал. После войны они были демонтированы.

До середины XX в. в прилежащих к Коктебелю балках и долинах существовали единичные небольшие пруды. Во второй половине столетия большинство водотоков, впадающих в бухту, были зарегулированы, при этом образовалось около семидесяти водоемов, что резко уменьшило жидкий и твердый сток. Способствовали этому и распашка, террасирование и облесение примыкающих к бухте склонов. Характерный пример: ранее в акваторию из устья р. Янтык выступал конус выноса, подводное продолжение которого прослеживалось на дне, о чем свидетельствуют топографические карты того времени. Сейчас этот конус появляется только после прохождения значительных паводков.

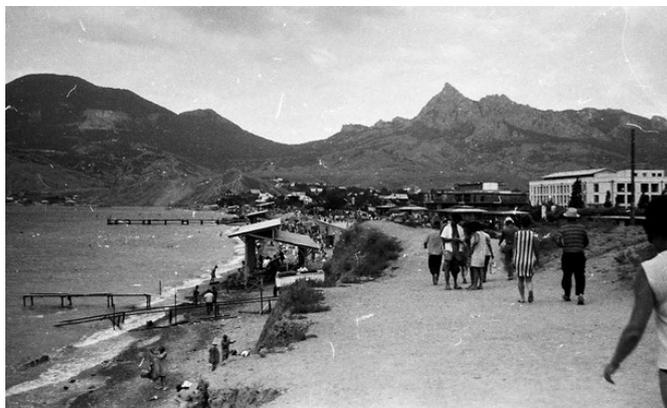
По некоторым данным, до зарегулирования стока объем выносов из эрозионных форм был соизмерим с объемом продуктов абразии и сноса с береговых склонов, а после зарегулирования стал вдвое меньше, поэтому в береговую зону моря стало поступать меньше наносов волнового поля [17].

В конце 1950-х гг. в Коктебеле была построена новая набережная с волноотбойной стеной, при этом часть ее выдвинули на пляж. Такая схема гидротехнического сооружения впоследствии сыграла отрицательную роль. В то время еще существовал песчано-гравийно-галечный пляж шириной 20–30 м. Он отличался необычным цветом из-за включения гальки из пород Карадага. Нужно отметить, что пляжевые отложения и тогда и ранее разрабатывались кустарно для местных строительных нужд, но в относительно небольших объемах. Начиная с 1954 г. в центральной части бухты и на пляже началась промышленная добыча песчано-гравийных смесей. Проводилась она и в соседних районах: у пгт Курортное, пгт Орджоникидзе, в б. Тихой (к востоку от м. Лагерного) и в районе Феодосии.

Реальные объемы добычи неизвестны (по оценке [14], они составили 1.5 млн. тонн), отбор материала продолжался вплоть до 1967 г. В результате пляжи стали быстро сокращаться, и к середине 1960-х гг. их ширина в западной части бухты составляла 5–10 м, а урез вплотную подошел к клифу (рис. 4).

Пляж уже не обеспечивал гашение волновой энергии даже небольших штормов. Уменьшились пляжи и в восточной части бухты. У холма Юнге пляж вообще отсутствовал, в воде стояли мостки, чтобы можно было пройти на другую его сторону.

⁵⁾ Руманова Д. А. Отчет о маршрутных обследованиях месторождения цветных камней и опытной добычи их на горе Карадаг и ее окрестностях. Симферополь : Азчергеолуправление Крым. Геолбюро, 1941. 66 с.



Р и с . 4 . Пляж в Коктебеле. Фото 1965 г.

Fig. 4. A beach in Koktebel. Photo of 1965

В результате изъятия пляжевого материала на хозяйственные и строительные нужды, длившегося более 10 лет, на побережье бухты создалась аварийная ситуация, в отдельных местах было подмыто основание подпорной волноотбойной стены. В статье [15] утверждалось, что сокращение пляжей вызвано тектоническим опусканием суши Коктебельской бухты. Скорость определялась в 2 м/год, на основании того, что пляжи между 1963–1967 гг. сократились в среднем на 8 м. Такое утверждение явно противоречит существующим представлениям о скорости вертикальных движений земной коры в этом районе, которая примерно на три порядка меньше.

Сильный шторм в январе 1967 г. смыл остатки пляжа, подмыл и завалил подпорные стены, разрушил набережную (рис. 5). Берег был размыв на участке протяженностью более 2 км. Коктебельский пляж фактически прекратил свое существование, под угрозой разрушения оказались здания, расположенные за набережной.



Р и с . 5 . Последствия шторма 13 января 1967 г. Фото 1967 г.

Fig. 5. Consequences of the storm dated January 13, 1967.
Photo 1967

В 1967 г. Ялтинский отдел института «ГИПРОкоммунстрой» разработал проект аварийных берегозащитных мероприятий, предусматривающий частичное восстановление пляжей путем отсыпки в приурезовую зону привозного материала. Отсыпка материала была произведена на западном крыле бухты в объеме 150 тыс. м³ примерно в равных долях щебнем известняка из карьера горы Агармыш (у г. Старый Крым) и гранитом из месторождений Донбасса. С учетом содержания глинистых примесей фактический объем составил около 90 тыс. м³. За 12 лет щебень превратился в гальку. Ее окатанность составила от 2.4 до 3.4 баллов по четырехбалльной шкале ⁶⁾.

В результате проведенной отсыпки на участках берега, где ширина пляжа составляла в 1966 г. 2–4 м, к 1969 г. она увеличилась до 30–35 м, однако рекреационные свойства ранее существовавшего пляжа были утрачены. Проект предусматривал завоз еще 360 тыс. м³ пляжеобразующего материала, однако этот этап проекта не был реализован.

За 13 лет (1968–1981 гг.) материал искусственного пляжа почти полностью сместился к центру бухты, обнажив берег на участке городского пляжа и пляжа дома творчества «Коктебель». Ширина пляжей на западном крыле бухты существенно уменьшилась, в прибрежной зоне произошло значительное увеличение глубины. Наблюдалось обнажение и размыв коренного дна. Вновь возник риск разрушения набережной на западном участке бухты. Для исправления создавшегося положения было рассмотрено несколько предложений и принят вариант, который включал в себя устройство берегоукрепительных сооружений на шести участках бухты и создание зоны резервной отсыпки для пополнения пляжа на специально определенном участке в западном крыле бухты. Целесообразность такого решения подтверждалась опытом 1967 г.

По проекту Ялтинского отдела института «УкрюжГИПРОкоммунстрой» в 1984–1990 гг. были построены набережные с откосным ступенчатым сооружением, предназначенным для гашения остаточной волновой энергии, и создан искусственный пляж. Кроме этого, на самом западном участке побережья была осуществлена резервная отсыпка щебня в объеме 144 тыс. м³. Ширина пляжной зоны на всем протяжении бухты была восстановлена. В 1988 г. западный участок бухты представлял собой искусственный галечный пляж, прислоненный к подножию берегового откоса; ширина надводной части пляжа здесь достигала 43 м (рис. 6).

Реализованная схема берегозащитных сооружений выполняла свои функции вплоть до начала XXI в., пока на участке резервной отсыпки не началось капитальное строительство, сопровождавшееся деградацией пляжей. Так, если ширина пляжа на западном крыле бухты в 2002 г. составляла 22 м, то к 2004 г. она уменьшилась до 4–9 м. Приведем несколько примеров самовольного строительства.

На участке северо-восточнее спасательной станции, где располагался искусственный галечный пляж и сборное откосное ступенчатое сооружение из маршевых плит, в 2005 г. была самовольно разобрана часть ступенчатого

⁶⁾ Отчет по теме «Составить кадастр надводной части берегов Крыма применительно к масштабу 1:200 000» / отв. исполнитель О. С. Романюк. ККГРЭ, ИМР. Симферополь, 1988. 497 с.



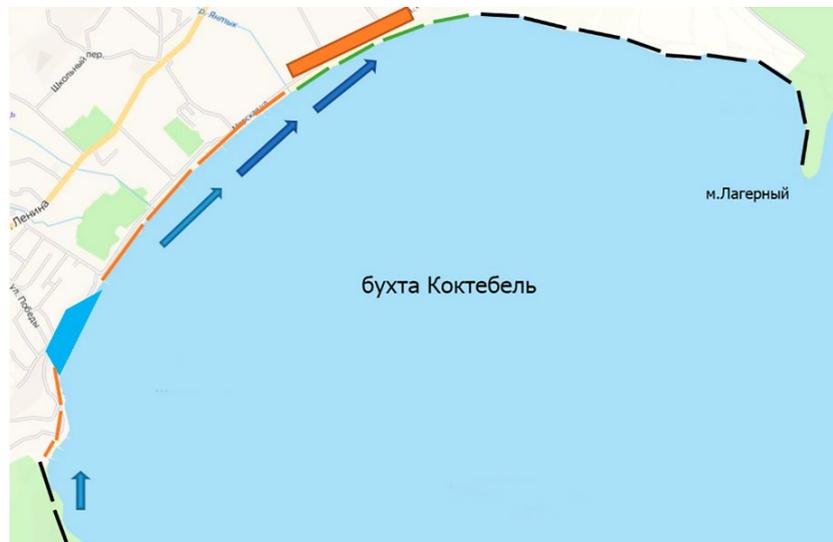
Р и с . 6 . Искусственный пляж в западной части бухты Коктебель. Фото 1988 г.

F i g . 6 . An artificial beach in the western part of Koktebel Bay. Photo 1988

откосного сооружения и возведена вертикальная стенка. Здесь же часть набережной была расширена за счет ступенчатого откосного сооружения – вдоль упора маршевых плит возведена вертикальная железобетонная стенка, пазуха засыпана грунтом, устроено бетонное покрытие, позже поверх бетона уложена бетонная плитка. Вертикальная стенка, установленная вместо существовавшего откосного сооружения, способствовала деградации пляжа, что впоследствии привело к ее подмыву и разрушению. В центральной части западнее дома-музея Волошина были самовольно построены две выдвинутые в море площадки. Подобные поперечные сооружения являются преградой для существующего потока наносов и вызывают аккумуляцию пляжевого материала перед сооружением и размыв за сооружением (по направлению потока). К 2009 г. этот процесс уже был выражен довольно ярко. Поскольку поток наносов направлен к центру бухты, ширина надводной части пляжа северо-восточнее площадок (в районе дома-музея Волошина) с момента начала строительства площадок (2006 г.) сократилась за два года на 6–8 м; в то же время юго-западнее аккумуляровался пляжевый материал. Построенные в приурезовой зоне и выдвинутые в море сооружения препятствовали естественному перемещению материала, при этом они подвергались интенсивному волновому воздействию, в результате часть их разрушилась (рис. 7).

В период вхождения АРК в состав Украины в административные органы неоднократно направлялись письма, указывающие на недопустимость строительства на участке резервной отсыпки и неизбежность разрушения построенных сооружений, однако никаких действенных мер предпринято не было (рис. 8).

В целом общий характер происходящих в бухте литодинамических процессов был неизменен на протяжении 1990-х и 2000-х гг.: в центральной части бухты пляж оставался достаточно стабильным, сезонные изменения ширины надводной части пляжа лежали в пределах 5 м при ширине пляжа до 45 м; в юго-западной части (участок резервной отсыпки) наблюдалась устойчивая деградация пляжа.



Р и с . 7 . Схема литодинамики береговой зоны. Черная штриховая линия – районы абразии, оранжевая – отступление берега, зеленая – относительно стабильный берег; оранжевый прямоугольник – место добычи песка, синяя трапеция – место резервной отсыпки; стрелки – среднесуточное направление движения наносов

F i g . 7 . Lithodynamics diagram. Black dashed line – areas of abrasion, orange one – coast retreat, green one – a relatively stable coast. Orange rectangle – place of sand extraction, blue trapezoid – place of reserve filling. Arrows – average long-term direction of sediment movement



Р и с . 8 . Участок резервной отсыпки. Фото 2021 г.

F i g . 8 . Reserve filling area. Photo of 2021

В последнее десятилетие появилась возможность анализировать изменения береговой линии с помощью спутниковых снимков. Для определения изменения ширины пляжей в период между 2009 и 2021 гг. воспользуемся космическими снимками этого времени и результатами обследований, проведенных в сентябре 2009 г. и ноябре 2021 г. Всего для анализа использовано 15 снимков с разрешением 0.6 м на пиксель.

Ширина пляжа к западу от участка резервной отсыпки почти не изменилась. За прошедший период она колебалась в пределах 1–3 м, то есть на пороге точности метода. Определение мористой границы было сопряжено с трудностями из-за валунов в приурезовой зоне. Участок резервной отсыпки представляет собой нагромождение остатков железобетонных конструкций разного времени постройки. Существовавший здесь ранее естественный, а позже искусственный пляж бесследно исчез. К 2017 г. строения у подножья Киловой горы почти полностью были разрушены морем. К западу от набережной пгт Коктебель в 2009 г. ширина пляжей составляла 9–13 м, в 2021 г. она осталась неизменной. Собственно, на набережной пляж сократился с 9–18 м до 2 м (в районе самовольно построенной площадки), а в восточной части набережной – до 8–12 м. Вместе с тем межгодовая изменчивость ширины пляжа на этом участке побережья составляла около 5–6 м.

Анализ изменения площади пляжа, приведенной к его длине, за период 2009–2021 гг., показал, что в среднем ширина пляжей вдоль набережной уменьшилась на 4.8 м. В 2021 г. ширина пляжа у памятника Волошину составляла 10 м. Восточнее набережной за 2008–2020 гг., по данным космических снимков, конфигурация и ширина пляжа почти не изменились, в 2021 г. пляж имел ширину 15–20 м.

Еще восточнее, до холма Юнге и далее на восток, ширина надводной части пляжа, согласно обследованию 2009 г. и космическим снимкам, составляла от 33 до 42 м. За это время ширина пляжа менялась в незначительных пределах (1–2 м). К 2021 г. конфигурация береговой линии и ширина пляжей почти не изменились.

Восточнее, вплоть до начала клифа пляж постепенно уменьшается. Его ширина и конфигурация береговой линии за период 2009–2021 гг., по спутниковым снимкам и материалам обследования ноября 2021 г., почти не изменились. В районе начала клифа ширина пляжа в 2021 г. составляла 12 м, что соответствует снимку за 2021 г. Восточнее на протяжении 1 км абразионный берег в 2011–2021 гг. отступал со средней скоростью 0.7 м/год (рис. 9). Скорость отступления береговой линии западной части м. Лагерного в тот же период была в два раза меньше – около 0.3 м/год.

Суммируя результаты анализа спутниковых изображений за 2011–2021 гг. в сопоставлении с данными обследования 2009 и 2021 гг., можно сказать, что на большей длине береговой линии пгт Коктебель изменений не произошло. Вместе с тем на участке резервной отсыпки пляж полностью исчез, а в районе набережной уменьшился на 6–8 м.

В этот период пляжевый материал центральной части бухты пополнялся за счет размыва дна на западном участке в районе Киловой горы. Этот материал перемещался в восточном направлении, и вследствие этого линия уреза в районе дома Волошина была относительно устойчива, при этом глубина в зоне



Р и с . 9 . Спутниковый снимок восточной части бухты Коктебель в районе смотровой площадки (сентябрь 2011 г.). Красная линия – береговая линия в августе 2021 г. Черные линии – дороги в августе 2021 г.
F i g . 9 . Satellite image of the eastern part of Koktebel Bay in the area of the observation deck (September 2011). Red line – coastline in August 2021. Black lines – roads in August 2021

обрушения в районе Киловой горы существенно увеличилась. Можно сказать, что после искусственно созданного дефицита пляжеобразующих наносов и последующего создания искусственных пляжей в береговой зоне установилось новое состояние динамического равновесия, при котором объем наносов на естественных пляжах в многолетнем режиме остается более или менее постоянным, а изменения в ту и другую сторону носят временный характер.

Заключение

Таким образом, за последние 100 лет антропогенное воздействие на б. Коктебель привело к сокращению или исчезновению пляжей, изменению их вещественного состава, замене естественного ландшафта антропогенным, снизившим его эстетическую привлекательность.

В эволюции береговой зоны б. Коктебель можно выделить три периода. В первый (начиная с 1920-х гг.) постепенно нарастало антропогенное воздействие на ландшафты суши и береговой зоны. В приходной части баланса наносов преобладал твердый сток водотоков и береговая абразия, а в расходной – аккумуляция наносов. Некоторое увеличение твердого стока, связанное с антропогенным воздействием на ландшафты и развитием ускоренной эрозии, компенсировалось периодическим изъятием с пляжей небольших объемов наносов для местных строительных нужд.

Во второй период (с середины XX в.) сложившееся динамическое равновесие нарушилось и баланс наносов стал отрицательным. Это было связано с зарегулированием стока и промышленной добычей песка, гравия и гальки

в береговой зоне. Такое воздействие привело к резкому уменьшению ширины пляжей, вплоть до полного их исчезновения на отдельных участках.

Третий период (с последней четверти XX века по н. в.) характеризуется резким увеличением антропогенного воздействия, которое выразилось в активном (часто незаконном) строительстве на пляжах различных сооружений для защиты и восстановления пляжей путем возведения гидротехнических сооружений. В приходной части баланса наносов появилась такая составляющая, как искусственная отсыпка пляжей, которая частично компенсирует дефицит наносов. В береговой зоне в последние 10 лет установилось новое динамическое равновесие. К настоящему времени техногенные берега занимают около 3 км, здесь природные процессы трансформировались в природно-антропогенные. Природные ландшафты берегов сохранились только в восточной (около 2 км) и западной (около 1.5 км) частях б. Коктебель. Коэффициент инженерной нагрузки (отношение общей протяженности инженерных сооружений к длине берега для б. Коктебель на настоящее время составляет 0.4.

Необходимо отметить, что искусственные пляжи оставались единственным способом сохранить побережье б. Коктебель. Вместе с тем и они имеют недостатки. Так, эксплуатация искусственных пляжей должна сопровождаться многолетними дополнительными затратами на отсыпку материала. Бетонные сооружения снижают эстетическую привлекательность побережья и ухудшают водообмен в акватории (например, три буны в западной части бухты). Способность вод к самоочищению в бухте ограничена, особенно в летний период, что существенно ухудшает качество морской воды и санитарно-эпидемиологическую обстановку. Грубый обломочный материал искусственных пляжей менее комфортабелен для отдыха. Истирание щебня сопровождается дополнительным поступлением в акваторию взвесей, уменьшением прозрачности воды и изменением состава донных осадков, это также негативно влияет на бентос.

Поэтому при разработке нового проекта реконструкции набережной и восстановления пляжей б. Коктебель общей протяженностью 1850 м эти положения учитывались. Так, в первоначальном проекте предполагалось строительство системы бун. В результате многочисленных дискуссий, в том числе с участием сотрудников МГИ РАН, этот проект был отвергнут и был принят другой вариант. По нему предусматривается устройство одной буны длиной 70 м и отсыпка пляжа шириной от 35 до 45 м. Буна, расположенная в западной части бухты, должна ограничивать перемещение пляжного материала в западном направлении и при этом не должна существенно искажать природный ландшафт б. Коктебель. С учетом перемещения пляжного материала критерием оценки необходимости пополнения пляжной зоны будет являться ширина пляжа в районе буны. Рекомендованный проектом материал пляжа – гравий фракции не более 40 мм. Реконструкция набережной началась в 2023 г. и, предположительно, закончится в конце 2024 г.

В заключение отметим, что от экологического состояния береговой зоны моря и ее обеспеченности комфортными пляжными ресурсами, ландшафтного разнообразия и привлекательности побережья будет зависеть поток отдыхающих в б. Коктебель, а следовательно, и экономика региона. В условиях частной

собственности на землю государство должно регулировать вопросы, связанные с укреплением берегов, охраной береговой зоны и побережья курортно-рекреационных регионов. Необходимо использовать для защиты берега современные эффективные методы и технологии, не нарушающие ландшафтного облика территории и экологического состояния прибрежных вод.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Stănică A., Panin N., Caraivan G.* Romania // Coastal Erosion and Protection in Europe / Eds. E. Pranzini, A. Williams. London : Routledge, 2013. Chapter 20. P. 396–412.
2. *Stancheva M.* Bulgaria // Coastal erosion and protection in Europe / Edited by E. Pranzini, A. Williams. London : Routledge, 2013. Chapter 19. P. 378–395. <https://doi.org/10.4324/9780203128558>
3. *Ozsahin E.* Human impact (N Turkey) on the Black Sea Shore // Black Sea basin studies / Edited by Yu. Makogon, D. Ekinici, I. Mangaltepe. Donetsk : Donetsk National University Publishing, 2011. P. 381–412.
4. The Black Sea coastline erosion: index-based sensitivity assessment and management-related issues / F. Tătui [et al.] // Ocean and Coastal Management. 2019. Vol. 182. 104949. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.104949>
5. *Косьян Р. Д., Крыленко В. В.* Современное состояние морских аккумулятивных берегов Краснодарского края и их использование. Москва : Научный мир, 2014. 256 с.
6. *Крыленко М. В., Крыленко В. В., Крыленко Д. В.* Влияние антропогенных факторов на рельеф Анапской пересыпи // Материалы X Международной научно-практической конференции «Туристско-рекреационный комплекс в системе регионального развития». Сухум, 11–15 апреля 2022 г. Краснодар : Кубанский государственный университет. С. 190–194.
7. *Ефремова Т. В., Горячкин Ю. Н.* Антропогенное воздействие на береговую зону южного и западного побережья Черного моря (обзор) // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2021. № 2. С. 5–29. EDN UPRRQT. <https://doi.org/10.22449/2413-5577-2021-2-5-29>
8. *Горячкин Ю. Н., Ефремова Т. В.* Антропогенное воздействие на литодинамику береговой зоны черноморского побережья Крымского полуострова // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2022. №1. С. 6–30. EDN KQQHPN. <https://doi.org/10.22449/2413-5577-2022-1-6-30>
9. *Ефремова Т. В., Горячкин Ю. Н.* Морфодинамика севастопольских бухт под воздействием антропогенной деятельности // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2023. № 1. С. 31–47. EDN THAAMX. <https://doi.org/10.29039/2413-5577-2023-1-31-47>
10. *Горячкин Ю. Н.* Антропогенное воздействие на черноморские берега Крыма // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2010. Вып. 23. С. 193–198. EDN WLBMMV.
11. *Горячкин Ю. Н., Долотов В. В.* Морские берега Крыма. Севастополь : Колорит, 2019. 256 с.
12. *Горячкин Ю. Н.* Изменения береговой зоны Евпатории за последние 100 лет // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2020. № 1. С. 5–21. EDN USCXES. <https://doi.org/10.22449/2413-5577-2020-1-5-21>
13. *Природа Карадага* / Под ред. А. Л. Морозовой и А. А. Вронского. Киев : Наукова думка, 1989. 288 с.

14. *Захаржевский Я. В.* Некоторые особенности морфологии и динамики берегов восточного Крыма в районе Планерского // Геология побережья и дна Черного и Азовского морей в пределах УССР / Под ред. И. Я. Яцко. Киев : Изд-во Киевского университета. 1968. Т. 2. С. 150–156.
15. *Гаврилов В. П.* Прогибание Коктебельской бухты // Природа. 1968. № 8. С. 70–71.
16. *Гуров К. И.* Гранулометрический состав наносов береговой зоны бухты Коктебель (Крым) // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2023. № 4. С. 34–45. EDN PYURTV.
17. *Клюкин А. А.* Экзогеодинамика Крыма. Симферополь, 2007. 320 с.

Поступила 12.01.2024 г.; одобрена после рецензирования 01.02.2024 г.; принята к публикации 27.03.2024 г.; опубликована 25.06.2024 г.

Об авторе:

Горячкин Юрий Николаевич, главный научный сотрудник, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, г. Севастополь, ул. Капитанская, 2), доктор географических наук, **ORCID ID: 0000-0002-2807-201X**, **ResearcherID: I-3062-2015**, **SPIN-код: 6419-5267**, *yngor@mhi-ras.ru*

Автор прочитал и одобрил окончательный вариант рукописи.

Научная статья
УДК 551.465.6
EDN MWVISQ

Сезонная изменчивость горизонтальных градиентов в крупномасштабных термохалинных фронтальных зонах в Северной Атлантике

И. Г. Шокурова *, Н. В. Никольский, Е. Д. Чернышова

Морской гидрофизический институт РАН, Севастополь, Россия

** e-mail: igshokurova@mail.ru*

Аннотация

Рассматривается сезонная изменчивость пространственного распределения и величины горизонтальных градиентов температуры, солёности и плотности в крупномасштабных поверхностных фронтальных зонах в северной части Атлантического океана. Используются среднемесячные данные о температуре и солёности на горизонте 0.5 м океанического реанализа *ORAS5* (1958–2021 гг.). Получено, что высокие градиенты температуры, превышающие $2\text{ }^{\circ}\text{C}/100\text{ км}$, солёности – $1\text{ ЕПС}/100\text{ км}$, плотности – $1\text{ кг}\cdot\text{м}^{-3}/100\text{ км}$, наблюдаются в субполярной и умеренной зонах во фронтах вдоль крупномасштабных течений, переносящих теплые солёные воды из южных широт (Гольфстрим, Северо-Атлантическое течение) и холодные воды с низкой солёностью из арктических районов (Лабрадорское течение, Восточно-Гренландское течение). Эти фронты выделяются в течение всего года. Высокие градиенты солёности и плотности также отмечаются летом в тропической зоне во фронте на границе плюма Амазонки, возникающего в результате сезонного стока реки. В указанных пяти фронтальных зонах были выделены области, для которых приводятся количественные оценки сезонной изменчивости градиентов. В субполярной и умеренной зонах максимальные градиенты температуры отмечаются в зимнее время. Прогрев воды в летний сезон сопровождается уменьшением градиентов. Наибольший размах сезонной изменчивости градиентов температуры наблюдается во фронтальных зонах Гольфстрима и Восточно-Гренландского течения. Летом во фронтах субполярных районов происходит повышение градиентов солёности вследствие таяния арктических и материковых льдов и увеличения поступления вод с пониженной солёностью. Во фронтальной зоне Восточно-Гренландского течения, а также на границе плюма реки Амазонки отмечается наиболее высокий размах сезонных изменений градиентов солёности и плотности. В этих районах возрастает вклад солёности в сезонные изменения плотности на поверхности океана.

Ключевые слова: фронтальные зоны, горизонтальные градиенты, градиент температуры, градиент солёности, градиент плотности, сезонная изменчивость, Атлантический океан

© Шокурова И. Г., Никольский Н. В., Чернышова Е. Д., 2024



Контент доступен по лицензии Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0)

This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0) License

Благодарности: работа выполнена в рамках государственного задания ФГБУН ФИЦ МГИ по теме № FNNN-2024-0014 «Фундаментальные исследования процессов взаимодействия в системе океан-атмосфера, формирующих изменчивость физического состояния морской среды на различных пространственно-временных масштабах».

Для цитирования: Шокурова И. Г., Никольский Н. В., Чернышова Е. Д. Сезонная изменчивость горизонтальных градиентов в крупномасштабных термохалинных фронтальных зонах в Северной Атлантике // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2024. № 2. С. 23–38. EDN MWVISQ.

Seasonal Variability of Horizontal Gradients in the North Atlantic Large-Scale Thermohaline Frontal Zones

I. G. Shokurova *, N. V. Nikolsky, E. D. Chernyshova

Marine Hydrophysical Institute of RAS, Sevastopol, Russia

* e-mail: igshokurova@mail.ru

Abstract

The paper examines seasonal variability in the spatial distribution and magnitude of horizontal gradients of temperature, salinity and density in large-scale surface frontal zones in the North Atlantic Ocean. Monthly average temperature and salinity data at the 0.5 m horizon from the ORAS5 oceanic reanalysis (1958–2021) are used. High gradients of temperature exceeding 2 °C/100 km, those of salinity exceeding 1 PSU/100 km, and those of density exceeding 1 kg·m⁻³/100 km were observed in the subpolar and temperate regions in fronts along large-scale currents carrying warm salty waters from the southern latitudes (Gulf Stream, North Atlantic Current) and cold waters with low salinity from the Arctic regions (Labrador Current, East Greenland Current). These fronts occur throughout the year. High salinity and density gradients are also observed in the tropical summer in the front at the edge of the Amazon River plume, resulting from seasonal river flow. In these five frontal zones, areas were identified for which quantitative estimates of seasonal variability of gradients are provided. In the subpolar and temperate latitudes, maximum temperature gradients are observed in winter. Warming up of water in the summer season is accompanied by a decrease in gradients. The greatest range of seasonal variability of temperature gradients was noted in the frontal zones of the Gulf Stream and the East Greenland Current. In summer, in the fronts of subpolar regions, salinity gradients increase due to the melting of Arctic and continental ice and an increase in the influx of waters with low salinity. In the frontal zone of the East Greenland Current, as well as at the boundary of the Amazon River plume, the highest range of seasonal changes in salinity and density gradients was noted. In these areas, the contribution of salinity to seasonal changes in density at the ocean surface increases.

Keywords: frontal zone, horizontal gradients, temperature gradient, salinity gradient, density gradient, seasonal variability, Atlantic Ocean

Acknowledgements: the study was carried out under state assignment FNNN-2024-0014 “Fundamental studies of interaction processes in the sea-air system that form the physical state variability of the marine environment at various spatial and temporal scales”.

For citation: Shokurova, I.G., Nikolsky, N.V. and Chernyshova, E.D., 2024. Seasonal Variability of Horizontal Gradients in the North Atlantic Large-Scale Thermohaline Frontal Zones. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (2), pp. 23–38.

Введение

Фронтальные зоны – области в океане, где вследствие переноса вод течениями, стока рек, апвеллингов и других динамических процессов встречаются водные массы с различными физико-химическими и биологическими свойствами [1, 2]. Границы между водными массами характеризуются высокими горизонтальными градиентами температуры, солености, плотности и других характеристик, что позволяет определять положение фронтов [1]. Фронтальные зоны являются районами высокого биоразнообразия, а океанические фронтальные разделы разделяют зоны с различными условиями обитания морских организмов, поэтому анализ изменения характеристик фронтов важен для морской биологии [2–4]. В этом направлении проводится наибольшее число исследований поверхностных фронтальных зон в настоящее время. Кроме того, многолетние изменения характеристик фронтальных зон могут служить индикаторами климатических изменений в океане, проявляющихся по-разному в разные сезоны, что обуславливает важность их изучения [1, 5, 6].

Исследование процессов во фронтальных зонах началось еще в середине XX в. [1, 7], однако появление в конце столетия спутниковых данных, данных дрейфующих буев и создание современных океанических реанализов расширило возможности исследования фронтов в океане [8]. Эти данные позволили изучать фронты на различных временных и пространственных масштабах [1, 6, 9].

В настоящее время характеристики фронтальных зон анализируются на основе спутниковых данных о температуре поверхности океана [10–12], солености [13, 14], уровне моря [15, 16]. Современные океанические реанализы с высоким пространственным разрешением позволяют в комплексе рассматривать пространственно-временные изменения температурных и соленостных фронтальных зон.

Особенности сезонного хода северной части Атлантического океана наиболее изучены для температурных фронтальных зон [17–22]. Поэтому представляет интерес рассмотреть сезонную изменчивость характеристик фронтальных зон в полях солености и плотности. В настоящей работе рассматривается сезонная изменчивость климатических фронтальных зон, связанных с крупномасштабными движениями в океане. Положение фронтов определяется на основе расчетов горизонтальных градиентов температуры, солености и плотности.

Целью работы является комплексное исследование сезонной изменчивости горизонтальных градиентов в полях температуры, солености и плотности в крупномасштабных фронтальных зонах в северной части Атлантического океана.

Данные и методы исследования

В работе использовались среднемесячные данные океанического реанализа *ORAS5* за 1958–2021 гг. о потенциальной температуре θ (°C) и солености S (ЕПС) на глубине 0.5 м на сетке с пространственным разрешением около 0.25° (до 9 км в полярных районах) [23]. Аномалия потенциальной плотности рассчитывалась на основе значений солености и потенциальной температуры согласно алгоритмам международного уравнения состояния морской воды (*TEOS-10*)¹⁾.

¹⁾ The international thermodynamic equation of seawater – 2010: Calculation and use of thermodynamic properties. UNESCO, 2010. 196 p.

Для определения положения и характеристик фронтальных зон рассчитывались горизонтальные градиенты потенциальной температуры $\nabla\theta$ ($^{\circ}\text{C}/100$ км), солености ∇S (ЕПС/100 км) и аномалии потенциальной плотности $\nabla\sigma_{\theta}$ ($\text{кг}\cdot\text{м}^{-3}/100$ км) для каждого месяца каждого года:

$$\nabla\varphi = \left(\frac{\partial\varphi}{\partial x}, \frac{\partial\varphi}{\partial y} \right), \quad |\nabla\varphi| = \sqrt{\left(\frac{\partial\varphi}{\partial x} \right)^2 + \left(\frac{\partial\varphi}{\partial y} \right)^2},$$

где φ – потенциальная температура θ , соленость S или аномалия потенциальной плотности σ_{θ} . Компоненты вектора градиента вычислялись методом центральных конечных разностей. При расчете $\frac{\partial}{\partial x}$ учитывалась широта места.

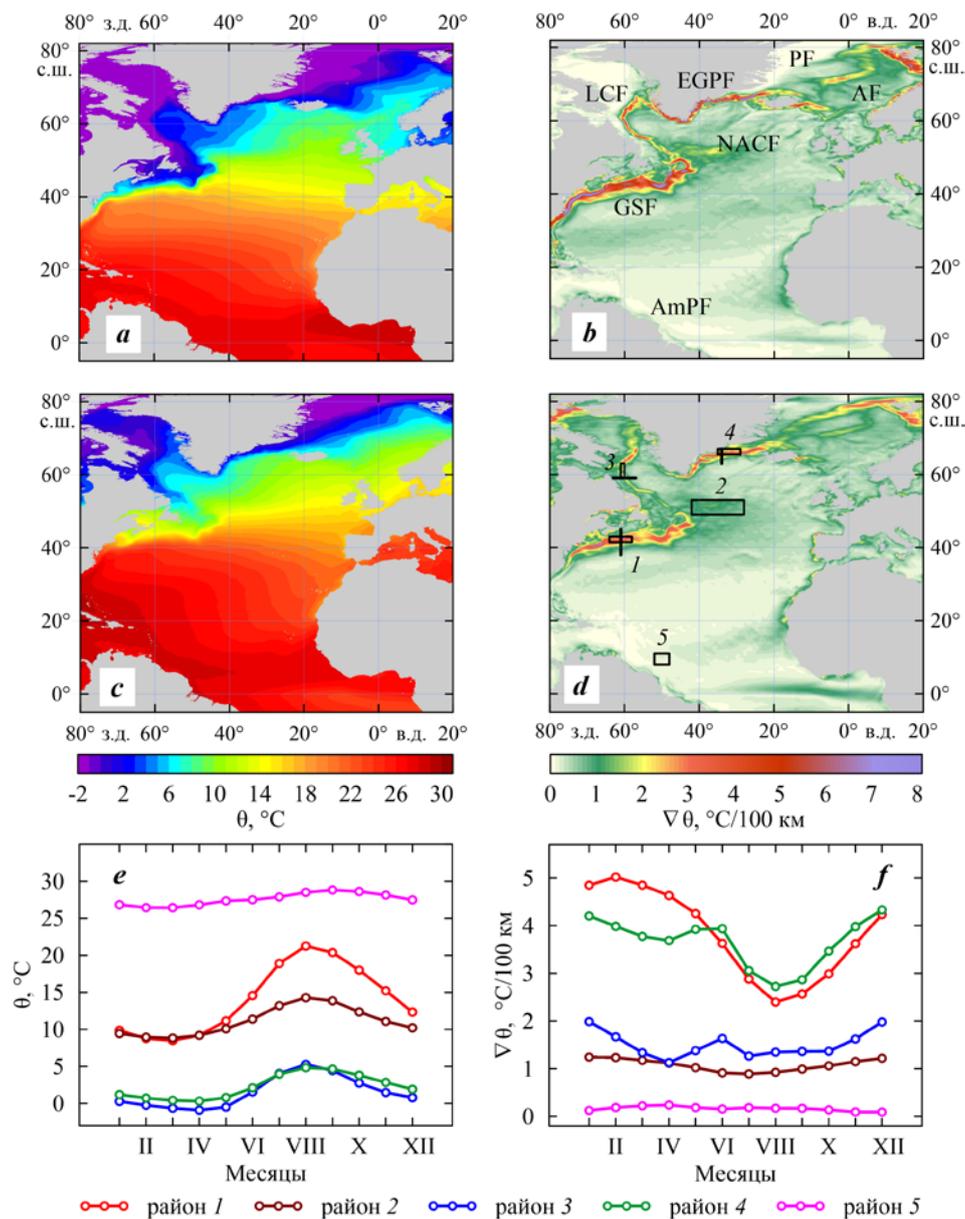
Пространственное распределение термохалинных полей и их градиентов представлено для зимнего (декабрь – февраль) и летнего (июнь – август) сезонов. Количественные оценки сезонной изменчивости градиентов температуры, солености и плотности выполнялись для фронтальных зон с градиентами температуры, превышающими $2^{\circ}\text{C}/100$ км, солености – 1 ЕПС/100 км, плотности – 1 $\text{кг}\cdot\text{м}^{-3}/100$ км. Расчеты проводились для пяти отдельных районов, выделенных во фронтальных зонах вдоль крупномасштабных течений и на границе плюма Амазонки. Во фронтальной зоне Гольфстрима был выделен район 1 (41.5° – 43° с. ш., 58° – 64° з. д.), Североатлантического течения – район 2 (49° – 53° с. ш., 28° – 42° з. д.), Лабрадорского течения – район 3 (59° – 63° с. ш., 60° – 61° з. д.); прибрежного Восточно-Гренландского течения – район 4 (65.5° – 67° с. ш., 29° – 35° з. д.), плюма реки Амазонки – район 5 (8° – 11° с. ш., 48° – 52° з. д.). Термохалинные характеристики осреднялись в пределах границ районов.

Анализ сезонной изменчивости положения и размера фронтальной зоны проводился для районов 1, 3 и 4. На зонально ориентированных участках фронтальных зон Гольфстрима и Восточно-Гренландского течения были выделены меридиональные разрезы вдоль 61° и 34° з. д. соответственно. На меридионально ориентированном участке фронтальной зоны Лабрадорского течения – зональный разрез вдоль 59° с. ш. (рис. 1, *d*). При этом в районах с учащенной сеткой модели значения градиентов были предварительно осреднены с шагом 0.25° вдоль разреза.

Результаты и обсуждение

Температурные фронтальные зоны

В Северную Атлантику с океаническими течениями поступают воды с различными термохалинными характеристиками, что обуславливает наличие океанических фронтов на их границах [1]. Температурные фронтальные зоны на поверхности океана наблюдаются в окрестности всех крупномасштабных течений: Гольфстрима, Лабрадорского, Западно-Гренландского, Восточно-Гренландского, Норвежского, а также в районе прибрежного апвеллинга у западных берегов Африки и летом в восточной части экваториальной области вследствие экваториального апвеллинга (рис. 1).



Р и с . 1 . Пространственное распределение потенциальной температуры θ (a, c) и ее горизонтальных градиентов $\nabla\theta$ (b, d) на глубине 0.5 м в зимней (a, b) и летней (c, d) сезоны; сезонная изменчивость средних значений θ (e) и $\nabla\theta$ (f) в районах 1–5. Обозначения: *GSF* – фронтальная зона Гольфстрима, *NACF* – Северо-Атлантического течения, *LCF* – Лабрадорского течения, *EGCF* – Восточно-Гренландского течения, *AmPF* – плюма реки Амазонки; *PF* – Восточно-Гренландский полярный фронт, *AF* – Арктический фронт

Fig. 1. Spatial distribution of potential temperature θ (a, c) and its horizontal gradients $\nabla\theta$ (b, d) at a depth of 0.5 m in winter (a, b) and summer (c, d); seasonal variability of mean values θ (e) and $\nabla\theta$ (f) in areas 1–5. Frontal zones: *GSF* – Gulf Stream, *NACF* – North Atlantic Current, *LCF* – Labrador Current, *EGCF* – East Greenland Current, *AmPF* – Amazon River plume, *PF* – East Greenland Polar Front, *AF* – Arctic Front

Температурная фронтальная зона вдоль течения Гольфстрим выделяется в течение всего года. Она разделяет теплые воды, переносимые Гольфстримом из южных широт, и холодные воды Лабрадорского течения, встречающиеся у берегов Новой Шотландии (рис. 1, *a – d*) [24, 25]. Градиенты температуры в этой фронтальной зоне достигают 13 °C/100 км. В районе 1 зимой градиенты температуры в среднем составляют 4 °C/100 км, максимальные – до 6.5 °C/100 км (рис. 1, *b, f*; таблица). К лету вследствие сезонного увеличения температуры воды в окружающих водах этот фронт ослабевает и градиенты уменьшаются, но остаются достаточно высокими, превышая 2 °C/100 км (рис. 1, *c, d, f*; таблица).

Статистические характеристики градиентов фронтальных зон в районах 1–5

Statistical characteristics of frontal zone gradients in areas 1–5

Значение / Value	Район 1 / Area 1	Район 2 / Area 2	Район 3 / Area 3	Район 4 / Area 4	Район 5 / Area 5
$\nabla \theta, \text{ }^\circ\text{C}/100 \text{ км} /$ $\nabla \theta, \text{ }^\circ\text{C}/100 \text{ km}$					
Среднее / Mean	3.8	1.0	1.5	3.7	0.16
Максимум / Maximum	5.0	1.2	2.0	4.3	0.2
Минимум / Minimum	2.4	0.9	1.1	2.7	0.09
Размах / Range	2.6	0.3	0.9	1.6	0.11
$\nabla S, \text{ ЕПС}/100 \text{ км} /$ $\nabla S, \text{ PSU}/100 \text{ km}$					
Среднее / Mean	1.8	0.22	1.0	1.3	0.8
Максимум / Maximum	2.0	0.24	1.6	2.3	1.7
Минимум / Minimum	1.6	0.19	0.7	0.9	0.2
Размах / Range	0.4	0.05	0.9	1.4	1.5
$\nabla \sigma_\theta, \text{ кг}\cdot\text{м}^{-3}/100 \text{ км} /$ $\nabla \sigma_\theta, \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}/100 \text{ km}$					
Среднее / Mean	0.8	0.15	0.8	0.8	0.6
Максимум / Maximum	1.0	0.22	1.1	1.6	1.3
Минимум / Minimum	0.7	0.1	0.5	0.5	0.2
Размах / Range	0.3	0.12	0.6	1.1	1.1

В районе 2 фронтальной зоны Северо-Атлантического течения в среднем градиенты не превышают $1\text{ }^{\circ}\text{C}/100\text{ км}$. Их увеличение происходит зимой, а уменьшение летом. Низкие значения градиентов могут быть связаны с разветвлением течения и сезонным смещением ветвей [18].

Лабрадорское и Восточно-Гренландское течения переносят холодные воды в Северную Атлантику из Северного Ледовитого океана. Фронтальные зоны Лабрадорского течения и прибрежного Восточно-Гренландского течения присутствуют во все сезоны. Зимнее понижение температуры в этих районах продолжается до апреля, к лету температура повышается с максимумом в августе (рис. 1, *e*). Максимальные градиенты в районах 3 и 4 отмечаются в декабре – январе, затем уменьшаются от зимы к лету (рис. 1, *f*; таблица). Локальный минимум в апреле соответствует минимальной температуре воды в сезонном цикле. Локальный максимум в июне наблюдается в начале летнего прогрева, когда разница между температурой воды в прибрежной и мористой областях еще велика.

Отступление ледовой кромки летом в приатлантической части Арктики приводит к усилению Восточно-Гренландского Полярного температурного фронта [26]. Максимальные градиенты летом здесь достигают $7\text{ }^{\circ}\text{C}/100\text{ км}$. Арктический фронт (Ян-Майенский – Порога Мона [27]), простирающийся от Исландии до Шпицбергена, усиливается зимой и ослабевает летом. Максимальные градиенты температуры в районе фронта наблюдаются зимой и весной и достигают $3\text{ }^{\circ}\text{C}/100\text{ км}$ (рис. 1, *b, d*). Летом градиенты уменьшаются и не превышают $2\text{ }^{\circ}\text{C}/100\text{ км}$. Такой же порядок величины градиентов приведен в работе [27].

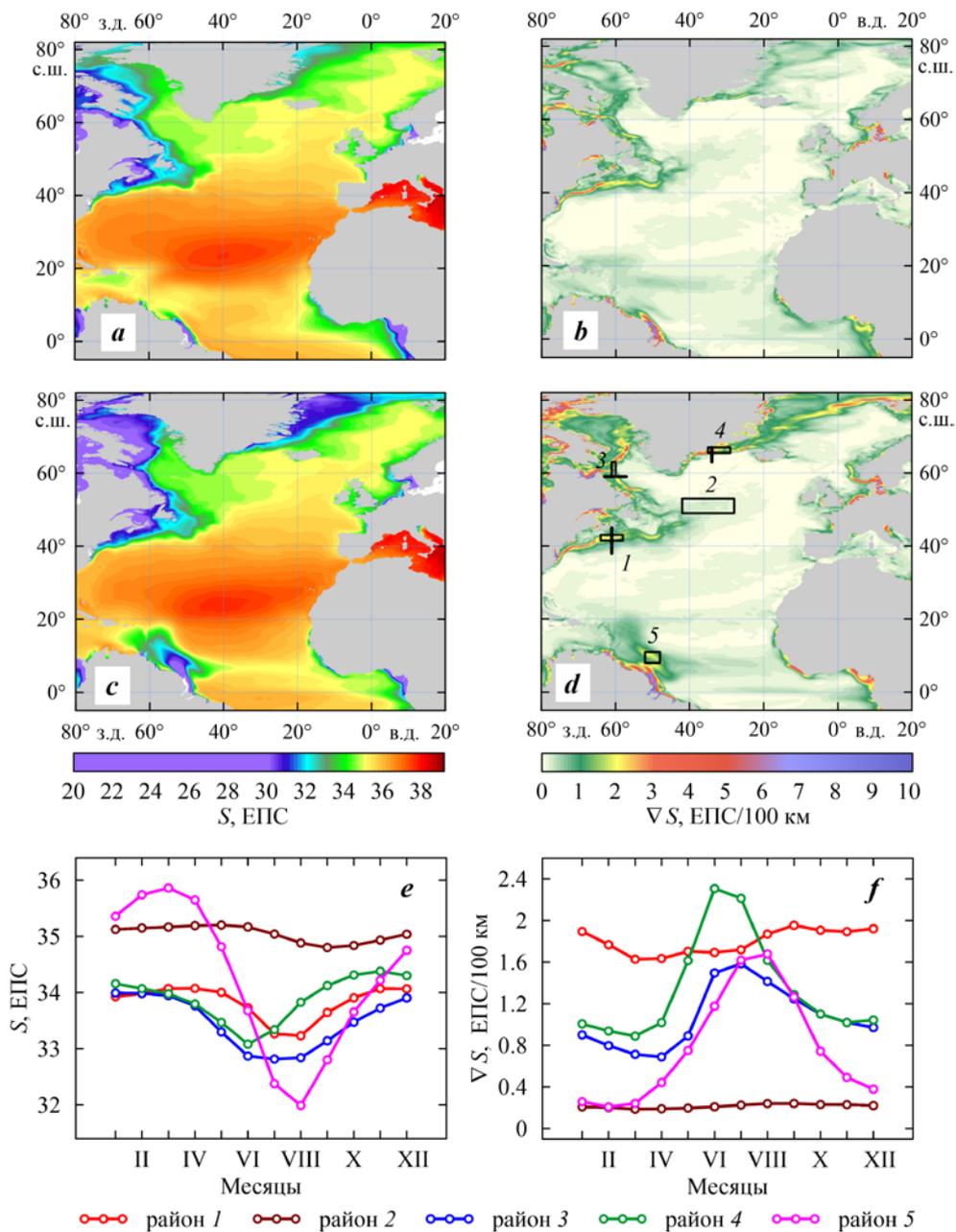
Вдоль побережья Африки зимой и весной апвеллинговая фронтальная зона присутствует южнее 20° с. ш., а летом и осенью – севернее 20° с. ш., что связано с сезонными изменениями ветрового режима [21]. Градиенты во фронтальной зоне экваториального апвеллинга увеличиваются летом и осенью (рис. 1, *b, d*).

Полученное положение крупномасштабных температурных фронтальных зон и сезонная изменчивость градиентов хорошо соответствуют результатам предыдущих исследований, проведенных по разным видам данных: спутниковым данным о температуре поверхности всего Мирового океана [2, 19], субтропической зоны Северной Атлантики [28], фронта Гольфстрима [6, 20], по данным прямых измерений [17] и данным спутниковой альтиметрии для Северной Атлантики [22].

Соленостные фронтальные зоны

Соленостные фронтальные зоны с превышающими $1\text{ ЕПС}/100\text{ км}$ градиентами находятся в районах течений Гольфстрим, Лабрадорского, Восточно-Гренландского, а также Полярного фронта и границы плюма реки Амазонки (рис. 2).

Во фронтальной зоне Гольфстрима наибольшие градиенты солености в течение всего года находятся в районе «северной стены» Гольфстрима [29] (рис. 2, *b, d*). Их значения достигают $5\text{ ЕПС}/100\text{ км}$ зимой и $4\text{ ЕПС}/100\text{ км}$ летом. В районе 1 максимальная соленость наблюдается весной [30], градиенты в это время невелики (рис. 2, *e, f*). Высокие градиенты солености отмечаются осенью и зимой, что, вероятно, связано с сезонным усилением транспорта



Р и с . 2. Пространственное распределение солёности S (*a*, *c*) и горизонтальных градиентов солёности ∇S (*b*, *d*) на глубине 0.5 м в зимний (*a*, *b*) и летний (*c*, *d*) сезоны; сезонная изменчивость средних значений S (*e*) и ∇S (*f*) в районах 1–5

Fig. 2. Spatial distribution of salinity S (*a*, *c*) and horizontal salinity gradients ∇S (*b*, *d*) at a depth of 0.5 m in winter (*a*, *b*) and summer (*c*, *d*); seasonal variability of mean values S (*e*) and ∇S (*f*) in areas 1–5

Лабрадорского течения и его ветви, распространяющейся вдоль побережья Новой Шотландии [24, 31, 32], а также с влиянием стока пресных вод из залива Святого Лаврентия [33].

Несмотря на то что Лабрадорское течение усиливается осенью – зимой [31], а Восточно-Гренландское зимой – весной [34], градиенты во фронтальных зонах этих течений (районы 3 и 4) увеличиваются летом, что связано с сезонным таянием арктических льдов и выносом распресненных вод из Северного Ледовитого океана, а также с таянием вдольбереговых и материковых льдов. Минимальные градиенты наблюдаются в марте – апреле при минимальной температуре, после чего значения градиентов растут и достигают максимума в начале лета (рис. 2, *f*; таблица).

В Приатлантической Арктике Восточно-Гренландский полярный соленостный фронт значительно усиливается летом. Это также связано с таянием льдов в Арктике и поступлением распресненных вод, соленость которых значительно ниже по сравнению с соленостью вод субполярных районов [26]. Максимальные значения горизонтальных градиентов солености в летний сезон составляют 3.5 ЕПС/100 км.

В тропической части Атлантического океана присутствует обширная соленостная фронтальная зона на границе плюма реки Амазонки [35]. Весной и летом распресненные воды распространяются Северным Бразильским течением к северу до 15° с. ш. Соленость в районе 5 уменьшается от марта (36 ЕПС) к августу (32 ЕПС), а градиенты увеличиваются от 0.2 до 1.7 ЕПС/100 км. Эти значения соответствуют значениям градиентов солености тропических зон океана, приведенным в [14].

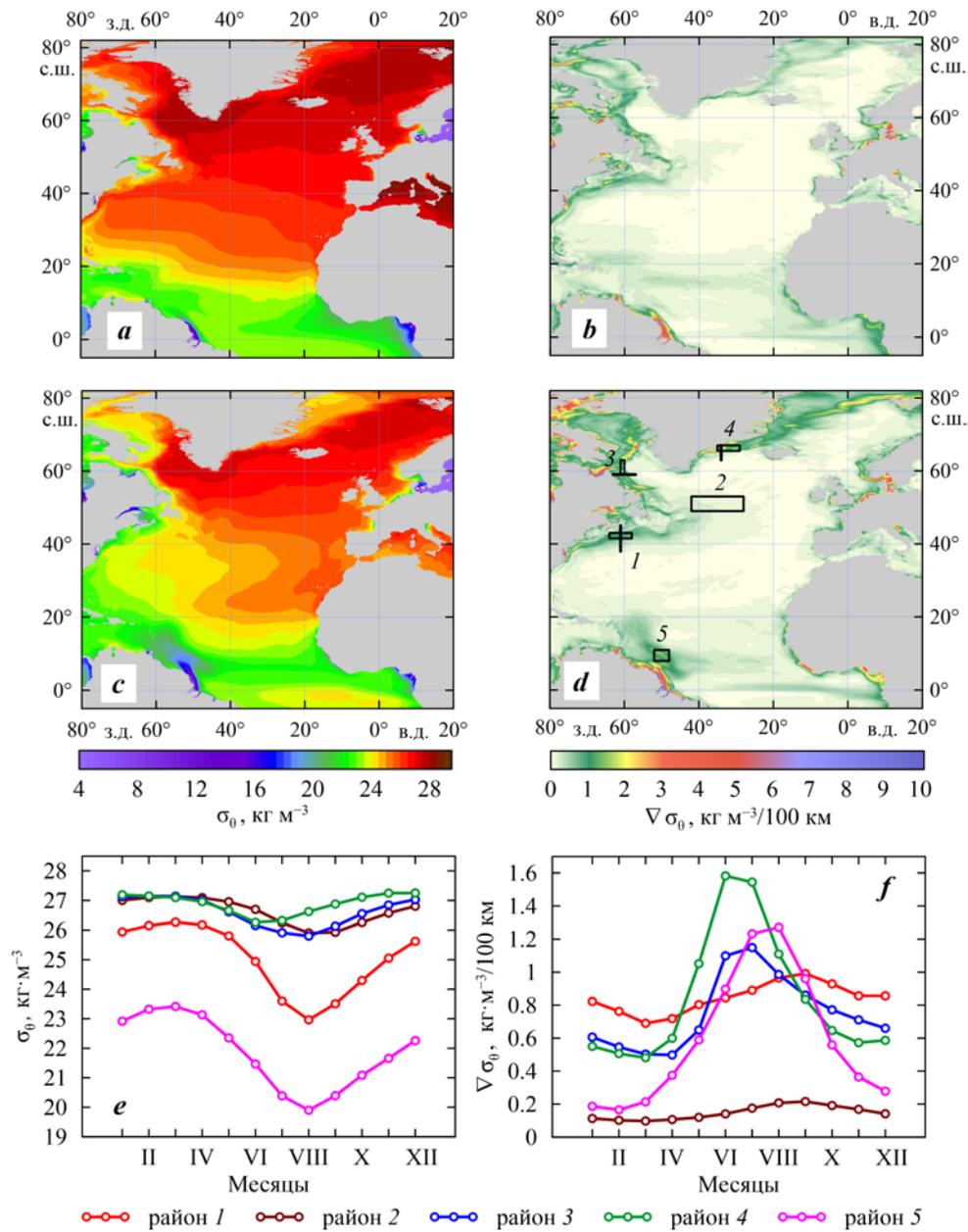
Плотностные фронтальные зоны

Плотностные фронтальные зоны с превышающими $1 \text{ кг} \cdot \text{м}^{-3}/100 \text{ км}$ градиентами присутствуют в районах течений Гольфстрим, Лабрадорского, Восточно-Гренландского (рис. 3, *b, d*). Летом обширная эстуарная фронтальная зона находится в районе плюма реки Амазонки (рис. 3, *c, d*). Летом вдоль экватора также располагается фронтальная зона, связанная с экваториальным апвеллингом.

В выделенных районах 1–4 плотность во фронтальных зонах уменьшается в летние месяцы, а градиенты плотности в это время увеличиваются (рис. 3, *e, f*). Градиенты, превышающие $4 \text{ кг} \cdot \text{м}^{-3}/100 \text{ км}$, отмечаются локально на отдельных участках фронтальных зон Лабрадорского течения в районе Девисова пролива, прибрежного Восточно-Гренландского течения, Полярного фронта и в эстуарной зоне Амазонки (рис. 3, *b, d*).

Минимальные градиенты плотности в районах 1–4 фронтальных зон Северной Атлантики наблюдаются в марте. В тропическом районе во фронтальной зоне Амазонского плюма (район 5) минимальный градиент плотности отмечается в феврале.

В районах 1 (фронтальная зона Гольфстрима) и 2 (фронтальная зона Северо-Атлантического течения) минимальные и максимальные значения плотности в сезонном цикле отмечаются при максимальной и минимальной температуре соответственно (рис. 4, *a, b*). Здесь (в открытых частях океана) вклад температуры превышает вклад солености в сезонные изменения плотности.



Р и с . 3 . Пространственное распределение аномалии потенциальной плотности σ_θ (a, c) и горизонтальных градиентов потенциальной плотности $\nabla\sigma_\theta$ (b, d) на глубине 0.5 м в зимний (a, b) и летний (c, d) сезоны; сезонная изменчивость средних значений σ_θ (e) и $\nabla\sigma_\theta$ (f) в районах 1–5

Fig. 3. Spatial distribution of potential density anomaly σ_θ (a, c) and horizontal potential density gradients $\nabla\sigma_\theta$ (b, d) at a depth of 0.5 m in winter (a, b) and summer (c, d) seasons; seasonal variability of mean values σ_θ (e) and $\nabla\sigma_\theta$ (f) in areas 1–5

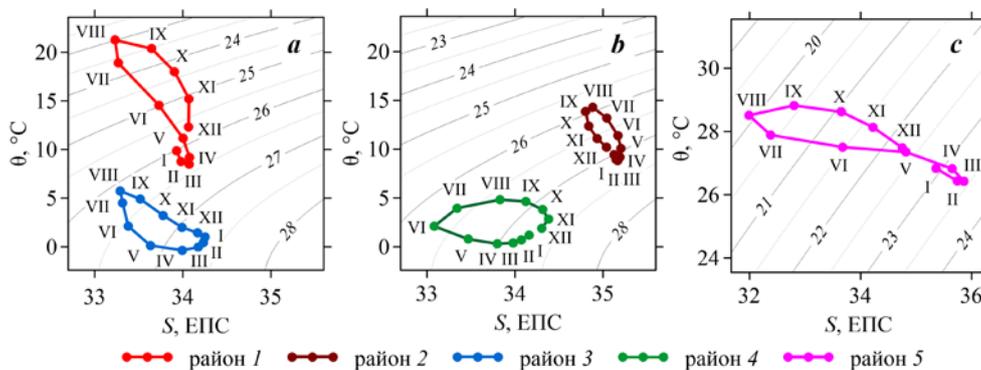


Рис. 4. *TS*-диаграммы сезонной изменчивости температуры и солёности на глубине 0.5 м в районах 1, 3 (а), 2, 4 (б), 5 (с)

Fig. 4. *TS* diagrams of seasonal variability of temperature and salinity at a depth of 0.5 m in areas 1, 3 (a), 2, 4 (b), 5 (c)

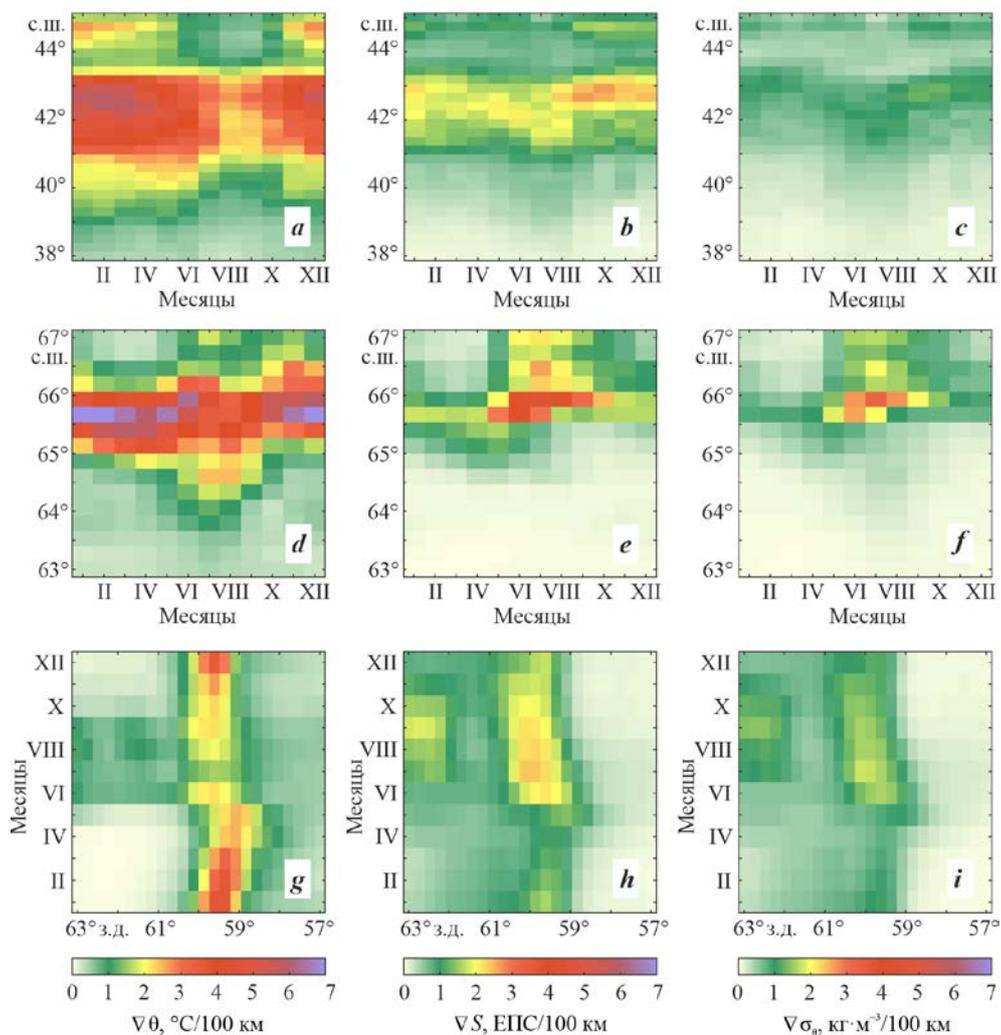
В районах поступления менее солёных вод из Северного Ледовитого океана (Лабрадорское и Восточно-Гренландское течения) и в районе стока реки Амазонки возрастает вклад солёности в сезонные изменения плотности. Это хорошо проявляется в изменениях плотности во фронтальной зоне прибрежного Восточно-Гренландского течения (район 4). Здесь наименьшая плотность достигается в июне при наименьшей солёности, а не при максимальной температуре, которая наблюдается в августе (рис. 4, б). Наибольшая плотность отмечается в ноябре – декабре при высокой солёности. При этом минимальная температура в этом районе наблюдается в апреле. Во фронтальной зоне Лабрадорского течения (район 3) максимальная плотность наблюдается в феврале – марте, в то время как минимальная температура – в апреле.

В районе 5 фронтальной зоны пюма Амазонки максимальная температура наблюдается в сентябре [36], в то время как минимальная плотность получена для августа, когда отмечается минимальная солёность (рис. 4, с).

Сезонная изменчивость размера фронтальных зон

Сезонные изменения температуры и солёности в течениях и окрестных водах, а также изменения величины речного стока могут приводить к смещениям границ или изменениям размера фронтальной зоны. Так, солёностная и плотностная фронтальные зоны пюма Амазонки (рис. 2, 3) наблюдаются только во время увеличения сезонного стока весной – летом и отсутствуют в зимние месяцы.

Хорошо выражена сезонная изменчивость положения и величины градиентов вдоль меридионального разреза, пересекающего фронтальную зону Гольфстрима по 61° з. д. (район 1). Здесь фронт с градиентами температуры, превышающими $2^\circ\text{C}/100$ км, сужается в августе – сентябре, при этом градиенты уменьшаются (рис. 5, а). Зона высоких градиентов солёности (более 2 ЕПС/100 км) смещается к югу от зимы к лету и обратно к северу осенью (рис. 5, б). Аналогично смещается зона высоких градиентов плотности (рис. 5, с). Отметим, что изменение ширины фронтальных зон, полученное по средне-многолетним данным для отдельных сезонов, может быть связано со смещениями этих зон в отдельные годы.



Р и с . 5 . Сезонная изменчивость градиентов потенциальной температуры $\nabla\theta$ (*a, d, g*), солёности ∇S (*b, e, h*) и аномалии потенциальной плотности $\nabla\sigma_\theta$ (*c, f, i*) на меридиональных разрезах вдоль 61° з. д. в районе 1 северного участка Гольфстрима (*a, b, c*), вдоль 34° з. д. в районе 4 прибрежного Восточно-Гренландского течения (*d, e, f*) и на зональном разрезе вдоль 59° с. ш. в районе 3 фронтальной зоны Лабрадорского течения (*g, h, i*)

F i g . 5 . Seasonal variability of gradients of potential temperature $\nabla\theta$ (*a, d, g*), salinity ∇S (*b, e, h*) and potential density anomaly $\nabla\sigma_\theta$ (*c, f, i*) on meridional sections along 61° W in area 1 of the northern section of the Gulf Stream frontal zone (*a, b, c*), along 34° W in area 4 of the East Greenland Coastal Current (*d, e, f*) and on the zonal section along 59° N in area 3 of the Labrador Current frontal zone (*g, h, i*)

В районе 4 фронтальной зоны прибрежного Восточно-Гренландского течения меридиональный разрез был выбран вдоль 34° з. д. Меридиональный размер температурной фронтальной зоны расширяется к югу в июле и августе и к северу в октябре – декабре (рис. 5, *d*). Ширина соленостной и плотностной фронтальных зон увеличивается летом вследствие повышения градиентов на северной границе (рис. 5, *e, f*).

На меридионально направленном участке фронтальной зоны Лабрадорского течения (район 3) был рассмотрен зональный разрез вдоль 59° с. ш. В этом районе зона высоких градиентов (более 2 °C/100 км) смещается к востоку с января по апрель. В мае градиенты уменьшаются и зона смещается к западу (рис. 5, *g*). Градиенты в соленостной (рис. 5, *h*) и плотностной (рис. 5, *i*) фронтальных зонах увеличиваются летом и в начале осени. В это же время зоны смещаются к западу.

Заключение

В настоящей работе на основе использования данных океанического реанализа *ORAS5* о температуре и солености на горизонте 0.5 м дано комплексное представление о положении крупномасштабных поверхностных термических, соленостных и плотностных фронтальных зон в северной части Атлантического океана и сезонной изменчивости их градиентов. Приведены количественные оценки сезонной изменчивости градиентов во фронтальных зонах в отдельных районах крупномасштабных течений и на границе плюма Амазонки.

Анализ сезонной изменчивости пространственного распределения и величин горизонтальных градиентов в термохалинных фронтальных зонах показал следующее. Фронтальные зоны на поверхности океана, расположенные вдоль крупномасштабных течений Гольфстрим, Северо-Атлантического, Лабрадорского и Восточно-Гренландского, переносящих воды, отличающиеся по температуре и солености от окружающих вод, присутствуют в течение всего года. Градиенты температуры в этих зонах уменьшаются от зимы к лету вследствие сезонного прогрева вод. Наибольший размах сезонных изменений градиентов температуры отмечается в районах Гольфстрима и Восточно-Гренландского течения.

Во фронтальных зонах Лабрадорского и Восточно-Гренландского течений наблюдается значительная сезонная изменчивость градиентов солености и плотности. Минимальные градиенты отмечаются в конце зимы – начале весны при минимальной температуре. Градиенты увеличиваются летом вследствие таяния вдольбереговых, материковых и арктических льдов.

В Тропической Атлантике высокая внутригодовая изменчивость градиентов солености и плотности наблюдается во фронтальной зоне Амазонки. Здесь максимальные градиенты отмечаются летом на границе плюма, возникающего вследствие сезонного увеличения стока реки. Зимой фронтальная зона отсутствует.

Полученные оценки сезонных изменений градиентов во фронтальных зонах могут использоваться при изучении биологической продуктивности морских вод. Они также могут учитываться в климатических исследованиях, так как амплитуда сезонного цикла характеристик поверхностного слоя океана, как правило, превышает межгодовые изменения.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Федоров К. Н. Физическая природа и структура океанических фронтов. Ленинград : Гидрометеиздат, 1983. 296 с.
2. Belkin I. M., Cornillon P. C., Sherman K. Fronts in large marine ecosystems // *Progress in Oceanography*. 2009. Vol. 81, iss. 1–4. P. 223–236. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2009.04.015>
3. Taylor J. R., Ferrari R. Ocean fronts trigger high latitude phytoplankton blooms // *Geophysical Research Letters*. 2011. Vol. 38, iss. 23. L23601. <https://doi.org/10.1029/2011GL049312>
4. Olson D. B. Biophysical dynamics of ocean fronts // *The Sea: Ideas and Observations on Progress in the Study of the Seas*. Harvard University Press, 2002. Vol. 12 : Biological-Physical Interactions in the Sea. P. 187–218.
5. Global trends of fronts and chlorophyll in a warming ocean / K. Yang [et al.] // *Communications Earth & Environment*. 2023. Vol. 4. 489. <https://doi.org/10.1038/s43247-023-01160-2>
6. Oceanic fronts and jets around Japan: a review / S. Kida [et al.] // “Hot Spots” in the Climate System. Tokyo : Springer, 2016. P. 1–30. https://doi.org/10.1007/978-4-431-56053-1_1
7. Cromwell T., Reid Jr. J. L. A study of oceanic fronts // *Tellus*. 1956. Vol. 8, iss. 1. P. 94–101. <https://doi.org/10.3402/tellusa.v8i1.8947>
8. Ferrari R. A frontal challenge for climate models // *Science*. 2011. Vol. 332, no. 6027. P. 316–317. <https://doi.org/10.1126/science.1203632>
9. Submesoscale fronts in the Antarctic marginal ice zone and their response to wind forcing / S. Swart [et al.] // *Geophysical Research Letters*. 2020. Vol. 47, iss. 6. e2019GL086649. <https://doi.org/10.1029/2019GL086649>
10. Fronts in the Southern Indian Ocean as inferred from satellite sea surface temperature data / A. G. Kostianoy [et al.] // *Journal of Marine Systems*. 2004. Vol. 45, iss. 1–2. P. 55–73. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2003.09.004>
11. Коник А. А., Зимин А. В. Пространственно-временная изменчивость характеристик Арктической фронтальной зоны в Баренцевом и Карском морях в летний период в первые два десятилетия XXI века // *Морской гидрофизический журнал*. 2022. Т. 38, № 6. С. 679–693. EDN BSJBNO. <https://doi.org/10.22449/0233-7584-2022-6-679-693>
12. Артамонов Ю. В., Скрипалева Е. А., Никольский Н. В. Климатическая структура динамических и температурных фронтов в море Скоша и прилегающих акваториях // *Морской гидрофизический журнал*. 2022. Т. 38, № 2. С. 127–150. EDN OKWWJW. <https://doi.org/10.22449/0233-7584-2022-2-127-150>
13. Belkin I. M. Remote sensing of ocean fronts in marine ecology and fisheries // *Remote Sensing*. 2021. Vol. 13, iss. 5. 883. <https://doi.org/10.3390/rs13050883>
14. Yu L. Sea surface salinity fronts and associated salinity minimum zones in the tropical ocean // *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 2015. Vol. 120, iss. 6. P. 4205–4225. <https://doi.org/10.1002/2015JC010790>
15. Oceanic fronts in the southern Indian Ocean as inferred from the NOAA SST, TOPEX/Poseidon and ERS-2 altimetry data / A. G. Kostianoy [et al.] // *Gayana (Concepción)*. 2004. Vol. 68, no. 2. P. 333–339. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382004000300003>
16. Ахтямова А. Ф., Травкин В. С. Исследование фронтальных зон Норвежского моря // *Морской гидрофизический журнал*. 2023. Т. 39, № 1. С. 67–83. EDN IHBIQE. <https://doi.org/10.29039/0233-7584-2023-1-67-83>
17. Сезонная изменчивость горизонтальных градиентов температуры воды в Северной Атлантике / Л. И. Галеркин [и др.] // *Доклады Академии наук*. 2002. Т. 384, № 4. С. 539–543. EDN BNSEJD.

18. *Miller P. I., Read J. F., Dale A. C.* Thermal front variability along the North Atlantic Current observed using microwave and infrared satellite data // *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*. 2013. Vol. 98, part B. P. 244–256. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2013.08.014>
19. *Kazmin A. S.* Variability of the climatic oceanic frontal zones and its connection with the large-scale atmospheric forcing // *Progress in Oceanography*. 2017. Vol. 154. P. 38–48. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2017.04.012>
20. *Артамонов Ю. В., Скрипалева Е. А.* Структура и сезонная изменчивость крупномасштабных фронтов Атлантического океана по спутниковым данным // *Исследование Земли из космоса*. 2005. № 4. С. 62–75. EDN HRZZTV.
21. *Santos A. M. P., Kazmin A. S., Peliz A.* Decadal changes in the Canary upwelling system as revealed by satellite observations: Their impact on productivity // *Journal of Marine Research*. 2005. Vol. 63, iss. 2. P. 359–379.
22. *Новикова Ю. С., Баимачников И. Л.* Сезонная и межгодовая динамика фронтальных зон в Северной Атлантике // *Труды II Всероссийской конференции «Гидрометеорология и экология: достижения и перспективы развития»*. Санкт-Петербург : Химиздат, 2018. С. 496–498.
23. The ECMWF operational ensemble reanalysis-analysis system for ocean and sea ice: a description of the system and assessment / H. Zuo [et al.] // *Ocean Science*. 2019. Vol. 15, iss. 3. P. 779–808. <https://doi.org/10.5194/os-15-779-2019>
24. Eddy-resolving in situ ocean climatologies of temperature and salinity in the Northwest Atlantic Ocean / D. Seidov [et al.] // *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 2019. Vol. 124, iss. 1. P. 41–58. <https://doi.org/10.1029/2018JC014548>
25. The northern North Atlantic Ocean mean circulation in the early 21st century / N. Danialt [et al.] // *Progress in Oceanography*. 2016. Vol. 146. P. 142–158. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2016.06.007>
26. Spatio-temporal analysis of east Greenland polar front / Y. Liu [et al.] // *Frontiers in Marine Science*. 2022. Vol. 9. 943457. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.943457>
27. *Kostianoy A. G., Nihoul J. C. J., Rodionov V. B.* Physical oceanography of frontal zones in the subarctic seas. Amsterdam: Elsevier, 2004. 316 p. (Elsevier Oceanography Series ; Vol. 71).
28. *Ullman D. S., Cornillon P. C., Shan Z.* On the characteristics of subtropical fronts in the North Atlantic // *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 2007. Vol. 112, iss. C1. C01010. <https://doi.org/10.1029/2006JC003601>
29. *Taylor A. H., Stephens J. A.* The North Atlantic Oscillation and the latitude of the Gulf Stream // *Tellus A: Dynamic Meteorology and Oceanography*. 1998. Vol. 50, iss. 1. P. 134–142. <https://doi.org/10.3402/tellusa.v50i1.14517>
30. Surface and bottom temperature and salinity climatology along the continental shelf off the Canadian and U.S. East Coasts / B. Richaud [et al.] // *Continental Shelf Research*. 2016. Vol. 124. P. 165–181. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2016.06.005>
31. Seasonal variability of the Labrador Current and shelf circulation off Newfoundland / G. Han [et al.] // *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 2008. Vol. 113, iss. C10. <https://doi.org/10.1029/2007JC004376>
32. Interannual surface salinity on Northwest Atlantic shelf / S. A. Grodsky [et al.] // *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 2017. Vol. 122, iss. 5. P. 3638–3659. <https://doi.org/10.1002/2016JC012580>
33. *Ohashi K., Sheng J.* Influence of St. Lawrence River discharge on the circulation and hydrography in Canadian Atlantic waters // *Continental Shelf Research*. 2013. Vol. 58. P. 32–49. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2013.03.005>

34. Seasonal variability of the East Greenland Coastal Current / S. Bacon [et al.] // Journal of Geophysical Research: Oceans. 2014. Vol. 119, iss. 6. P. 3967–3987. <https://doi.org/10.1002/2013JC009279>
35. Amplified seasonal cycle in hydroclimate over the Amazon river basin and its plume region / Y. C. Liang [et al.] // Nature Communications. 2020. Vol. 11. 4390. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18187-0>
36. Yu L., Jin X., Weller R. A. Role of net surface heat flux in seasonal variations of sea surface temperature in the tropical Atlantic Ocean // Journal of Climate. 2006. Vol. 19, iss. 23. P. 6153–6169. <https://doi.org/10.1175/JCLI3970.1>

Поступила 13.02.2024 г.; одобрена после рецензирования 15.03.2024 г.; принята к публикации 27.03.2024 г.; опубликована 25.06.2024 г.

Об авторах:

Шокурова Ирина Геннадьевна, старший научный сотрудник, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, г. Севастополь, ул. Капитанская, д. 2), кандидат географических наук, **ORCID ID: 0000-0002-3150-8603**, **SPIN-код: 7161-7467**, igshokurova@mail.ru

Никольский Николай Викторович, младший научный сотрудник, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, г. Севастополь, ул. Капитанская, д. 2), **ORCID ID: 0000-0002-3368-6745**, **SPIN-код: 2374-8598**, n.nikolsky@mhi-ras.ru

Чернышова Елена Дмитриевна, инженер-исследователь, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, г. Севастополь, ул. Капитанская, д. 2), **ORCID ID: 0009-0005-4607-8190**, **SPIN-код: 5209-9017**, alenaksenzik@rambler.ru

Заявленный вклад авторов:

Шокурова Ирина Геннадьевна – первоначальный текст, обзор литературы, редактирование, анализ и обобщение результатов

Никольский Николай Викторович – проведение расчетов, визуализация, первоначальный текст, редактирование, анализ и обобщение результатов

Чернышова Елена Дмитриевна – визуализация, первоначальный текст, обзор литературы, анализ и обобщение результатов

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Межгодовая изменчивость физических и биологических характеристик вод Крымского шельфа в летний сезон (2010–2020 годы)

С. А. Пионтковский^{1*}, Ю. А. Загородняя², И. М. Серикова²,
И. А. Минский^{1,2}, И. В. Ковалева², Е. Ю. Георгиева²

¹ ФГАОУ ВО Севастопольский государственный университет, Севастополь, Россия

² ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского»,
Севастополь, Россия

* e-mail: spiontkovski@mail.ru

Аннотация

Прибрежная зона Крыма и его шельф являются объектами многолетних комплексных исследований, предопределенных той значимой ролью, которую эти зоны играют в экономической жизни полуострова. Цель работы состоит в выявлении трендов межгодовой изменчивости структурных и функциональных характеристик пелагического сообщества. Данные дистанционных измерений (со спутников), контактных измерений (с борта научно-исследовательского судна) и расчетные параметры использованы для выявления изменчивости физических и биологических характеристик шельфовых вод Крыма в 2010–2020 гг. Показано, что после экологических катаклизмов 1990-х гг., связанных с эвтрофикацией шельфа и трофическим прессом планктонных видов-вселенцев, планктонное сообщество вступило в период относительной стабильности. Межгодовая изменчивость его ключевых структурных и функциональных характеристик (биомассы фитопланктона, интенсивности его биолюминесценции, биомассы зоопланктона, чистой первичной продукции и отношения продукции к биомассе) характеризуется не столько статистически значимыми трендами многолетней изменчивости, сколько межгодовыми колебаниями, обусловленными гидрофизической динамикой. Эта динамика оценивалась двумя параметрами: величиной плотности кинетической энергии и кросс-шельфовым массопереносом в верхних слоях.

Ключевые слова: фитопланктон, зоопланктон, биолюминесценция, загрязнение, температура поверхности моря, Черное море

Благодарности: работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект № 23-24-00007) и в рамках государственных заданий ФГБУН ФИЦ ИнБЮМ № 121040600178-6 («Структурно-функциональная организация, продуктивность и устойчивость морских пелагических экосистем»), № 121030100028-0 («Закономерности формирования и антропогенная трансформация биоразнообразия и биоресурсов Азово-Черноморского бассейна и других районов Мирового океана»),

© Пионтковский С. А., Загородняя Ю. А., Серикова И. М.,
Минский И. А., Ковалева И. В., Георгиева Е. Ю., 2024



Контент доступен по лицензии Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0
International (CC BY-NC 4.0)
This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0
International (CC BY-NC 4.0) License

№ 121041400077-1 («Функциональные, метаболические и токсикологические аспекты существования гидробионтов и их популяций в биотопах с различным физико-химическим режимом») и государственного задания СевГУ № FEFM-2023-0005. Полевые исследования были выполнены в Центре коллективного пользования НИС «Профессор Водяницкий» ФГБУН ФИЦ ИнБЮМ им. А. О. Ковалевского РАН. Авторы благодарны А. Акпнар (Middle East Technical University, Turkey) за данные по массопереносу вод, В. В. Суслину за данные для расчета первичной продукции, В. В. Губанову за данные по желетелому макрозоопланктону и А. Н. Коршенко за данные по нефтяным углеводородам.

Для цитирования: Межгодовая изменчивость физических и биологических характеристик вод Крымского шельфа в летний сезон (2010–2020 годы) / С. А. Пионтковский [и др.] // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2024. № 2. С. 39–59. EDN CUBYXI.

Interannual Variability of Physical and Biological Characteristics of Crimean Shelf Waters in Summer Season (2010–2020)

S. A. Piontkovski^{1*}, Yu. A. Zagorodnyaya², I. M. Serikova², I. A. Minski^{1,2}, I. V. Kovaleva², E. Yu. Georgieva²

¹ *Sevastopol State University, Sevastopol, Russia*

² *A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas, RAS, Sevastopol, Russia*

* *e-mail: spiontkovski@mail.ru*

Abstract

The coastal zone and shelf of Crimea are the objects of long-term comprehensive research predetermined by the significant role these zones play in the economic life of the peninsula. The purpose of the research is to identify trends in inter-annual variability in the structural and functional characteristics of the pelagic community. Data on remote sensing (from satellites), *in situ* measurements (on board a research vessel) and computed parameters were employed to identify the variability of physical and biological characteristics of the Crimean shelf waters from 2010 to 2020. It was shown that after the environmental cataclysms of the 1990s, associated with shelf eutrophication and trophic impact of plankton invasive species, the planktonic community entered a period of relative stability. The inter-annual variability of its key structural and functional characteristics (namely, phytoplankton biomass, the intensity of its bioluminescence, zooplankton biomass, net primary production and the ratio of production to biomass) could be characterized rather by inter-annual fluctuations due to hydrophysical dynamics than statistically significant trends of long-term variability. The hydrophysical dynamics was assessed by two parameters: the kinetic energy density and cross-shelf mass transfer in the upper layers.

Keywords: phytoplankton, zooplankton, bioluminescence, pollution, sea surface temperature, Black Sea

Acknowledgments: The work was funded by the Russian Science Foundation (grant № 23-24-00007), state assignment no. 121040600178-6 (“Structural-functional organization, productivity, and stability of marine pelagic ecosystems”), no. 121030100028-0 (“Trends of formation and anthropogenic transformation of biodiversity and bioresources of the Azov-Black Sea basin and other regions of the World’s Ocean”), no. 121041400077-1 (“Functional, metabolical, and toxicological aspects of hydrobiont and their population

persistence across biotopes with different physical-chemical mode”), and state assignment to SevSU no. FEFM-2023-0005. The expeditions were carried out onboard R/V *Professor Vodyanitsky*. The authors are grateful to A. Akpinar (Middle East Technical University, Turkey) for the water mass transport data, to V. V. Suslin for the data for primary production calculation, to V. V. Gubanov for gelatinous macrozooplankton data, and to A. N. Korshenko for oil hydrocarbon data.

For citation: Piontkovski, S.A., Zagorodnyaya, Yu.A., Serikova, I.M., Minski, I.A., Kovaleva, I.V. and Georgieva, E.Yu., 2024. Interannual Variability of Physical and Biological Characteristics of Crimean Shelf Waters in Summer Season (2010–2020). *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (2), pp. 39–59.

Введение

Прибрежная зона Крыма и его шельф – объекты многолетних комплексных исследований Росгидромета, ВНИРО и РАН, предопределенных той значимой ролью, которую эти зоны играют в экономической жизни полуострова. Добыча газа (около 1.6 млрд. м³)¹⁾, становление аквакультуры (с выращиванием мидий, устриц, креветок и прочих организмов объемом около 2700 т в год)^{2), 3)}, рыбный промысел (с выловом около 40 000 т в год)⁴⁾, туризм и рекреация (с нагрузкой около 8 млн. отдыхающих в год) являются важными составляющими экономической деятельности, а инвестиции в развитие рыбохозяйственного комплекса Южного федерального округа в первых двух десятилетиях XXI в. оцениваются приблизительно в 60 млрд. рублей [1, 2].

В аспекте этой многоплановой деятельности мониторинг, основанный на многолетних измерениях ключевых параметров, углубляет понимание динамики ресурсов и экологического состояния шельфа [3]. При этом следует отметить, что антропогенная нагрузка на крымский шельф высока в связи с его малой шириной, большой плотностью населения вдоль побережья, развитым сельским хозяйством и промышленным комплексом, формирующим около 30 % консолидированного бюджета Республики Крым. Как следствие, в одном только Севастопольском регионе в 1998–2018 гг. канализационные очистные сооружения «Южные», дающие 76 % суммарного объема бытовых стоков в регионе, сбрасывали 468 тыс. м³ в год [4]. Измерения концентрации нефтяных

¹⁾ URL: <https://finance.rambler.ru/markets/41621705-dobycha-gaza-v-krymu-snizilas-v-2018-godu-na-3-do-1-6-mlrd-kubometrov> (дата обращения: 05.06.2024).

²⁾ Об утверждении Стратегии развития рыбохозяйственного комплекса Российской Федерации на период до 2030 года (вместе с Планом мероприятий по реализации стратегии развития рыбохозяйственного комплекса Российской Федерации на период до 2030 года) : распоряжение Правительства РФ от 26.11.2019 № 2798-р (ред. от 12.05.2022). URL: <https://fzakov.ru/rasporyazheniya-pravitelstva/rasporyazhenie-pravitelstva-rf-ot-26.11.2019-n-2798-r/> (дата обращения: 05.06.2024).

³⁾ URL: <https://fish.gov.ru/obzor-smi/2020/01/22/fermery-kryma-v-2020-godu-planiruyut-nachat-postavki-ustrits-v-armeniyu-i-kazakhstan> (дата обращения: 05.06.2024).

⁴⁾ Стратегия развития промысла хамсы в Черном море на период 2021–2030 гг. // Протокол заседания Азово-Черноморского бассейнового научно-промыслового совета. Севастополь, 2020. Приложение 2. С. 8–26. URL: https://fish.gov.ru/wp-content/uploads/documents/ot-raslevaya_deyatelnost/organizaciya_rybolovstva/protokoly_komissij_советов/protokol_achbnps_031220.pdf (дата обращения: 05.06.2024).

углеводородов сотрудниками ГОИН в 2023 г. на восьми станциях в Каркинитском и Каламитском заливах показали превышение предельно допустимых концентраций на всех восьми.

В океанологических исследованиях границу шельфа принято оконтуривать по 200-метровой изобате [5]. По его морфоструктурным характеристикам выделяют западную область (от м. Тарханкут до б. Ласпи и м. Сарыч), южнобережную (от м. Сарыч до м. Меганом) и восточную, включающую район Феодосийского залива и Керченско-Таманский шельф [6]. Рельеф дна пространственно неоднороден: если на севере западного шельфа полуострова изобата 60 м находится на расстоянии 10–15 км от берега, то на юге она проходит в непосредственной близости от уреза воды. На основной части шельфа его ширина составляет 90 км [7] и увеличивается в северо-западном направлении, достигая 220 км в районе Каркинитского залива.

Региональные особенности геоморфологии шельфа обуславливают близость Основного Черноморского течения (ОЧТ) к береговой черте. Максимально близко оно подходит к берегу у южной оконечности полуострова. Скорость ОЧТ с шириной потока до 80 км составляет 40–150 см/с [5], что в несколько раз выше скорости прибрежного течения.

Геострофическая динамика вод подвержена межгодовой изменчивости, в связи с чем циркуляция может иметь «бассейновый» (с выраженным ОЧТ) или «вихревой» режим [8]. Смена режимов отражается на физических и биологических характеристиках пелагической экосистемы. Термохалинная структура вод, их физическая динамика, продукция фито- и зоопланктона влияют на рыбопромысловые запасы мелких пелагических рыб (хамсы *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758) и шпрота *Sprattus sprattus* (Linnaeus, 1758)), формирующих основу рыбного промысла в крымских водах [9].

Цель наших исследований состояла в выявлении трендов межгодовой изменчивости структурных и функциональных характеристик пелагического сообщества в первые десятилетия XXI в., поскольку процессы, происходившие в предыдущие десятилетия, были освещены в ряде обобщающих работ [10, 11].

Материал и методы

Для идентификации многолетних трендов были использованы результаты дистанционных измерений (сканерами спутников *MODIS-Aqua/Terra*), контактных измерений (с борта НИС «Профессор Водяницкий») и расчетов структурно-функциональных отношений, таких как отношение первичной продукции к биомассе кормового зоопланктона и отношение биомассы желетелой к кормовой фракции зоопланктона (табл. 1).

Географические контуры района исследований заданы многолетней сеткой океанографических станций, выполнявшихся в экспедициях НИС «Профессор Водяницкий» (рис. 1) в рамках разных проектов.

В связи с разнообразием задач этих проектов набор измеряемых параметров, количество станций и их расположение варьировали по годам. Основной материал контактных измерений биологических характеристик приходился на 2010–2020 гг. Часть планктонных проб из более поздних экспедиций остается необработанной. Примеры полевых съемок с вертикальными зондированиями на станциях и их распределение приведены на рис. 1 и в табл. 2.

Таблица 1. Анализируемые характеристики

Table 1. Analyzed characteristics

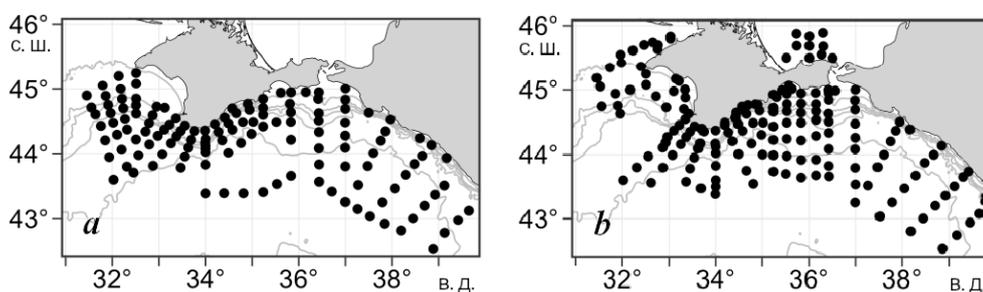
Параметр / Parameter	Тип измерений / Measurement type	Источник данных / Source
Скорость ветра у поверхности моря ($\text{м}\cdot\text{с}^{-1}$) / Wind speed at the sea surface ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)	Продукты моделей <i>MERRA-2</i> / <i>M2TMNXOCN v.5.12.4</i> / Products of models <i>MERRA-2</i> / <i>M2TMNXOCN v.5.12.4</i> ; <i>NCEP/NCAR Reanalysis</i>	URL: https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/ ; URL: https://psl.noaa.gov/data/timeseries/
Температура поверхности моря ($^{\circ}\text{C}$) / Sea surface temperature ($^{\circ}\text{C}$)	Дистанционные измерения (<i>MODIS-Aqua</i>) / Remote sensing (<i>MODIS-Aqua</i>)	URL: https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/
Массоперенос в слое 0–200 м (Св) / Mass transport in the 0–200 m layer (Sv)	Результаты расчета по модели <i>NEMO v.3.6</i> / <i>NEMO model v.3.6</i> calculation results	[12]
Концентрация нефтяных углеводородов ($\text{мг}\cdot\text{дм}^{-3}$) / Concentration of petroleum hydrocarbons ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$)	ИК-радиометрия / IR radiometry	Архивные материалы ГОИН / Archive materials of SOI ⁵⁾
Концентрация хлорофилла <i>a</i> ($\text{мг}\cdot\text{м}^{-3}$) / Chlorophyll <i>a</i> concentration ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$)	Дистанционные измерения (<i>MODIS-Aqua/Terra</i>) / Remote sensing (<i>MODIS-Aqua/Terra</i>)	URL: https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/ ; расчет по модели [13] / URL: https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/ ; model calculation [13]
Биомасса фитопланктона ($\text{мг}\cdot\text{м}^{-2}$) / Phytoplankton biomass ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$)	Обработка проб, собранных в экспедициях / Processing of samples collected in expeditions	Архивные материалы ИнБЮМ / Archive materials of IBSS
Первичная продукция ($\text{мг}\text{C}\cdot\text{м}^{-3}\cdot\text{сут}^{-1}$) / Primary production ($\text{mg}\text{C}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{day}^{-1}$)	Результаты расчета по данным дистанционных измерений / Calculation results from remote sensing data	[14]
Биолюминесцентный потенциал ($10^{-8}\text{Вт}\cdot\text{с}^{-2}\cdot\text{л}^{-1}$) / Bioluminescent potential ($10^{-8}\text{W}\cdot\text{s}^{-2}\cdot\text{L}^{-1}$)	Зондирования в слое 0–50 м / Sounding in the 0–50 m layer	Архивные материалы ИнБЮМ / Archive materials of IBSS ⁶⁾

⁵⁾ Качество морских вод по гидрохимическим показателям. Ежегодник 2021 / Под ред. А. Н. Коршенко. Москва : ГОИН, 2023. С. 70–105.

⁶⁾ Биолюминесценция Черного моря : атлас / В. Ф. Жук [и др.]. Севастополь : ФИЦ ИнБЮМ, 2023. 371 с.

Продолжение таблицы 1 / Continued Table 1

Параметр / Parameter	Тип измерений / Measurement type	Источник данных / Source
Биомасса кормового зоопланктона ($\text{мг}\cdot\text{м}^{-3}$) / Forage zooplankton biomass ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$)	Ловы в слое 0–100 м сетью Джеди / Catching in the 0–100 m layer with a Juday net	Архивные материалы ИнБИОМ / Archive materials of IBSS
Биомасса желетелого зоопланктона ($\text{мг}\cdot\text{м}^{-3}$) / Gelatinous zooplankton biomass ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$)	Ловы в слое 0–100 м сетью БР / Catching in the 0–100 m layer with a Bogorov Rass net	Архивные материалы ИнБИОМ / Archive materials of IBSS
Отношение первичной продукции к биомассе кормового зоопланктона / Ratio of primary production to forage zooplankton biomass	Результаты расчета по измеренным параметрам / Calculation results from measured parameters	Архивные материалы ИнБИОМ / Archive materials of IBSS
Запасы и уловы мелких пелагических рыб на крымском шельфе / Stocks and catches of small pelagic fish on the Crimean shelf	Результаты расчета параметров траловых уловов / Results of calculation of trawl catch parameters	Архивные материалы ВНИРО, Азовско-Черноморского бассейнового научно-промыслового совета, https://fish.gov.ru и публикации [13, 15, 16] / Archive materials of VNIRO, Azov and Black Sea Basin Scientific and Fishery Council, https://fish.gov.ru and works [13, 15, 16]



Р и с. 1. Примеры сеток океанографических станций, выполненных экспедициями на НИС «Профессор Водяницкий»: 102-й рейс, июнь – июль 2018 г. (а), 108-й рейс, июль – август 2019 г. (б)

F i g. 1. Examples of oceanographic station grids carried out on board R/V *Professor Vodyanitsky*: 102nd cruise, June–July, 2018 (a); 108th cruise, July–August, 2019 (b)

Таблица 2. Экспедиции НИС «Профессор Водяницкий» в 2010–2022 гг.

Table 2. The R/V *Professor Vodyanitsky* expeditions, from 2010 to 2022

Год / Year	Номер рейса / Cruise number	Количество океаногра- фических станций / Number of oceanographic stations
2010	64, 68	16, 23
2011	70	41
2013	72	50
2015	81	52
2016	86	63
2017	93, 94, 95, 96, 97	39, 104, 132, 93, 22
2018	102, 103, 105	137, 155, 114
2019	106, 107, 108, 110, 111	106, 2, 174, 120, 142
2020	113, 114, 115	163, 130, 97
2021	116, 117, 118, 119	134, 145, 49, 146
2022	120, 121, 122, 123, 124, 125-1	124, 221, 189, 113, 56, 128

Дистанционные измерения. Временная серия среднемесячных температур поверхности моря была построена по данным измерений восходящего излучения спектрорадиометром *MODIS-Aqua*. Используются данные 3-го уровня (*L3*), полученные с пространственным разрешением 4 км и далее осредненные для крымского шельфа. При этом были построены две временные серии: со среднемесячным разрешением и межгодовая с осреднением по температуре по всему летнему сезону. Обе временные серии представлены в единицах отклонения от многолетней средней для каждой из временных серий.

Этим же спутником получены и временные серии концентрации хлорофилла *a* в поверхностном слое и фотосинтетически активной радиации. Временные серии среднемесячных значений скорости ветра над поверхностью моря (на высоте 10 м) и зональной составляющей скорости ветра загружены из базы данных реанализа *MERRA-2* и *NCEP/NCAR*.

Расчетные характеристики. Чистую интегральную первичную продукцию в эвфотическом слое рассчитывали по алгоритму, в котором температура поверхности и фотосинтетически активная радиация являются дистанционно измеренными параметрами [14]. Значения концентрации хлорофилла *a* (по данным измерений сканером *MODIS-Aqua*), использованные для расчета первичной продукции, проходили коррекцию для разделения хлорофилла и растворенного окрашенного вещества [13]. Расчеты поперечного массопереноса вод в направлении от шельфа в мористую часть в слоях 0–50, 50–200 и 0–200 м были выполнены А. Акпынаром со соавторами и детально изложены в их работах [17, 18].

Контактные измерения. Фитопланктон исследовали по данным батометрических проб воды (объемом 2 л), отобранных с борта НИС «Профессор Водяницкий». Пробы сгущали методом обратной фильтрации через трековые

мембранные фильтры с диаметром пор 1 мкм. Полученный концентрат фиксировали раствором Люголя (0.1 мл на 50 мл пробы). Определяли видовой состав фитопланктона и размеры клеток в камере Наумана под тринокулярным микроскопом ХУ-В2. Объемы клеток и их биомассу рассчитывали по общепринятой методике ⁷⁾.

Измерения интенсивности биолюминесценции планктонного сообщества (его биолюминесцентного потенциала) выполнены с борта судна. Биолюминесцентный потенциал (БП) характеризует максимальную энергию высвечивания организмов: $БП = \int B(t) dt$, где $B(t)$ – интенсивность эмиссии света во время биолюминесцентной вспышки (t) [19]. Для измерений БП использован погружной приборный комплекс «Сальпа-М», который в режиме вертикального зондирования позволяет проводить синхронные измерения механически стимулированной биолюминесценции планктонных организмов (в диапазоне от 10^{-13} до 10^{-8} Вт·см⁻²·л⁻¹ с точностью $\pm 10\%$), гидростатического давления, температуры, электропроводности, мутности и фотосинтетически активной радиации. Дискретность измерений при погружении прибора со скоростью 1.2 м·с⁻¹ составляла 0.25 м. Методика работы была детально описана ранее [19].

Зоопланктон собирали планктонной сетью Джели с диаметром входного отверстия 36 см, с размером ячеек 140 мкм. Полученные пробы сгущали до 100 мл и фиксировали нейтральным раствором формальдегида до 4%-ной концентрации. Пробы обрабатывали стандартным счетно-порционным методом в камере Богорова: определяли таксономический состав, возрастные стадии, размеры гидробионтов и их количество в пробе. Для перехода от размерных характеристик особей к единицам биомассы использовали известные для черноморских видов размерно-весовые соотношения [20]. По результатам камеральной обработки проб вычисляли биомассу зоопланктона в метре кубическом и под метром квадратным обловленного слоя.

Данные о концентрации нефтяных углеводородов, запасах и уловах мелких пелагических рыб на крымском шельфе извлечены из архивных материалов ГОИН, ВНИРО, отчетов Азовско-Черноморского бассейнового научно-промыслового совета и опубликованных статей (табл. 1).

Для графического представления и статистической обработки использованы программные продукты *Statistica v.9* и *PAST v.13*. В частности, для проверки статистической значимости монотонного многолетнего тренда использован непараметрический критерий Манна – Кендалла, применяемый при анализе временных серий в гидрофизике и гидрометеорологии [21].

Результаты и обсуждение

Анализ межгодовой изменчивости проведен для летнего сезона как наиболее полно обеспеченного биологическими измерениями.

Скорость ветра. В летний сезон поле ветра в приповерхностном слое над крымским шельфом пространственно неоднородно как по направлению, так и по величинам меридиональной и зональной составляющих скорости, что отмечалось и ранее [22]. В июне – августе 2002–2020 гг. средняя скорость ветра

⁷⁾ Радченко И. Г., Канков В. И., Федоров В. Д. Практическое руководство по сбору и анализу проб морского фитопланктона. Москва : Мордвинцев, 2010. 60 с.

составляла $5.1 \pm 0.2 \text{ м} \cdot \text{с}^{-1}$ и не имела статистически значимого монотонного межгодового тренда (тест Манна – Кендалла $S = -23$, $Z = 0.77$, $p = 0.44$). Он отсутствовал и во временной серии летних значений зональной составляющей скорости, доминирующей в формировании вдольберегового массопереноса вод на крымском шельфе ($S = -87$, $Z = 1.28$, $p = 0.20$).

Физическая динамика вод. Характерным свойством биотопа пелагического сообщества является его подвижность (массоперенос). В региональном аспекте массоперенос задан направлением как Основного Черноморского течения, так и прибрежного. В районе Южного берега Крыма последнее представляет собой модулируемый ветром крупномасштабный вдольбереговой поток западно-юго-западного направления, параллельный береговой черте, имеющий среднесезонный модуль скорости $\sim 8 \text{ см} \cdot \text{с}^{-1}$ [23] с максимальными значениями до $35 \text{ см} \cdot \text{с}^{-1}$ [24]. Меандрирование течений, мезомасштабные и субмезомасштабные вихри (рис. 2) формируют аномалии массопереноса, включая поперечный массоперенос вод из прибрежья за пределы шельфа [25–27]. Наиболее наглядно многокомпонентность динамики представлена в анимации модели *NEMO-eNATL60* *.

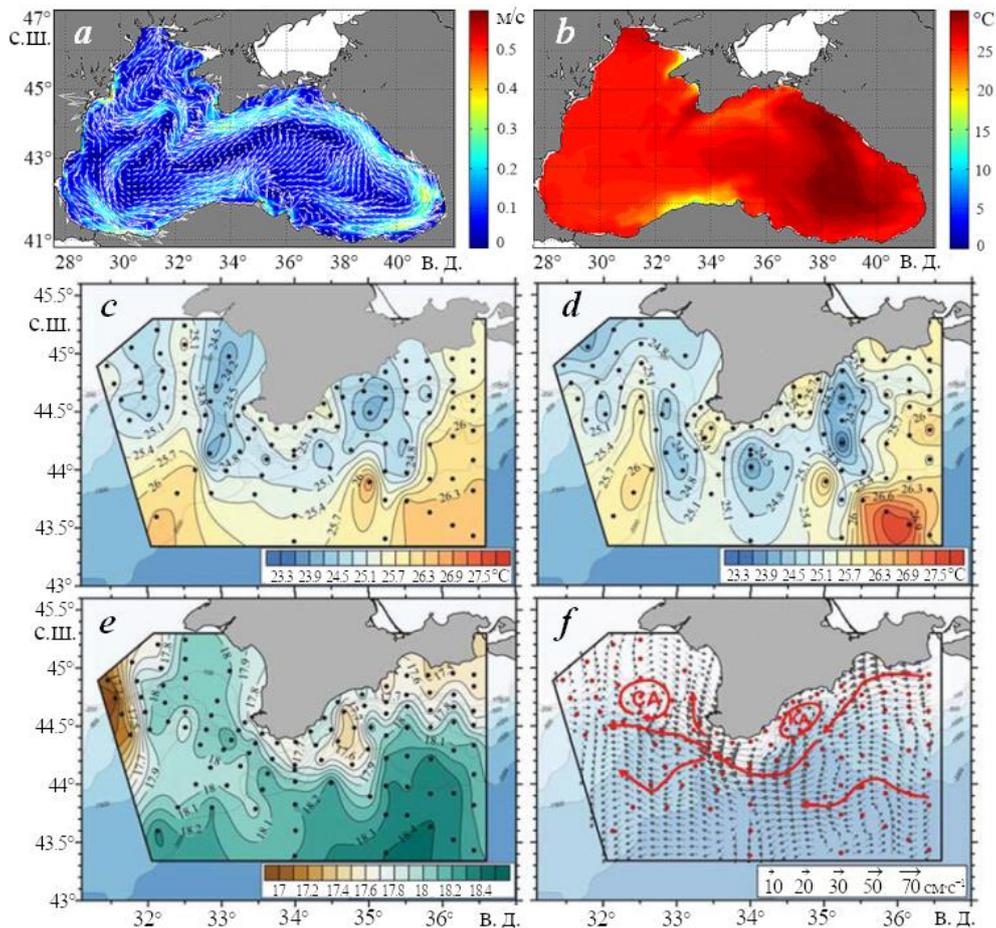
Чувствительными индикаторами кросс-шельфового массопереноса являются как физические, так и биологические параметры. Так, язык теплых вод, направленный от берега в мористую часть, просматривается в пространственном распределении температуры поверхности моря далеко за пределами шельфа (рис. 2, *b*).

Прибрежный апвеллинг проявляется в поле температуры поверхности моря языками холодных вод, направленными от берега в мористую часть. Летние аномалии температуры поверхности на крымском шельфе могут составлять $10\text{--}12 \text{ }^\circ\text{C}$. Данные экспедиционных и спутниковых измерений содержат многочисленные эпизоды прибрежного апвеллинга за летний период. Временные серии кросс-шельфового массопереноса на масштабах сезонной и межгодовой изменчивости были получены на основе трехмерной циркуляционной модели *NEMO v.3.6*, имеющей 61 вертикальный слой с зональным и меридиональным пространственным разрешением 3 км (рис. 3).

Поперечный массоперенос показал относительную стабильность в верхнем слое моря 0–50 м и интегральном 0–200 м (отсутствие межгодового тренда: тест Манна – Кендалла для слоя 0–200 м, $S = 110$, $Z = 1.33$, $p = 0.18$). Тренд отсутствовал и в межгодовой изменчивости плотности кинетической энергии в верхнем 30-метровом слое, которая характеризует интенсивность течений в нем [28].

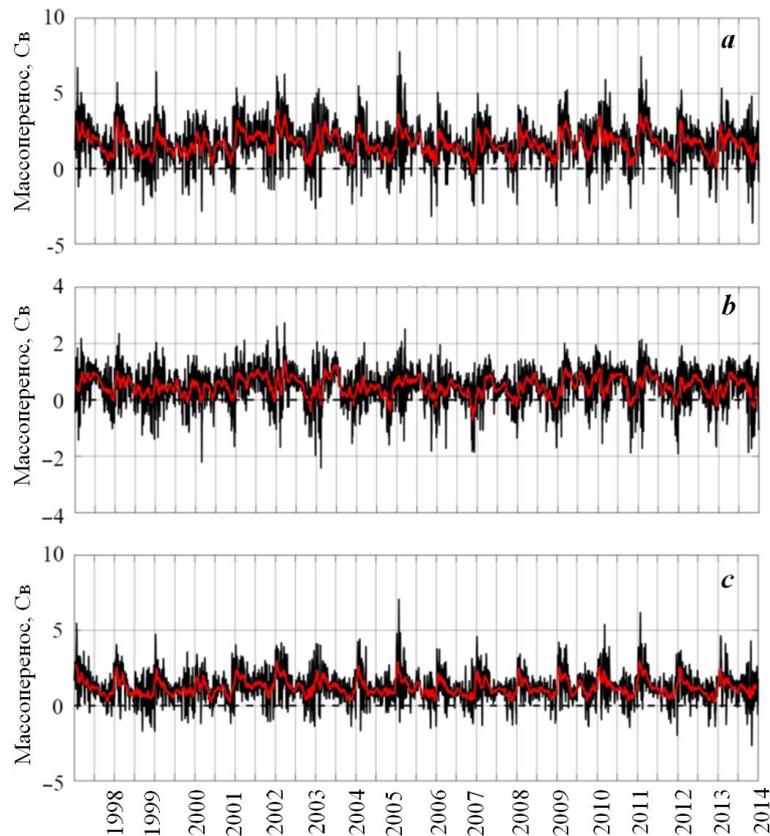
Межгодовые изменения температуры в верхних слоях экологически значимы, так как ключевые структурные и функциональные характеристики прибрежного пелагического сообщества обнаруживают корреляции с температурой [19, 29, 30]. Многолетний тренд температуры поверхности Черного моря (с 1993 по 2021 г.) в целом положителен ($0.07 \text{ }^\circ\text{C} \cdot \text{год}^{-1}$), хотя скорость

* Модель показывает детали макромасштабной турбулентности всего бассейна с часовым разрешением. URL: <https://www.youtube.com/watch?v=IaWycRF5Zho> (дата обращения: 30.05.2024).



Р и с . 2. Крупномасштабная (*a, b*) и мезомасштабная (*c – f*) пространственная структура гидрофизических полей: направление и скорость геострофических течений в поверхностном слое в августе 2018 г. (*a*) и температура поверхности моря (*b*) (URL: <https://dekosim.ims.metu.edu.tr/BlackSeaModels/BlackSeaModels.shtml>); примеры мезомасштабной неоднородности района исследований: температура поверхности моря (*c*), температура на глубине 1 м (*d*), соленость на глубине 1 м (*e*) и векторы инструментально измеренных течений на глубине 10 м (*f*). Красными стрелками показаны ветви ОЧТ. Положение Севастопольского антициклона (СА) и Крымского антициклона (КА) отмечено овалами [26]

Fig . 2. Large scale (*a, b*) and mesoscale (*c–f*) spatial structure of hydrophysical fields: the direction and geostrophic current velocity in the upper layer, in August 2018 (*a*) and the sea surface temperature (*b*) (available at: <https://dekosim.ims.metu.edu.tr/BlackSeaModels/BlackSeaModels.shtml>); examples of mesoscale heterogeneities of sea surface temperature (*c*), temperature at 1 m depth (*d*), salinity at 1 m depth (*e*). Vectors of currents from instrumental measurements (*f*). Red arrows indicate the Rim Current. The Sevastopol anticyclonic eddy (CA) and Crimean anticyclonic eddy (KA) are highlighted with red ovals [26]

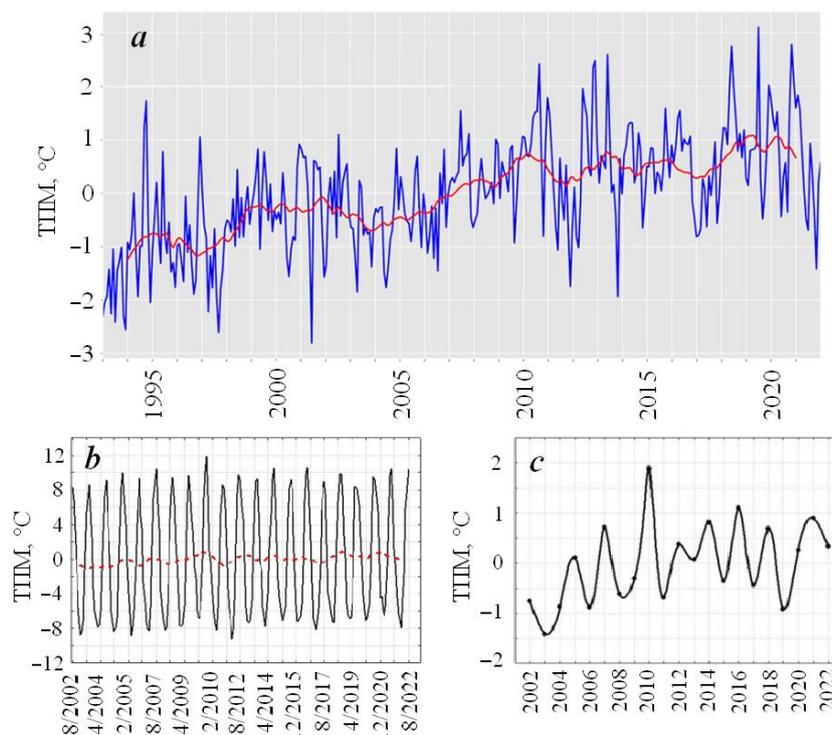


Р и с . 3 . Поперечный массоперенос вод (Св) в слоях: 0–200 м (а), 0–50 м (b), 50–200 м (с). Положительные значения соответствуют массопереносу в направлении от шельфа в мористую часть. Красная кривая характеризует тренд, полученный скользящей средней, с окном в 30 дней [12]

F i g . 3 . Cross-shelf water mass transport (Sv) in the layers: 0–200 m (a), 0–50 m (b) and 50–200 m (c). Positive values stand for the transport directed off the shelf seawards. The red curve stands for the trend based on a running mean, with a 30-day smoothing window [12]

роста становится менее выраженной с 2011 по 2022 г. (рис. 4, а). На крымском шельфе межгодовой тренд аномалий температуры поверхности в 2011–2022 гг. отсутствовал (рис. 4, b, c; тест Манна – Кендалла, $S = 1652$, $Z = 1.32$, $p = 0.19$). Это наглядно представлено межгодовой изменчивостью аномалий летнего сезона (рис. 4, c).

Загрязнение. Речные, ливневые и муниципальные стоки вносят существенный вклад в загрязнение прибрежных вод Крыма. Так, на севавтопольском взморье средние концентрации нефтяных углеводородов в 2016–2021 гг. приблизительно в два раза превосходили предельно допустимые [31]. О росте концентрации аммонийного азота и нефтепродуктов в сточных водах города в первых десятилетиях XXI в. сообщалось в работе [32].



Р и с . 4. Временная изменчивость температуры поверхности моря (ТПМ): отклонения ТПМ от средней в масштабах всего Черноморского бассейна (URL: https://data.marine.copernicus.eu/product/BLKSEA_OMI_TEMPSAL_sst_area_averaged_anomalies/description) (a); отклонения среднемесячной ТПМ от средней многолетней на крымском шельфе. Красная штриховая кривая характеризует аномалии сглаженные скользящей средней (с окном в 12 месяцев) ТПМ (b); отклонения летних ТПМ от средней многолетней (2002–2022 гг.) на крымском шельфе (c). Кривая сглажена кубическим сплайном

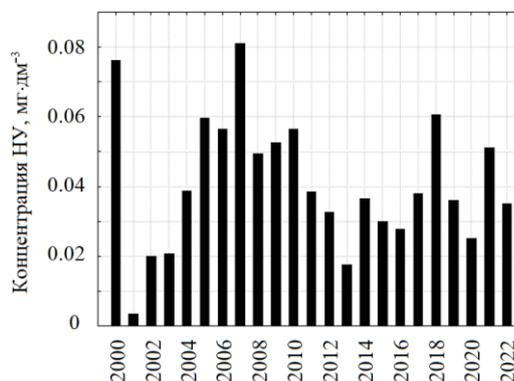
Fig. 4. Temporal variability of the sea surface temperature: sea surface temperature deviations from the mean, on a basin scale (https://data.marine.copernicus.eu/product/BLKSEA_OMI_TEMPSAL_sst_area_averaged_anomalies/description) (a); the Crimean shelf sea surface temperature anomalies in monthly time series. The red dashed curve stands for the running mean (with a 12-month window) TSM (b); the Crimean shelf sea surface temperature anomalies of the summer season (in 2002–2022), smoothed by a cubic spline (c)

Как известно, планктонные организмы чувствительны к высоким концентрациям нефтяных углеводородов, что отрицательно отражается на скоростях роста фитопланктонных водорослей [33, 34], интенсивности их биолюминесценции [19, 35] и репродукции зоопланктона [36].

В многолетних данных ГОИН по среднегодовой концентрации нефтяных углеводородов в прибрежных водах Крыма в целом (в 2000–2022 гг.) статистически значимый тренд отсутствует (тест Манна – Кендала, $S = -24$, $Z = 0.61$, $p = 0.54$) (рис. 5).

Рис. 5. Межгодовая изменчивость среднегодовой концентрации нефтяных углеводородов (НУ, мг·дм⁻³) на крымском шельфе по данным ГОИН

Fig. 5. Interannual variability of the annual concentration of petroleum hydrocarbons (mg·dm⁻³) on the Crimean shelf according to SOI data

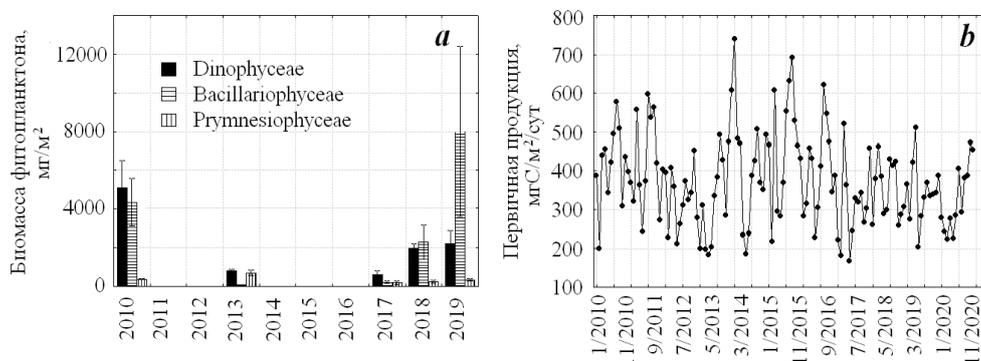


Вероятной причиной отсутствия межгодового тренда концентрации нефтяных углеводородов в пределах крымского шельфа может быть сочетание узкого шельфа со стабильным межгодовым кросс-шельфовым массообменом (рис. 3), который может нивелировать межгодовой рост концентрации углеводородов вследствие обмена с открытыми водами, но поддерживать ее высокий средний уровень за счет поступающих стоков большого объема.

Другим объяснением представленной динамики может быть недостаток данных, поскольку покрытие шельфа измерениями было пространственно неравномерным и слабым в связи с фрагментарным характером мониторинга, особенно в первом десятилетии XXI в. по причине недостатка финансирования [32]. Следует также отметить, что ИК-радиометрическое измерение концентрации, используемое ГОИН, менее чувствительно к концентрации природных нефтяных углеводородов по сравнению с флюориметрическим методом измерения. Как следствие, уровень концентрации нефтяных углеводородов прибрежных вод признают находящимся ниже предельно допустимой концентрации, установленной для водных объектов рыбохозяйственного значения, в то время как по данным люминесцентного анализа оказывается, что этот уровень превышен в 1.4 раза [37].

Поступление ~ 80 % стоков в прибрежные воды без очистки и рост объема сточных вод [4] будут ухудшать санитарное состояние шельфа. Вероятно, в летний сезон следует ожидать увеличения случаев желудочно-кишечных (бактериально-вирусных) инфекций, источником которых является море. Однако проверка гипотезы нуждается в соответствующей подготовке временных серий параметров для их статистического анализа.

Фитопланктон и первичная продукция. Эвтрофикация шельфовых вод в результате стоков влияет на структуру и продуктивность фитопланктонного сообщества. Это показано исследованиями широкого и мелководного северо-западного шельфа Черного моря на масштабах многолетней изменчивости [10]. Продуктивность шельфовых вод Крыма значительно меньше, а таксономический состав фитопланктона очень разнообразен: одни только Dinophyceae представлены 156 таксонами видового и внутривидового ранга. По количеству видов доминируют роды *Protoperdinium*, *Gymnodinium* и *Dynophysis* [38]. В 2010–2019 гг. Dinophyceae вносили наибольший вклад (~ 46 %) в формирование биомассы фитопланктона. Доля других групп (Bacillariophyceae и Prymnesiophyceae) была соответственно ~ 39 и 15 %. Их вклад в разные



Р и с. 6. Межгодовая изменчивость биомассы фитопланктона (а) и чистой первичной продукции (b). Вертикальными отрезками на графике с биомассой фитопланктона указаны ошибки средних

Fig. 6. Interannual variability of phytoplankton biomass (a) and net primary production (b). The vertical whickers stand for the error mean

годы различался на порядок. В межгодовой изменчивости биомасс Dinophyceae, Bacillariophyceae и Prymnesiophyceae интегрального слоя статистически значимых трендов межгодовой изменчивости не выявлено (рис. 6).

Расчет значений интегральной чистой первичной продукции в масштабе крымского шельфа показал отсутствие межгодового тренда (тест Манна – Кендалла, $S = 924$; $Z = 1.82$; $p = 0.07$). Он отсутствовал и во временной серии, построенной только по летним значениям ($S = -19$; $Z = 1.40$; $p = 0.16$). Отсутствие тренда отмечали на шельфе Анатолийского побережья и в восточной части Черного моря за более ранний период 1998–2015 гг. [39]. Во временной серии чистой первичной продукции, построенной по среднемесячным значениям, можно заметить уменьшение размаха колебаний, подчеркивающее межгодовую стабилизацию процесса (рис. 6).

Биолюминесценция планктона. Биолюминесцентный потенциал имеет двойственную природу. С одной стороны, он регулируется численностью и биомассой биолюминесцирующих организмов (прежде всего фитопланктона, доминирующего в интегральной механически стимулированной биолюминесценции в Черном море), а с другой – служит индикатором функционального (физиологического) состояния этих организмов, так как характеристики их биолюминесценции зависят от температуры, солености, нефтяного загрязнения и других факторов [19].

Во временной серии значений БП интегрального слоя монотонный тренд отсутствовал (рис. 7). При этом можно предполагать, что межгодовая («бес-трендовая») изменчивость БП регулируется динамикой биомассы Dinophyceae. Так, за четырехлетний период исследований на прибрежной станции у г. Севастополя (в 2010–2013 гг.) значение выборочного коэффициента корреляции между БП и биомассой светящихся Dinophyceae в ежемесячных временных сериях составило 0.91 при $p = 0.01$ [40].

Следующая по значимости вклада в общую биомассу фитопланктона группа (Bacillariophyceae) не является биолюминесцентной, но ее многолетняя

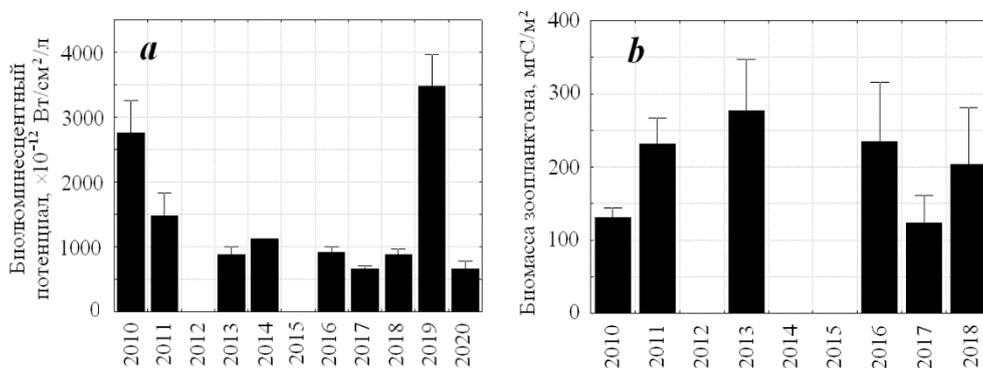


Рис. 7. Межгодовая изменчивость биолюминесцентного потенциала интегрального слоя (а) и биомассы кормового зоопланктона (б) на крымском шельфе. Вертикальными отрезками обозначены ошибки средней

Fig. 7. Interannual variability of the bioluminescent potential, $10^{-12} \text{ W} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{L}^{-1}$ (а) and the forage zooplankton biomass, $\text{mg C} \cdot \text{m}^{-2}$, (б) on the Crimean shelf. The vertical whickers stand for the error mean

динамика приведена в этом разделе (рис. 5) для констатации отсутствия многолетнего тренда биомассы на уровне отдельных таксономических групп фитопланктона (при $p = 0.24$).

Зоопланктон. Межгодовые колебания таксономического состава и биомассы фитопланктона отражаются на характеристиках пространственно-временной изменчивости биомассы зоопланктона, потребляющего фитопланктон. Основу биомассы кормового зоопланктона в летний период во все годы составляли Copepoda (41–48 %) и щетинкочелюстные, представленные одним видом – *Parasagitta setosa* (J. Muller, 1847), с долей, изменяющейся в пределах 12–49 %. В многолетней динамике биомассы зоопланктона тренд отсутствовал (рис. 7). Не обнаружен он и в динамике биомассы желтелого зоопланктона по данным восьми лет наблюдений (2010–2018 гг.). Следует отметить большой размах колебаний биомассы кормового зоопланктона при среднем количестве станций в летний сезон, равном 16 для каждой из экспедиций. По-видимому, этот размах модулируется мезомасштабной и субмезомасштабной пространственной неоднородностью биотопа, элементы которой просматриваются на рис. 2.

В составе зоопланктона Черного моря есть виды-индикаторы прибрежных вод. К ним относят ветвистоусых ракообразных (Cladocera), массово развивающихся в летние месяцы. Их присутствие в водах за пределами шельфа можно рассматривать как следствие кросс-шельфового массопереноса вод. Так, анализ проб показал наличие видов *Penilia avirostris*, *Pleopsis polyphemoides*, *Pseudevadne tergestina* над глубинами 1800–2120 м. При этом численность Cladocera в прибрежье (151–303 экз./м³) была на один – два порядка выше, чем в глубоководных районах. Значительна и межгодовая изменчивость. Например, в 2014–2020 гг. колебания суммарной численности в глубоководье и на шельфе достигали одного – двух порядков без выраженных межгодовых трендов.

Что касается некормового, т. е. желетелого зоопланктона (медуз, гребневиков и ноктилюки), то его сырая биомасса (в 2010, 2011, 2013, 2016, 2018 гг.) превышала сырую биомассу кормового зоопланктона в десятки, а иногда в сотни раз. Пересчитанное в единицы органического углерода отношение биомассы желетелого к кормовому зоопланктону было заметно меньше. Однако двух-трехкратное доминирование желетелых в этом отношении сохранялось, косвенно указывая на преобладание детритного (а не пастбищного) пути переноса органического углерода в пелагической экосистеме шельфа.

Среди набора структурно-функциональных соотношений, характеризующих планктонное сообщество в целом, следует отметить отношение чистой первичной продукции к биомассе кормового зоопланктона, которое интерпретируют как скорость оборота первичной продукции через зоопланктон [41, 42]. Расчет этого отношения не выявил межгодового тренда в 2010–2018 гг. при его среднем значении 2.3 и коэффициенте вариации 36 %. В целом же двукратное покрытие наличной биомассы кормового зоопланктона чистой первичной продукцией указывает на благоприятные условия питания организмов зоопланктона на шельфе.

Мелкие пелагические рыбы. Многолетняя динамика температуры поверхности моря и биомассы кормового зоопланктона важна для формирования промыслового запаса его массовых потребителей (хамсы и шпрота) и межгодовых колебаний этого запаса [43]. В 2016–2018 гг. их уловы составляли 96 % от суммарных в российских водах [9]. В современной нормативной базе оценки запасов и уловов разделяют по районам промысла. Например, в августе 2023 г. средние уловы шпрота на одно судно, по данным АзНИИРХ, варьировали между ~ 36 т в западной части шельфа (Каламитский залив) и ~ 42 т в восточной (Феодосийский залив) при максимально допустимой эксплуатации ресурса, оцениваемой в 18–20 тыс. т в 2023–2024 гг. [15].

На масштабах межгодовой изменчивости (в 2010–2019 гг.) динамика промыслового запаса азовской хамсы (восточнее мыса Сарыч) имела статистически значимый отрицательный тренд (тест Манна – Кендала, $S = -25$, $p = 0.01$), который регулируется как физическими, так и антропогенными факторами (при доминировании последних). При этом считается, что в условиях продолжающегося снижения запаса вероятность формирования зимовальных скоплений вдоль крымского побережья крайне низка. Нерегулируемый вылов сезонно мигрирующих хамсы и шпрота рыболовными судами Турции (уловы которой составляют около 62 % от суммарных в Черноморском бассейне) является одним из факторов многолетнего уменьшения рыбных запасов, включая и крымские [44]. Вероятно, он снижает положительное влияние расширения нерестового сезона у мелких пелагических рыб, которое отмечено в связи с многолетним увеличением температуры в верхних слоях [45, 46].

Заключение

После катаклизмов 1990-х гг., связанных с эвтрофикацией и трофическим прессом планктонных вселенцев – *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865 и *Beroe ovata* Mayer, 1912, межгодовая структура пелагического планктонного сообщества крымского шельфа стала относительно стабильной. Поскольку в сложных системах (в частности, экосистемах) структура системы регулирует ее функцию,

относительная стабильность структурных характеристик (прежде всего биомассы) обусловила отсутствие многолетних трендов в функциональных свойствах сообщества: в чистой первичной продукции, интенсивности биологической продуктивности фитопланктона и отношении первичной продукции к биомассе кормового зоопланктона (т. е. скорости оборота первичной продукции через зоопланктон).

Таким образом, для пелагической экосистемы шельфа Крыма во втором десятилетии XXI в. характерны не столько монотонные тренды межгодовой изменчивости, сколько межгодовые колебания ее структурных и функциональных свойств на фоне относительно стабильной крупномасштабной гидрофизической динамики, оцененной по плотности кинетической энергии и кросс-шельфовому массопереносу вод в верхних слоях.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Кожурин Е. А., Шляхов В. А., Губанов Е. П. Динамика уловов промысловых рыб Крыма в Черном море // Труды ВНИРО. 2018. Т. 171. С. 157–169.
2. Голованов В. И., Анфимова А. Ю., Мельниченко Н. Ф. Совершенствование механизмов управления экологической ситуацией в Республике Крым в преддверии туристического сезона 2021 года // Муниципальная академия. 2021. № 2. С. 162–169. EDN DJRENH. https://doi.org/10.52176/2304831X_2021_02_162
3. Система экологического мониторинга Азово-Черноморского бассейна / Е. Е. Совга [и др.] // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2022. № 2. С. 19–37.
4. Вержевская Л. В., Миньковская Р. Я. Структура и динамика антропогенной нагрузки на прибрежную зону Севастопольского региона // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2020. № 2. С. 92–106. <https://doi.org/10.22449/2413-5577-2020-2-92-106>
5. Иванов В. А., Белокопытов В. Н. Океанография Черного моря. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2011. 209 с.
6. Геофизические и геоморфологические исследования шельфа Крыма / В. И. Мысливец [и др.] // Труды Международной геолого-геофизической конференции и выставки «ГеоЕвразия-2021. Геологоразведка в современных реалиях». 2–4 марта 2021 г. Тверь : ООО «ПолиПРЕСС», 2021. Т. II. С. 244–247. EDN EHNTNQ.
7. Геоморфология и история развития западного шельфа Крыма / Н. А. Римский-Корсаков [и др.] // Океанологические исследования. 2019. Т. 47, № 4. С. 161–176. EDN VCNXUJ. [https://doi.org/10.29006/1564-2291.JOR-2019.47\(4\).11](https://doi.org/10.29006/1564-2291.JOR-2019.47(4).11)
8. Демьшев С. Г., Дымова О. А., Миклашевская Н. А. Пространственно-временная изменчивость гидрофизических и энергетических характеристик циркуляции Черного моря при доминировании движений разных масштабов. // Океанологические исследования. 2022. Т. 50, № 3. С. 27–50. EDN VIUSLY. [https://doi.org/10.29006/1564-2291.JOR-2022.50\(3\).2](https://doi.org/10.29006/1564-2291.JOR-2022.50(3).2)
9. Балыкин П. А., Куцын Д. Н., Старцев А. В. Рыболовство в условиях климатических изменений: динамика состава и структуры уловов в Российской части Черного моря в XXI веке // Морской биологический журнал. 2021. Т. 6, № 3. С. 3–14. EDN NCJJFR. <https://doi.org/10.21072/mbj.2021.06.3.01>
10. Юнев О. А., Коновалов С. К., Великова В. Антропогенная эвтрофикация в пелагической зоне Черного моря: долговременные тренды, механизмы, последствия. Москва : ГЕОС, 2019. 164 с. <https://doi.org/10.34756/GEOS.2019.16.37827>

11. *Zaitsev Yu., Mamaev V.* Marine biological diversity in the Black Sea. A study of change and decline. New York : United Nations Publications, 1997. 208 p. URL: <https://digitallibrary.un.org/record/245415?ln=ru> (date of access: 14.04.2024).
12. Eddy induced cross-shelf exchanges in the Black Sea / A. Akpinar [et al.] // *Remote Sensing*. 2022. Vol. 14, iss. 19. 14881. <https://doi.org/10.3390/rs14194881>
13. *Suslin V. V., Churilova T. Ya.* A regional algorithm for separating light absorption by chlorophyll-a and colored detrital matter in the Black Sea, using 480–560 nm bands from ocean color scanners // *International Journal of Remote Sensing*. 2016. Vol. 37, iss. 18. P. 4380–4400. <https://doi.org/10.1080/01431161.2016.1211350>
14. *Ковалёва И. В., Суслин В. В.* Интегральная первичная продукция в глубоководных районах Черного моря в 1998–2015 годах // *Морской гидрофизический журнал*. 2022. Т. 38, № 4. С. 432–445. EDN MYVMZX. <https://doi.org/10.22449/0233-7584-2022-4-432-445>
15. *Пятницкий М. М., Шляхов В. А., Афанасьев Д. Ф.* Обновленные результаты моделирования состояния запаса и промысла крымско-кавказской единицы запаса черноморского шпрота в период 2001–2021 гг. // *Труды XI Международной научно-практической конференции «Морские исследования и образование (MARESEDU)-2022»*. Москва, 24–28 октября 2022 г. Т. III (IV). Тверь : ПолиПРЕСС, 2022. С. 393–397. EDN НКVTPW.
16. *Стафикопуло А. М., Негода С. А.* Динамика изменения показателей судового промысла хамсы в Азово-Черноморском бассейне в современный период // *Водные биоресурсы и среда обитания*. 2021. Т. 4, № 1. С. 50–70. https://doi.org/10.47921/2619-1024_2021_4_1_50
17. Eddy induced cross-shelf exchanges in the Black Sea / A. Akpinar [et al.] // *Remote Sensing*. 2022. Vol. 14. 14881. <https://doi.org/10.3390/rs14194881>
18. *Akpinar A., Bingölbali B.* Long-term variations of wind and wave conditions in the coastal regions of the Black Sea // *Natural Hazards*. 2016. Vol. 84. P. 69–92. <https://doi.org/10.1007/s11069-016-2407-9>
19. *Токарев В. Н., Евстигнеев П. В., Машикова О. В.* Планктонные биолюминесценты Мирового океана: видовое разнообразие, характеристики светоизлучения в норме и при антропогенном воздействии. Симферополь : Н. Орианда, 2016. 340 с.
20. *Петина Т. С.* О среднем весе основных форм зоопланктона Черного моря // *Труды Севастопольской биологической станции*. Москва : Изд-во Академии наук СССР, 1957. Т. 9. С. 39–57.
21. Re-evaluation of the power of the Mann-Kendall Test for detecting monotonic trends in hydrometeorological time series / F. Wang [et al.] // *Frontiers in Earth Science*. 2020. Vol. 8. <https://doi.org/10.3389/feart.2020.00014>
22. *Полонский А. Б., Музылева М. А.* Современная пространственно-временная изменчивость апвеллинга в северо-западной части Черного моря и у побережья Крыма // *Известия РАН. Серия Географическая*. 2016. № 4. С. 96–108. EDN UBAWLH. <https://doi.org/10.15356/0373-2444-2016-4-96-108>
23. *Кузнецов А. С., Зима В. В., Щербаченко С. В.* Изменчивость характеристик прибрежного течения у Южного берега Крыма в 2017–2019 гг. // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря*. 2020. № 3. С. 5–16. <https://doi.org/10.22449/2413-5577-2020-3-5-16>
24. Перспективы радиолокационного мониторинга скорости ветра, спектров ветровых волн и скорости течения с океанографической платформы / Ю. Ю. Юровский [и др.] // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря*. 2023. № 3. С. 40–54. EDN OFYNOG.

25. Термохалинная структура вод у берегов Крыма и прилегающей открытой акватории Черного моря летом 2016 г. / Ю. В. Артамонов [и др.] // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2017. Вып. 3. С. 20–31. EDN ZMZFVL.
26. Структура вод в зоне основного черноморского течения весной и летом 2017 г. (94-й, 95-й рейсы НИС «Профессор Водяницкий» / Ю. В. Артамонов [и др.] // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2019. № 1. С. 16–28. EDN ABVXOP. <https://doi.org/10.22449/2413-5577-2019-1-16-28>
27. Accumulation and cross-shelf transport of coastal waters by submesoscale cyclones in the Black Sea / A. Kubryakov [et al.] // Remote Sensing. 2023. Vol. 15, iss. 18. 4386. <https://doi.org/10.3390/rs15184386>
28. Дорофеев В. Л., Сухих Л. И. Анализ долговременной изменчивости гидродинамических полей в верхнем 200-метровом слое Черного моря на основе результатов реанализа // Морской гидрофизический журнал. 2023. Т. 39, № 5. С. 617–630. EDN PILFWG.
29. О роли температурного фактора в поведении и эффективности промысла черноморского шпрота / Б. Н. Панов [и др.] // Водные биоресурсы и среда обитания. 2020. Т. 3, № 1. С. 106–113. EDN RTBOMT. https://doi.org/10.47921/2619-1024_2020_3_1_106
30. Серегин С. А., Попова Е. В. Разномасштабные изменения обилия и видового разнообразия метазойного микрозоопланктона в прибрежье Черного моря // Водные ресурсы. 2019. Т. 46, № 5. С. 555–564. EDN DCEORI. <https://doi.org/10.31857/S0321-0596465555-564>
31. Источники загрязнения прибрежных вод Севастопольского района / В. М. Грузинов [и др.] // Океанология. 2019. Т. 59, № 4. С. 579–590. EDN VEOVBB. <https://doi.org/10.31857/S0030-1574594579-590>
32. Гидрологические и гидрохимические условия шельфовых зон Крыма и Кавказа в 2016–2017 гг. / Н. Н. Дьяков [и др.] // Труды ГОИН. 2018. № 219. С. 66–87. EDN UTDXNU.
33. Стельмах Л. В., Мансурова И. М. Функциональное состояние культур морских микроводорослей как показатель уровня загрязнения вод Севастопольской бухты // Системы контроля окружающей среды. 2021. № 4. С. 83–90. EDN ZCBOTB. <https://doi.org/10.33075/2220-5861-2021-4-83-90>
34. Руднева И. И. Оценка токсичности мазута для икры двух видов морских рыб // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2022. № 2. С. 118–127. EDN EKWOFT. <https://doi.org/10.22449/2413-5577-2022-2-118-127>
35. The use of bioluminescent dinoflagellates as an environmental risk assessment tool / D. Lapota [et al.] // Marine Pollution Bulletin. 2007. Vol. 54, iss. 12. P. 1857–1867. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.08>.
36. Seuront L. Hydrocarbon contamination decreases mating success in a marine planktonic copepod // PLOS One. 2011. Vol. 6, iss. 10. e26283. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0026283>
37. О некоторых методических аспектах оценки нефтяного загрязнения водных объектов с учетом деградации нефтепродуктов во времени / З. А. Темердашев [и др.] // Аналитика и контроль. 2016. Т. 20, № 3. С. 225–235. EDN WKNOPF. <https://doi.org/10.15826/analitika.2016.20.3.006>
38. Динофлагелляты прибрежья г. Севастополя (Черное море, Крым) / Ю. В. Брянцева [и др.] // Альгология. 2016. Т. 26, № 1. С. 74–89. EDN MVMJFJ. <https://doi.org/10.15407/alg26.01.074>

39. Ковалёва И. В., Финенко З. З., Суслин В. В. Тренды многолетних изменений концентрации хлорофилла, первичной продукции фитопланктона и температуры воды на шельфе в южном и восточном районах Чёрного моря // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2021. Т. 18, № 4. С. 228–235. EDN RVEEZP. <https://doi.org/10.21046/2070-7401-2021-18-4-228-235>
40. Брянцева Ю. В., Серикова И. М., Суслин В. В. Межгодовая изменчивость разнообразия динофлагеллят и поля биолюминесценции у берегов Севастополя // Экосистемы, их оптимизация и охрана. Симферополь : ТНУ, 2014. Вып. 11. С. 158–164. EDN VKCZLP.
41. Виноградов М. Е., Шушкина Э. Л. Функционирование планктонных сообществ эпипелагиали океана. Москва : Наука, 1987. 240 с.
42. Piontkovski S. A., Williams R., Melnik T. A. Spatial heterogeneity, biomass and size structure of plankton of the Indian Ocean: some general trends // Marine Ecology Progress Series. 1995. Vol. 117. P. 219–227. <https://doi.org/10.3354/meps117219>
43. Глущенко Т. И. Питание и оценка рациона черноморского шпрота в 2009–2010 годах // Труды Южного научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии. 2011. Т. 49. С. 34–39. EDN VPNCQH.
44. Латун В. С. Влияние природных и антропогенных факторов на динамику промысловых запасов черноморского анчоуса (хамсы). // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2017. № 1. С. 79–86. EDN YKSPZR.
45. Пространственное распределение ихтиопланктона у Крымского полуострова в летний нерестовый сезон 2013 г. / Т. Н. Климова [и др.] // Морской биологический журнал. 2019. Т. 4, № 1. С. 63–80. EDN ZCKSKD. <https://doi.org/10.21072/mbj.2019.04.1.06>
46. Подрезова П. С., Климова Т. Н., Вдович И. В. Сдвиги в фенологии нереста массовых короткоциклических видов Черного моря (*Sprattus sprattus* и *Engraulis engraulis*) на фоне климатических изменений // Труды X Международной научно-практической конференции. 2021. Т. II. С. 293–296. EDN QEZBAZ.

Поступила 30.11.2023 г.; одобрена после рецензирования 19.02.2024 г.; принята к публикации 27.03.2024 г.; опубликована 25.06.2024 г.

Об авторах:

Пионтковский Сергей Александрович, ведущий научный сотрудник, Севастопольский государственный университет (299053, Россия, г. Севастополь, ул. Университетская, д. 33), доктор биологических наук, **ORCID ID: 0000-002-6472-9701**, **Scopus Author ID: 6602165194**, **ResearcherID: ABB-9334-2020**, **SPIN-код: 5239-4730**, spiontkovski@mail.ru

Загородняя Юлия Анатольевна, ведущий научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН» (29011, Россия, г. Севастополь, пр. Нахимова, д. 2), кандидат биологических наук, **ORCID ID: 0000-0002-9502-4923**, **Scopus Author ID: 6506214138**, **ResearcherID: E-3325-2018**, **SPIN-код: 5426-9090**, artam-ant.yandex.ru

Серикова Ирина Михайловна, старший научный сотрудник ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН» (29011, Россия, г. Севастополь, пр. Нахимова, д. 2), кандидат биологических наук, **ORCID ID: 0000-0001-6604-2594**, **Scopus Author ID: 57148098700**, **ResearcherID: AAO-4117-2020**, **SPIN-код: 1818-4515**, irasimwin@yandex.ru

Минский Иван Александрович, младший научный сотрудник, Севастопольский государственный университет (299053, Россия, г. Севастополь, ул. Университетская, д. 33), ведущий инженер, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН» (29011, Россия, г. Севастополь, пр. Нахимова, д. 2), **ORCID ID: 0009-0009-6539-303X**, **Scopus Author ID: 58168623600**, **SPIN-код: 8847-8660**, ivansimfer@yandex.ru

Ковалева Илона Васильевна, научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН» (29011, Россия, г. Севастополь, пр. Нахимова, д. 2), кандидат биологических наук, **ORCID ID: 0000-0001-5430-2002**, **Scopus Author ID: 56405274600**, **ResearcherID: AAB-4397-2019**, **SPIN-код: 2356-4570**, ila.82@mail.ru

Георгиева Елена Юрьевна, ведущий инженер, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН» (29011, Россия, г. Севастополь, пр. Нахимова, д. 2), **ORCID ID: 0000-0002-8177-0781**, **Scopus Author ID: 57193546928**, **SPIN-код: 1051-8304**, e-georgieva@mail.ru

Заявленный вклад авторов:

Пионтковский Сергей Александрович – постановка задач исследования, формирование структуры статьи, анализ и интерпретация результатов, подготовка графических материалов и статистический анализ

Загородняя Юлия Анатольевна – постановка задач исследования, анализ и интерпретация результатов, подготовка графических материалов по зоопланктону

Серикова Ирина Михайловна – подготовка графических материалов, анализ и интерпретация результатов по биолюминесценции

Минский Иван Александрович – подготовка графических материалов, анализ и интерпретация результатов по биолюминесценции

Ковалева Илона Васильевна – подготовка графических материалов, анализ и интерпретация результатов по первичной продукции

Георгиева Елена Юрьевна – подготовка графических материалов, анализ и интерпретация результатов по фитопланктону

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Научная статья
УДК 551.466.2
EDN PMPNVZ

Характеристики штормового волнения в бухте Ласпи (Черное море) по результатам численного моделирования

А. Ю. Белоконь *, В. В. Фомин

Морской гидрофизический институт РАН, Севастополь, Россия

* e-mail: aleksa.44.33@gmail.com

Аннотация

Исследуются характеристики штормового волнения в бухте Ласпи (Крымский полуостров) с использованием численной гидродинамической модели *SWASH* с пространственным разрешением 5 м. В качестве граничных условий задаются данные реанализа волнения, полученные на основе спектральной модели *SWAN*. Анализируются поля значимых высот волн h_s и скоростей волновых течений в бухте при штормах различной режимной обеспеченности. Установлено, что при штормах, возможных 1 раз в год, 1 раз в 5, 10 и 25 лет максимальные значения h_s в бухте могут достигать 2.5–3.0, 4.0–4.5, 5.0–5.5 и 6.0–6.5 м соответственно. При этом при штормах, возможных 1 раз в 25 лет, усиление волновых скоростей до 1.5–3.0 м/с происходит вблизи берега на глубинах менее 10 м. Влияние на волны защитного мола, построенного в 1980-х гг., является локальным и проявляется в формировании теневой зоны с его подветренной стороны. Обсуждаются вопросы возможного влияния штормового волнения на сокращение донной растительности в бухте Ласпи. Анализ волновой нагрузки на дно бухты показал, что в период экстремальных штормов в ее акватории наиболее подверженными воздействию волн оказываются склоны в области глубин от 2 до 12 м, где значения плотности кинетической энергии увеличиваются до 500–2000 Дж/м³. При этом в западной оконечности бухты плотность может достигать 3000–4500 Дж/м³. В средней части бухты значения энергетической нагрузки невелики. Поэтому к исчезновению здесь донной растительности могло привести не штормовое воздействие, а увеличение мутности воды, вызванное антропогенными факторами. Полученные результаты имеют большое практическое значение для безопасности мореплавания, проектирования и эксплуатации объектов береговой инфраструктуры.

Ключевые слова: ветровое волнение, Черное море, Южный берег Крыма, бухта Ласпи, численное моделирование, *SWASH*

Благодарности: работа выполнена в рамках темы МГИ № FNNN-2021-0005 «Прибрежные исследования». Расчеты проводились на вычислительном кластере МГИ.

© Белоконь А. Ю., Фомин В. В., 2024



Контент доступен по лицензии Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0)
This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0) License

Для цитирования: Белоконов А. Ю., Фомин В. В. Характеристики штормового волнения в бухте Ласпи (Черное море) по результатам численного моделирования // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2024. № 2. С. 60–75. EDN PMPNVZ.

Characteristics of Storm Waves in Laspi Bay (Black Sea) Based on Results of Numerical Modeling

A. Yu. Belokon, V. V. Fomin

Marine Hydrophysical Institute of RAS, Sevastopol, Russia

* e-mail: aleksa.44.33@gmail.com

Abstract

This paper studies the characteristics of storm waves in Laspi Bay (Crimean Peninsula) using the numerical hydrodynamic model SWASH with a spatial resolution of 5 m. The wave reanalysis data obtained from the spectral model SWAN were set as boundary conditions. The fields of significant wave heights and wave current velocities in the bay were analyzed for storms of various regime conditions. It was established that the maximum values in the bay could reach 2.5–3.0 m, 4.0–4.5 m, 5.0–5.5 m and 6.0–6.5 m during storms that are possible once a year, once every 5, 10 and 25 years, respectively. An increase in wave velocities to 1.5–3.0 m/s occurred near the coast at depths of less than 10 m during storms that are possible once every 25 years. The influence of the protective breakwater, built in the 1980s, on the waves was local and manifested itself in the formation of a shadow zone on its downwind side. The possible influence of storm waves on the reduction of bottom vegetation in Laspi Bay was discussed. An analysis of the wave load on the bottom of the bay showed that during periods of extreme storms in its waters, the slopes most susceptible to the effects of waves were in the depth range from 2 to 12 m where the kinetic energy density increased to 500–2000 J/m³. At the same time, the density could reach 3000–4500 J/m³ in the western end of the bay. The energy load values were low in the middle part of the bay. Therefore, the disappearance of bottom vegetation here could be not due to storm impact, but an increase in water turbidity caused by anthropogenic factors. The obtained results are of great practical importance for the safety of navigation, engineering and exploitation of coastal infrastructure.

Keywords: storm waves, Black Sea, Southern Coast of Crimea, Laspi Bay, numerical modeling, SWASH

Acknowledgments: The work was carried out under MHI topic no. FNNN-2021-0005 “Coastal Research”. Calculations were carried out on the MHI computing cluster.

For citation: Belokon, Yu.A. and Fomin, V.V., 2024. Characteristics of Storm Waves in Laspi Bay (Black Sea) Based on Results of Numerical Modeling. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (2), pp. 60–75.

Введение

В последнее десятилетие во многих районах Южного берега Крыма (ЮБК) активно ведутся работы по проектированию, реконструкции имеющихся и строительству новых берегозащитных сооружений для развития рекреационной деятельности. Для проведения этих работ необходима режимно-климатическая информация о ветровом волнении и волновых течениях с высоким пространственным разрешением. Одним из таких районов ЮБК является бухта Ласпи.

Бухта Ласпи является одним из самых теплых участков ЮБК [1]. Это открытая бухта, которая расположена между мысами Айя и Сарыч, протяженность ее береговой линии составляет около 4 км. Район бухты Ласпи эстетически значим и привлекателен для развития рекреационной деятельности [2].

Берега бухты относятся к абразионному и абразионно-оползневому типам, для которых развиты гравитационные процессы. Побережье сложено довольно широким, около 20 м, галечным пляжем, к западу и югу маленькие пляжи чередуются с нагромождениями глыб. У берегов бухты расположены невысокие клифы [1]. Подводный склон приглубый, на большей его части выражен глыбовый бенч, который круто опускается на значительную глубину. Центральная часть бухты представляет собой наклонную равнину с песчаными и алевроитовыми отложениями [3]. В прибрежной зоне от мыса Айя до мыса Сарыч большую часть года формируются устойчивые вдольбереговые антициклонические течения со скоростями до 0.6 м/с. Гидрологический режим бухты Ласпи определяется влиянием этих течений, поступлением глубинных вод в поверхностные слои в процессе сгонно-нагонных явлений, водообменом с открытым морем [4].

В 1983 г., как показали натурные исследования [5], бухта Ласпи находилась в естественном или близком к нему состоянии, при котором поддерживалось экологическое равновесие береговой зоны. Бухта характеризовалась изобилием уникальных местообитаний донной растительности – цистозиры, филлофоры, взморника.

В конце 1980-х гг. в восточной части бухты Ласпи было построено гидротехническое сооружение, которое частично перекрыло вдольбереговые потоки наносов в ее вершине [6]. В 2009 г. в юго-восточной части бухты был построен гостиничный комплекс «Бухта Мечты». Строительство сопровождалось масштабными берегоукрепительными работами, которые привели к изменению конфигурации берега и подводного берегового склона. Однако после первых же сильных штормов набережная и волноотбойная стенка комплекса были частично разрушены [7]. Антропогенное воздействие привело к дополнительному поступлению терригенного материала и его оседанию в прибрежной области [2]. Как известно [8], строительство гидротехнических сооружений может приводить к нарушению гидродинамического режима и изменению участков абразии и аккумуляции. Например, исследования в заливе Петра Великого (Японское море) показали [8], что строительство гидротехнических сооружений привело к значительному сокращению донной растительности в береговой зоне.

Появление берегозащитного мола в бухте Ласпи и разрушение ее берегового склона в результате активной застройки побережья могло стать причиной нарушения гидродинамического режима бухты, что, в свою очередь, повлекло за собой размыв галечного бенча и дополнительное поступление терригенного материала, который образовался из-за строительства [2]. Во время исследований в вершине бухты в 1998 г. были выявлены илисто-песчаные донные отложения, начиная с глубины 3 м [6]. Бухта, которая в 1980-е гг. являлась эталоном природной экосистемы Черного моря, утратила этот статус. В ее центральной части сформировался донный природный комплекс, лишенный растительности [9]. За более чем 30-летний период в бухте произошли существенная структурная перестройка видового состава растительности и изменения в конфигурации

береговых границ [10]. В целом за это время в бухте запасы макрофитобентоса сократились в 1.5 раза, филлофоры – в 35 раз, zostеры – в 4 раза [9].

На формирование донных природных ландшафтов бухты Ласпи могли повлиять как хозяйственная деятельность на побережье, так и воздействие природных факторов. В климатическом аспекте подъем уровня Черного моря приводит к увеличению глубин у берега и усилению влияния на него волнения [11]. Среднегодовая штормовая активность в Черном море за период 1991–2016 гг. возросла на 10–15 % [12]. Экстремальный шторм, который произошел в ноябре 2007 г., также мог способствовать частичному уничтожению донной растительности бухты. В пользу этого предположения свидетельствует факт полного уничтожения растительности на глубинах до 10 м в период экстремального шторма в районе Карадага в 1992 г. [9]. Подобные последствия можно объяснить тем, что во время штормов сильные придонные волновые течения и интенсивное турбулентное перемешивание создают подвижки верхних слоев донного грунта, и укоренившиеся здесь растения постепенно вымываются из него [8, 13].

С учетом изложенного выше, целью настоящей работы является исследование волнового режима бухты Ласпи и степень его влияния на фитоценоз донной растительности. Следует отметить, что до настоящего времени подобные исследования не проводились.

В задачи работы входило получение и анализ полей высот волн и скоростей волновых течений в бухте Ласпи при штормах различной режимной обеспеченности. Расчеты проводились с учетом и без учета мола, построенного в конце 1980-х гг. Полученные волновые характеристики могут быть использованы при разработке рекомендаций по проведению хозяйственной деятельности в акватории бухты и оценке влияния штормового волнения на фитоценоз донной растительности.

Математическая модель и входные данные

Моделирование волновых полей в акватории бухты Ласпи выполнялось с помощью двумерной версии численной волновой модели *Simulating Waves till SHore (SWASH)* [14]. Модель позволяет проводить расчеты гидродинамических полей в прибрежной зоне в широком диапазоне пространственно-временных масштабов с учетом нелинейности, рефракции, дифракции и отражения волн. Исходные уравнения модели имеют следующий вид:

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial hu}{\partial x} + \frac{\partial hv}{\partial x} = 0, \quad (1)$$

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + g \frac{\partial \zeta}{\partial x} + \frac{1}{h} \int_{-d}^{\zeta} \frac{\partial q}{\partial x} dz + c_f \frac{u \sqrt{u^2 + v^2}}{h} = \frac{1}{h} \left(\frac{\partial h \tau_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial h \tau_{xy}}{\partial y} \right), \quad (2)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + g \frac{\partial \zeta}{\partial y} + \frac{1}{h} \int_{-d}^{\zeta} \frac{\partial q}{\partial y} dz + c_f \frac{v \sqrt{u^2 + v^2}}{h} = \frac{1}{h} \left(\frac{\partial h \tau_{yx}}{\partial x} + \frac{\partial h \tau_{yy}}{\partial y} \right), \quad (3)$$

$$\tau_{xx} = 2\nu_t \frac{\partial u}{\partial x}, \quad \tau_{xy} = \tau_{yx} = \nu_t \left(\frac{\partial u}{\partial y} + \frac{\partial v}{\partial x} \right), \quad \tau_{yy} = 2\nu_t \frac{\partial v}{\partial y}.$$

Здесь t – время; x, y – декартовы координаты; ось z направлена вверх; $\zeta(x, y, t)$ – отклонение свободной поверхности от невозмущенного уровня; $h = d + \zeta$ – полная глубина, равная сумме отклонения свободной поверхности и глубины d при невозмущенном состоянии жидкости; u и v – осредненные по глубине x и y -компоненты скорости; $q(x, y, z, t)$ – негидростатическое давление; g – ускорение свободного падения; $c_f = gm^2/h^{1/3}$ – коэффициент донного трения, m – параметр шероховатости Маннинга; $\tau_{xx}, \tau_{xy}, \tau_{yx}, \tau_{yy}$ – компоненты тензора турбулентных напряжений; ν_t – коэффициент горизонтальной турбулентной вязкости.

Для численного решения системы уравнений (1)–(3) была использована прямоугольная расчетная сетка глубин акватории бухты с разрешением 5 м, полученная на основе оцифровки навигационных карт. Размеры расчетной области составили 3500×2500 м. Для оптимизации численного алгоритма применялась система координат, в которой ось x направлена с северо-запада на юго-восток (рис. 1).

На мористой границе расчетной области (при $y = 0$) задавалась значимая высота волн h_s и средний период волн \bar{T} , возможные один раз в n лет. Эти параметры были получены на основе данных реанализа волнения за период 1979–2021 гг. с использованием спектральной модели *SWAN* [15, 16] (табл. 1).

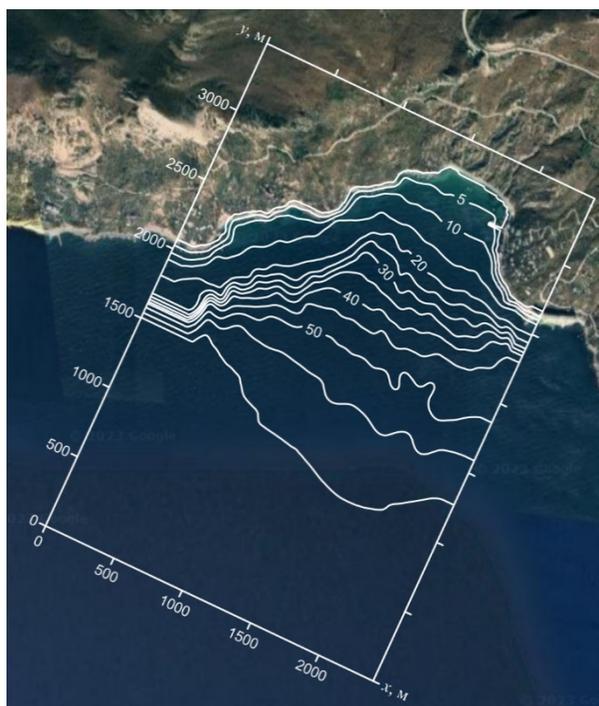


Рис. 1. Рельеф дна расчетной области (URL: <https://www.google.com/maps/@44.3927988,33.7329232,12998m/data=!3m1!1e3?entry=ttu>)

Fig. 1. Bottom topography of the calculation area (available at: <https://www.google.com/maps/@44.3927988,33.7329232,12998m/data=!3m1!1e3?entry=ttu>)

Таблица 1. Параметры волн

Table 1. Wave parameters

T , год / T , year	\bar{h} , м / \bar{h} , m	h_s , м / h_s , m	$\bar{\tau}$, с / $\bar{\tau}$, s
1	3.3	5.2	9.3
5	4.1	6.5	10.1
10	4.5	7.1	10.5
25	5.0	7.9	11.1

Примечание: Средняя высота волн \bar{h} , значимая высота волн h_s и средний период волн $\bar{\tau}$ на взморье бухты Ласпи на глубине 65 м, возможные 1 раз в год, 1 раз в 5, 10 и 25 лет по данным ретроспективных расчетов волнения в Черном море за период 1979–2021 гг. [15, 16].

Note: Average wave height \bar{h} , significant wave height h_s and average wave period $\bar{\tau}$ in the seaside of Laspi Bay at a depth of 65 m, possible once a year, once every 5, 10 and 25 years according to retrospective calculations of waves in the Black Sea for the period 1979–2021 [15, 16].

На жидких боковых границах расчетной области (при $x = 0$ и $x = 2500$ м) задавалось условие излучения. Коэффициент горизонтальной турбулентной вязкости определялся по формуле Смагоринского с константой $C = 0.2$. Параметр шероховатости Маннинга $m = 0.022 \text{ с/м}^{1/3}$. Шаг интегрирования по времени составлял 0.05 с.

Результаты моделирования и обсуждение

В результате численных экспериментов получены значимые высоты волн и скорости волновых течений в бухте Ласпи при штормах различной режимной обеспеченности. Расчеты проводились с учетом и без учета защитного мола. Волновые поля построены по данным численного моделирования, осредненным по 100 периодам набегающей волны (~ 20 мин). В каждом расчетном узле значимая высота волн вычислялась по формуле: $h_s = 4\sqrt{D}$, где D – дисперсия возвышения свободной поверхности ζ .

В результате анализа пространственной структуры h_s получено, что при штормах, возможных 1 раз в год, в 5, 10 и 25 лет значимые высоты волн могут достигать 2.5–3.0, 4.0–4.5, 5.0–5.5 и 6.0–6.5 м соответственно (рис. 2 и 3). При сравнении результатов расчетов, полученных с учетом и без учета защитного мола, видно, что сооружение оказывает локальное влияние на волновую динамику. Вблизи мола с его подветренной стороны формируется теневая зона размером около 90×110 м. Значимые высоты волн в этой зоне составили 0.9 и 1.8 м при штормах, возможных 1 раз в год и 1 раз в 25 лет соответственно. Во время шторма, возможного 1 раз в год, волны с наветренной стороны мола имеют высоты 3.5–4 м. В случае шторма, возможного 1 раз в 25 лет, высоты волн составили 4–6 м, а в зоне волновой тени высота волн уменьшается до 1.5–2.0 м.

Рассмотрены схемы волновых течений при штормах различной режимной обеспеченности в бухте Ласпи. На рис. 4 и 5 показаны скорость и направление волновых течений в бухте при штормах, возможных 1 раз в год и 1 раз в 25 лет. Видно, что зоны максимума волновых скоростей располагаются вдоль боковых границ бухты. При шторме, возможном 1 раз в год, на глубинах менее 10 м значения волновых скоростей составили 0.5–1.5 м/с.

При штормах, возможных 1 раз в 25 лет, в этих зонах может происходить увеличение скоростей до 1.5–3.0 м/с, а в теневых зонах волновые скорости не превышают 1 м/с. Таким образом, строительство защитного мола в бухте Ласпи привело к уменьшению волновых скоростей в восточной части ее вершины. Мол приводит к уменьшению в теневой зоне волновых скоростей в 4–6 раз.

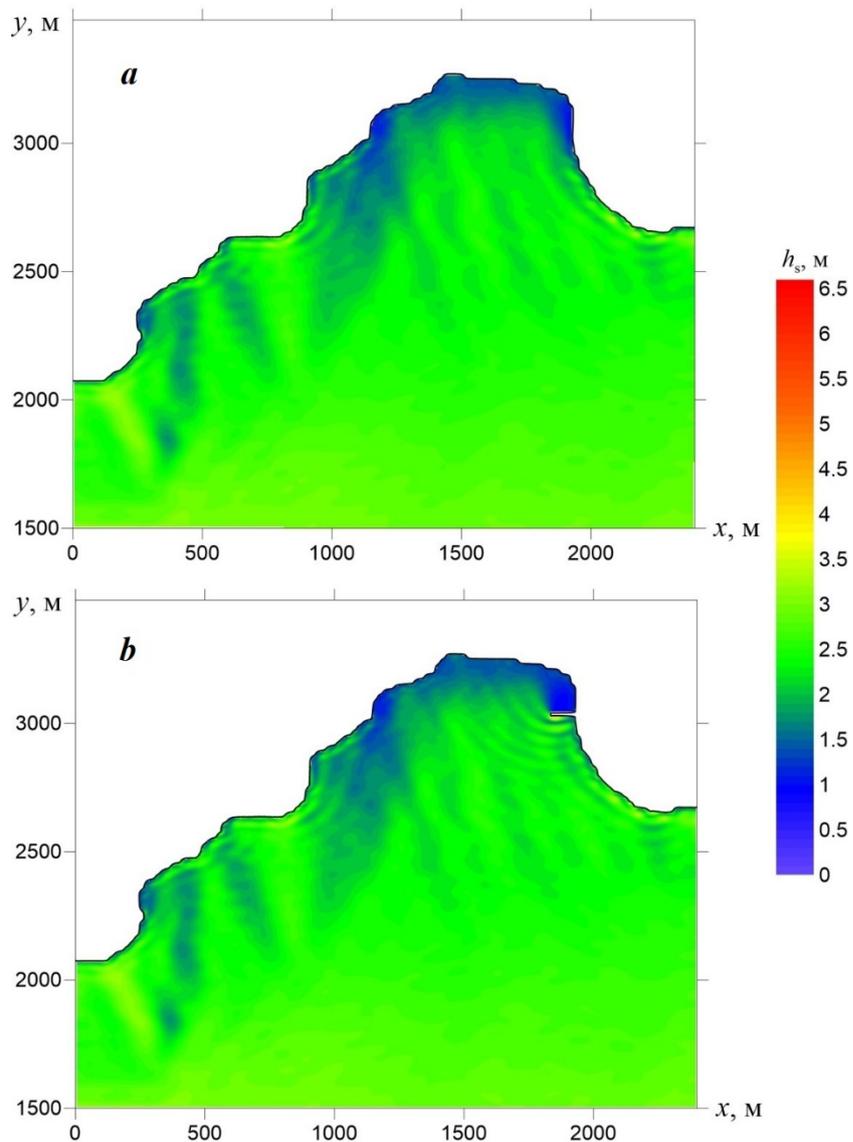


Рис. 2. Значимые высоты волн в бухте Ласпи при штормах, возможных 1 раз в год, без учета гидротехнического сооружения (а), с учетом гидротехнического сооружения (б)

Fig. 2. Significant wave heights in Laspi Bay for storms possible once a year: without taking into account the hydraulic structure (a); taking into account the hydraulic structure (b)

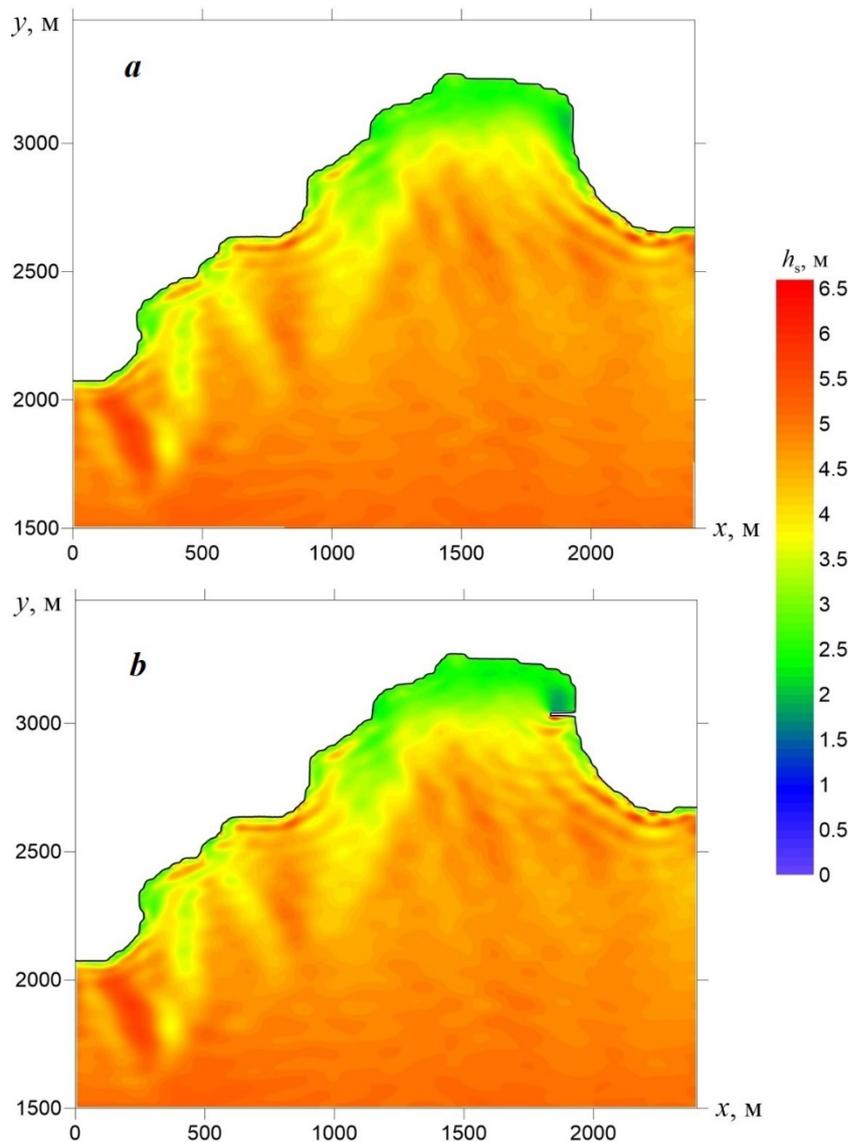
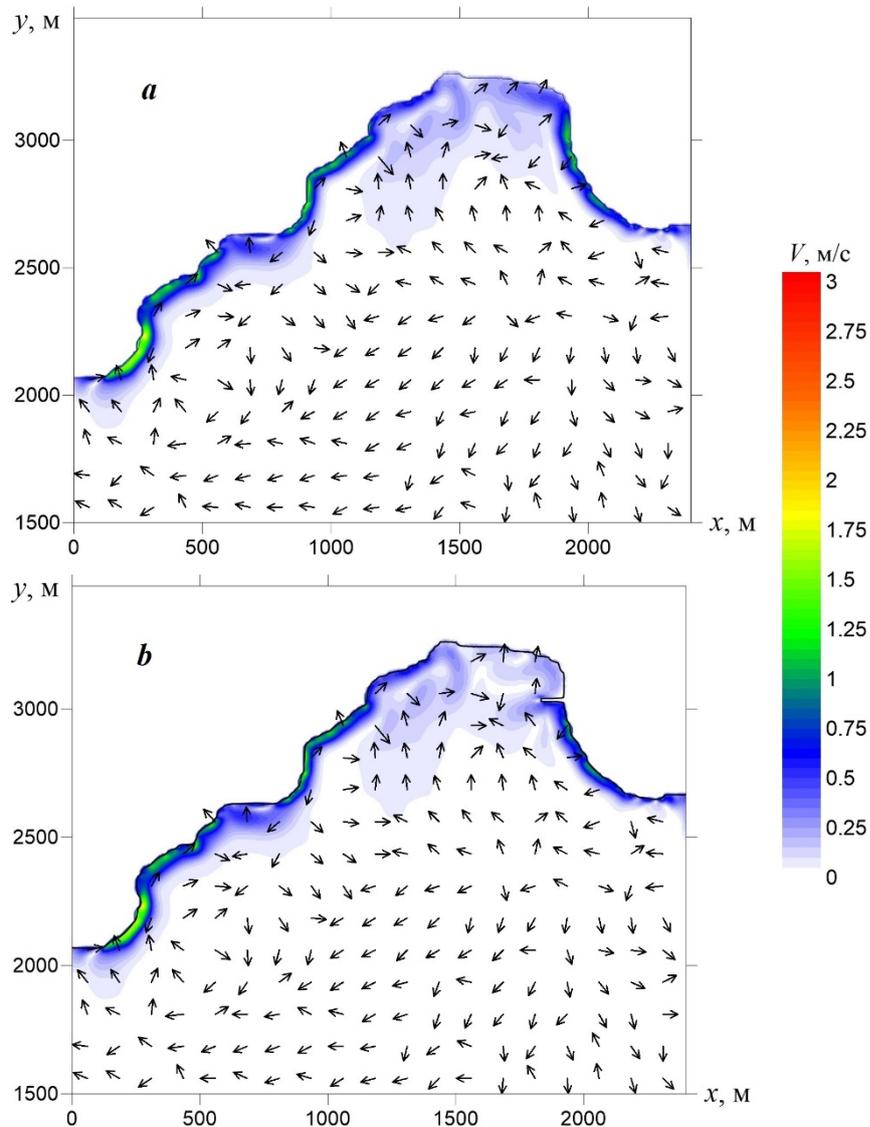


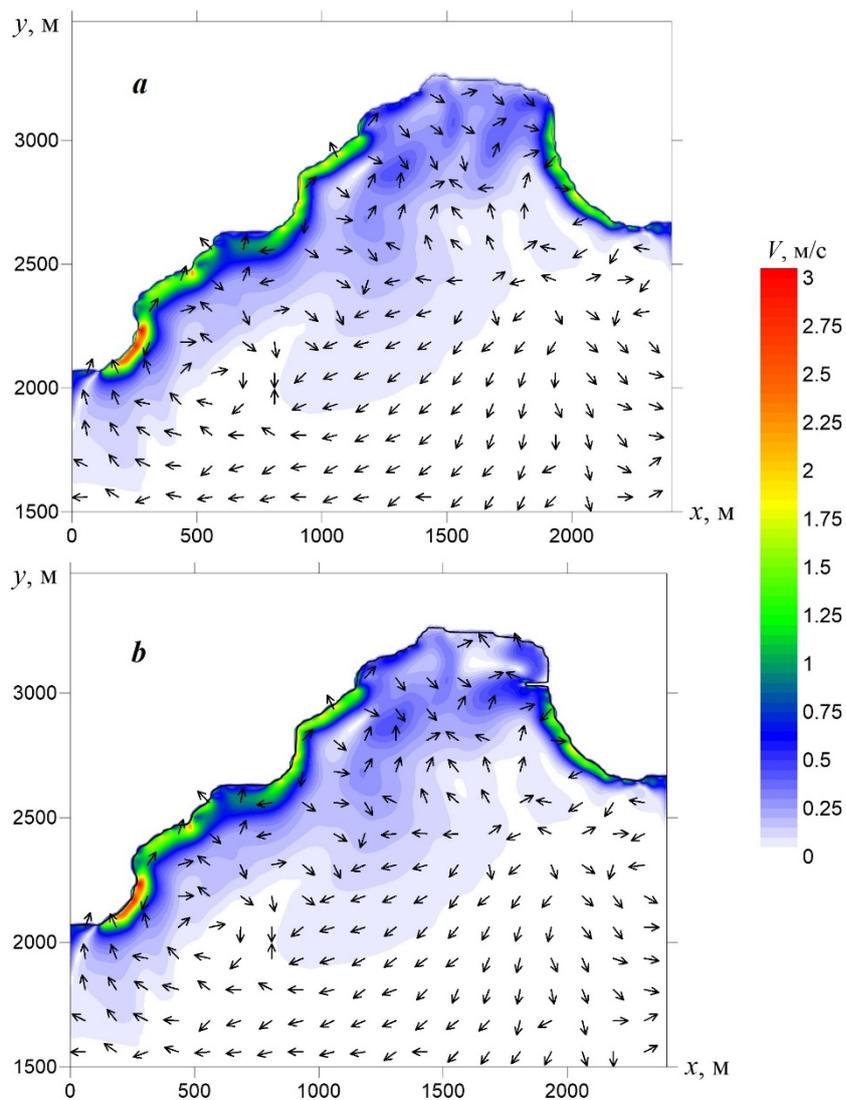
Рис. 3. Значимые высоты волн в бухте Ласпи при штормах, возможных 1 раз в 25 лет, без учета гидротехнического сооружения (a), с учетом гидротехнического сооружения (b)

Fig. 3. Significant wave heights in Laspi Bay for storms possible once every 25 years: without taking into account the hydraulic structure (a); taking into account the hydraulic structure (b)



Р и с . 4 . Волновые течения в бухте Ласпи при штормах, возможных 1 раз в год, без учета гидротехнического сооружения (а), с учетом гидротехнического сооружения (б)

Fig . 4 . Wave currents in Laspi Bay for storms possible once a year: without taking into account the hydraulic structures (a); taking into account the hydraulic structure (b)



Р и с . 5 . Волновые течения в бухте Ласпи при штормах, возможных 1 раз в 25 лет, без учета гидротехнического сооружения (а), с учетом гидротехнического сооружения (б)

Fig. 5. Wave currents in Laspi Bay for storms possible once every 25 years: without taking into account the hydraulic structures (a); taking into account the hydraulic structure (b)

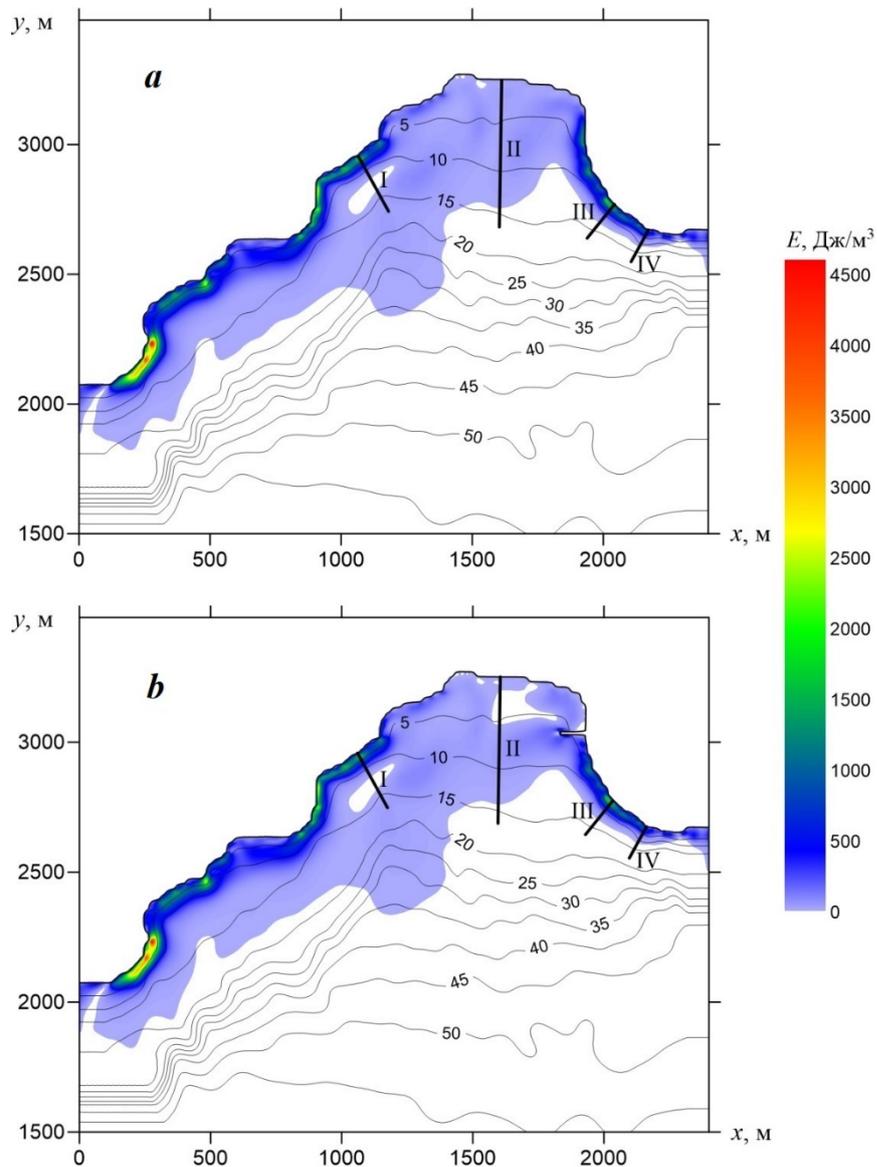
Проведена оценка волновой нагрузки на дно бухты Ласпи. Для этого были рассчитаны поля плотности кинетической энергии волнения E . Распределение плотности кинетической энергии в бухте при шторме, возможном 1 раз в 25 лет, показано на рис. 6. Как видно, интенсивность воздействия ветровых волн возрастает по мере уменьшения глубин. В областях с глубинами 10–20 м по всей акватории бухты Ласпи и в более мелководных областях в ее вершине, где глубина увеличивается относительно плавно, плотность кинетической энергии не превышает 300 Дж/м^3 . Такие же значения плотности характерны и для центральной части бухты до глубин 35 м. Почти по всему периметру бухты на глубинах 2–7 м расположены крутые склоны. Здесь плотность кинетической энергии увеличивается до $500\text{--}2000 \text{ Дж/м}^3$, а в западной оконечности бухты она может достигать $3000\text{--}4500 \text{ Дж/м}^3$.

На рис. 6 жирными линиями показаны разрезы, на которых проводилось исследование придонных ландшафтов бухты Ласпи [2]. Разрезы расположены перпендикулярно к берегу и охватывают все типы ландшафтов, выделенные в бухте. Разрез I находится в западной части бухты, разрез II соединяет вершину и середину бухты, разрезы III и IV расположены в восточной части бухты. Для этих разрезов получены профили плотности кинетической энергии при шторме, возможном 1 раз в год, в 5, 10 и 25 лет (рис. 7–9). На этих же рисунках показан рельеф дна для каждого разреза и цифрами отмечены типы ландшафтов, исследованные в работе [2].

На рис. 7 показаны распределение плотности кинетической энергии и рельеф дна на разрезе I. Видно, что энергетические нагрузки для рассматриваемых штормов незначительны вблизи самого берега, где расположен глыбово-валунный бенч (цифра 1 на рис. 7) [2]. С увеличением глубины они резко возрастают и достигают максимального значения на расстоянии около 15 м от берега на глубинах 2–7 м. В этой области расположен крутой подводный абразионный береговой склон, где доминирует цистозира (цифра 3 на рис. 7) [2]. При штормах, возможных 1 раз в год, максимальная волновая нагрузка составляет $\sim 500 \text{ Дж/м}^3$; 1 раз в 5 лет – $\sim 1000 \text{ Дж/м}^3$; 1 раз в 10 лет – $\sim 1300 \text{ Дж/м}^3$; 1 раз в 25 лет – около 1700 Дж/м^3 . Затем при удалении от берега на 30 м и более на глубинах 7–12 м происходит постепенное снижение энергетической нагрузки в 2–3 раза. Здесь продолжается подводный береговой абразионный склон с преобладанием видов цистозеры и зостеры морской (цифра 4 на рис. 7) [2]. На глубинах более 12 м воздействие энергетической нагрузки незначительно.

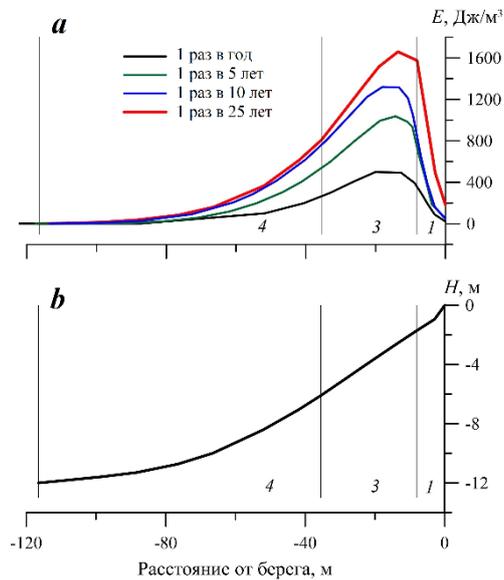
Энергетическая нагрузка на разрезе II, который расположен в вершине бухты Ласпи, минимальна вдоль всего профиля (рис. 8). Это связано с малыми уклонами дна, вследствие чего диссипация волновой энергии происходит на достаточно большом расстоянии от берега.

На разрезах III и IV (в восточной части бухты) (рис. 9) энергетическая нагрузка незначительная вблизи берега, затем она возрастает до максимальной на интервале глубин 2–6 м, где также расположен довольно крутой подводный склон с доминированием цистозеры (цифра 3 на рис. 9). На разрезе III в случае штормов, возможных 1 раз в год, максимальная энергетическая нагрузка составляет $\sim 500 \text{ Дж/м}^3$; при штормах, возможных 1 раз в 5, 10, 25 лет она достигает 1100, 1300, 1600 Дж/м^3 соответственно. В области разреза IV



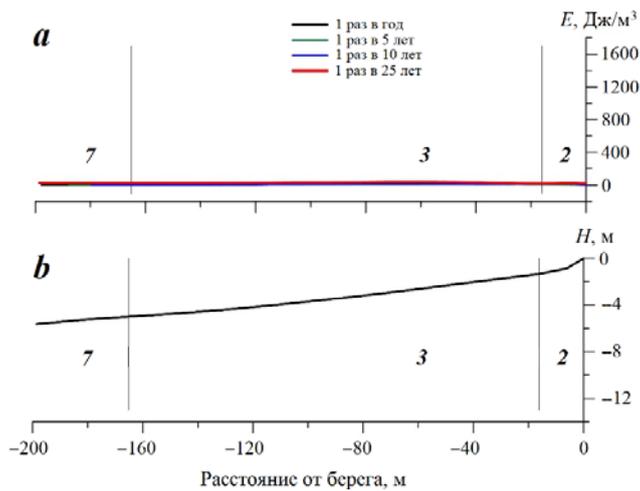
Р и с . 6 . Распределение плотности кинетической энергии в бухте Ласпи при шторме, возможном 1 раз в 25 лет, без учета гидротехнического сооружения (а), с учетом гидротехнического сооружения (б). Цифрами I–IV обозначены разрезы [2]

Fig . 6 . Distribution of kinetic energy density in Laspi Bay for a storm possible once every 25 years: without taking into account the hydraulic structures (a); taking into account the hydraulic structure (b). Numbers I–IV indicate section numbers [2]



Р и с . 7 . Профили плотности кинетической энергии (а) и рельефа дна (b) на разрезе I. Цифрами обозначены донные природные комплексы согласно работе [2]

F i g . 7 . Profiles of kinetic energy density (a) and bottom topography (b) for section I. The numbers indicate bottom natural complexes from [2]



Р и с . 8 . Профили плотности кинетической энергии (а) и рельефа дна (b) на разрезе II. Цифрами обозначены донные природные комплексы согласно работе [2]

F i g . 8 . Profiles of kinetic energy density (a) and bottom topography (b) for section II. The numbers indicate bottom natural complexes from [2]

волновая нагрузка значительно уменьшается, при этом в случае шторма, возможного 1 раз в год, она составляет 150 Дж/м³, 1 раз в 5, 10, 25 лет – 500, 550, 700 Дж/м³ соответственно.

Анализ всех полученных профилей плотности кинетической энергии волн (рис. 7–9) показал, что волновая нагрузка увеличивается при удалении от берега, достигая максимальных значений на интервале глубин 2–7 м. Затем на интервале глубин 7–12 м происходит постепенное снижение волновой нагрузки. На глубинах более 10–12 м волновая нагрузка резко уменьшается. Наибольшие значения волновой нагрузки получены для разрезов I и III, где они составили около 1600–1700 Дж/м³, несколько меньшие значения – в зоне разреза IV (около 700 Дж/м³). Минимальные значения волновой нагрузки получены для разреза II, где они не превысили 50 Дж/м³.

Можно сделать заключение, что в период экстремальных штормов в акватории бухты Ласпи наиболее сильное волновое воздействие возникает на глубинах до 10–12 м у береговых склонов с достаточно крутыми уклонами дна. Средняя часть бухты, лишенная донной растительности, является мелководной, но при этом она не подвержена интенсивному воздействию волн. Представляется, что причиной исчезновения донных природных комплексов в этой области может быть увеличение мутности воды, обусловленное увеличением поступления мелкодисперсных фракций вследствие антропогенного воздействия на берега бухты.

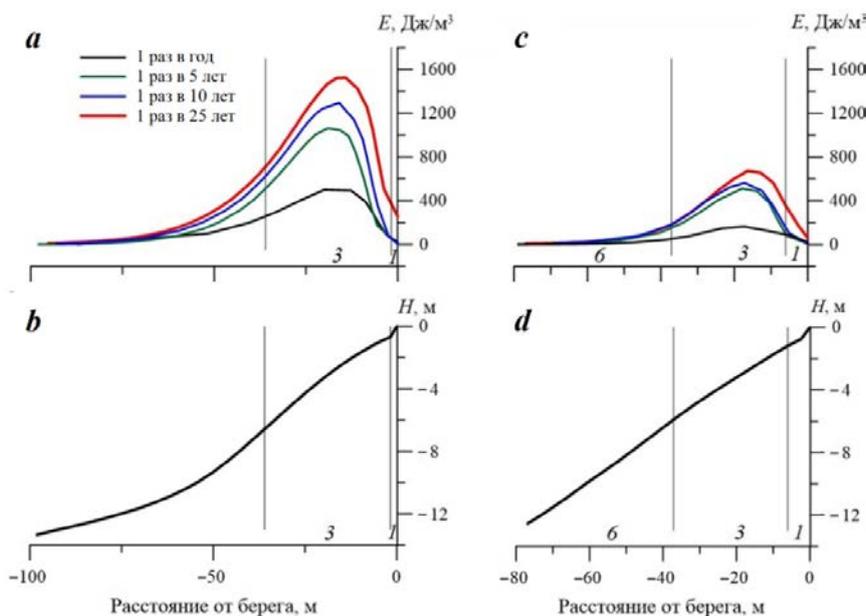


Рис. 9. Профили плотности кинетической энергии (a) и рельефа дна (b) на разрезе III; профили плотности кинетической энергии (c) и рельефа дна (d) на разрезе IV. Цифрами обозначены донные природные комплексы из работы [2]

Fig. 9. Profiles of kinetic energy density (a) and bottom topography (b) for section III; profiles of kinetic energy density (c) and bottom topography (d) for section IV. The numbers indicate bottom natural complexes from [2]

Заключение

С помощью численной модели *SWASH* выполнены расчеты волновых полей для акватории бухты Ласпи. На границе расчетной области задавались данные, полученные из реанализа волнения. В результате численных экспериментов получены значимые высоты волн и скорости волновых течений для штормов, возможных 1 раз в год, в 5, 10, 25 лет в бухте Ласпи. Расчеты проводились с учетом и без учета гидротехнического сооружения, построенного в конце 1980-х гг.

При штормах, возможных 1 раз в год, в 5, 10 и 25 лет значимые высоты волн в бухте могут достигать 2.5–3.0, 4.0–4.5, 5.0–5.5 и 6.0–6.5 м соответственно. Зоны максимума волновых скоростей расположены вдоль боковых границ бухты. При штормах, возможных 1 раз в 25 лет, усиление скоростей до 1.5–3.0 м/с происходит вдоль берега на глубинах менее 10 м. Максимумы волновой нагрузки на дно возникают на глубинах 2–7 м.

Оценка волновой нагрузки на дно бухты Ласпи показала, что во время штормов различной режимной обеспеченности наиболее подверженными воздействию волн оказываются береговые склоны в области глубин от 2 до 12 м, где значения плотности кинетической энергии увеличиваются до 500–2000 Дж/м³. При этом в западной оконечности бухты плотность может достигать 3000–4500 Дж/м³. В средней части бухты значения энергетической нагрузки невелики. Поэтому к исчезновению здесь донной растительности могло привести не штормовое воздействие, а увеличение мутности воды, вызванное антропогенными факторами.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Горячкин Ю. Н., Долотов В. В. Морские берега Крыма. Севастополь : Колорит, 2019. 256 с. EDN ARVKTY.
2. Панкеева Т. В., Миронова Н. В., Пархоменко А. В. Донные природные комплексы бухты Ласпи (Черное море, г. Севастополь) // Геополитика и экогеодинамика регионов. 2019. Т. 5 (15), № 4. С. 319–332. EDN WKIBET.
3. Панкеева Т. В., Миронова Н. В. Организация и оптимизация территориальной структуры природного заказника «Ласпи» (г. Севастополь) // Биота и среда заповедных территорий. 2018. № 4. С. 124–139. EDN VVMIQL.
4. Ациховская Ж. М., Чекменёва Н. И. Оценка динамической активности вод района бухты Ласпи (Черное море) // Экология моря. 2002. Вып. 59. С. 5–8. EDN WIAGPD.
5. Калугина-Гутник А. А. Изменение видового состава фитобентоса в бухте Ласпи за период 1964–1983 гг. // Экология моря. 1989. Вып. 31. С. 7–12. EDN XWPQUD.
6. Панкеева Т. В., Миронова Н. В. Пространственно-временные изменения макрофитобентоса акватории бухты Ласпи (Крым, Черное море) // Океанология. 2019. Т. 59, № 1. С. 93–107. EDN WOLBAE. <https://doi.org/10.31857/S0030-157459193-107>
7. Горячкин Ю. Н. Берегозащитные сооружения Крыма: Южный берег // Гидротехника. 2016. № 3(44). С. 34–39.
8. Преображенский Б. В., Жариков В. В., Дубейковский Л. В. Основы подводного ландшафтоведения (Управление морскими экосистемами). Владивосток : Дальнаука, 2000. 352 с.

9. *Миронова Н. В., Панкеева Т. В.* Долговременные изменения пространственного распределения запасов макрофитов в бухте Ласпи (Черное море) // *Экосистемы*. 2018. № 16 (46). С. 33–46. EDN YTUSBF.
10. *Панкеева Т. В., Миронова Н. В., Новиков Б. А.* Опыт картографирования донной растительности (на примере бухты Ласпи, Черное море) // *Геополитика и экогеодинамика регионов*. 2020. Т. 6 (16), вып. 4. С. 154–169. <https://doi.org/10.37279/2309-7663-2020-6-4-154-169>
11. *Горячкин Ю. Н., Иванов В. А.* Уровень Черного моря: прошлое, настоящее и будущее. Севастополь : Морской гидрофизический институт НАН Украины, 2006. 210 с. EDN XXXSRN.
12. *Дивинский Б. В., Косьян Р. Д.* Климатические тенденции в волновом энергетическом потенциале Черного и Азовского морей по результатам численного моделирования // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря*. 2016. № 1. С. 14–21. EDN VUYZLN.
13. *Denny M.* Predicting physical disturbance: mechanistic approaches to the study of survivorship on wave-swept shores // *Ecological Monographs*. 1995. Vol. 65, iss. 4. P. 371–418. <https://doi.org/10.2307/2963496>
14. *Zijlema M., Stelling G., Smit P.* SWASH: An operational public domain code for simulating wave fields and rapidly varied flows in coastal waters // *Coastal Engineering*. 2011. Vol. 58, iss. 10. P. 992–1012. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2011.05.015>
15. Maximum Waves in the Black Sea / B. Divinskii [et al.] // *Proceedings of the Fourteenth International MEDCOAST Congress on Coastal and Marine Sciences, Engineering, Management and Conservation. MEDCOAST 2019, Marmaris, Turkey, 22-26 October 2019. Mugla, Turkey : Mediterranean Coastal Foundation (MEDCOAST Foundation), 2019. Vol. 2. P. 799–810. EDN VQHFAX.*
16. Extreme wind waves in the Black Sea / B. V. Divinsky [et al.] // *Oceanologia*. 2020. Vol. 62, iss. 1. P. 23–30. <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2019.06.003>

Поступила 12.01.2024 г.; одобрена после рецензирования 30.01.2024 г.; принята к публикации 27.03.2024 г.; опубликована 25.06.2024 г.

Об авторах:

Белоконь Александра Юрьевна, научный сотрудник, отдел вычислительных технологий и математического моделирования, ФГБУН ФИЦ МГИ (299011, Россия, г. Севастополь, ул. Капитанская, д. 2), кандидат физико-математических наук, **SPIN-код: 5633-9877**, **ORCID ID: 0000-0002-1299-0983**, **ResearcherID: M-6839-2018**, aleksa.44.33@gmail.com

Фомин Владимир Владимирович, главный научный сотрудник, заведующий отделом вычислительных технологий и математического моделирования, ФГБУН ФИЦ МГИ (299011, Россия, г. Севастополь, ул. Капитанская, д. 2), доктор физико-математических наук, **SPIN-код: 6992-2688**, **ORCID ID: 0000-0002-9070-4460**, **ResearcherID: H-8185-2015**, v.fomin@ukr.net

Заявленный вклад авторов:

Белоконь Александра Юрьевна – обзор литературы по проблеме исследования, обработка и описание результатов исследования, написание текста статьи

Фомин Владимир Владимирович – выполнение численных экспериментов, анализ результатов моделирования, написание текста статьи

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Анализ гидролого-гидрохимических факторов трансформации донных фитоценозов в районе мыса Коса Северная (Черное море, Севастополь)

А. В. Пархоменко *, Е. Ф. Васечкина, А. А. Латушкин

Морской гидрофизический институт РАН, Севастополь, Россия

* e-mail: avparkhomenko52@gmail.com

Аннотация

Макрофиты выступают в качестве важных биоиндикаторов условий окружающей среды и долгосрочных изменений качества воды, что позволяет использовать макрофитов при изучении динамики донных природных комплексов. Цель работы – выявление основных гидрофизических и гидрохимических факторов, приводящих к изменениям биомассы донных фитоценозов в районе м. Коса Северная. Проанализированы и обобщены литературные источники, результаты ландшафтных и гидрботанических исследований (летний период 1964, 1997, 2006 и 2017 гг.) в прибрежной зоне м. Коса Северная – м. Толстый с использованием данных о температуре воды, содержании в воде нитратов, нитритов, аммония, фосфатов и общего взвешенного вещества в 1998–2021 гг., а также результаты имитационного моделирования динамики биомассы макрофитобентоса в этом районе в 1998–2002 гг. В ландшафтной структуре прибрежной зоны района исследования в разные периоды времени выделялись несколько донных природных комплексов, причем с течением времени их состав и количество менялись. В эрикариево-гонголариевом фитоценозе (0.5–5 м) к 2006 г. произошло увеличение биомассы доминирующих видов, характеризующееся ростом доли эпифитов. В 2017 г. наблюдалось восстановление доминирующих видов, а общая биомасса возросла почти в три раза. Эрикариево-гонголариево-филлофоровый фитоценоз (5–10 м) полностью исчез к 2006 г., а на его месте в 2017 г. была зафиксирована *Dictyota* spp. Филлофоровый фитоценоз (глубины свыше 10 м) существенно деградировал в 1997 г., его биомасса сократилась почти до нуля. В 2006 г. *Phyllophora crispa* на этих глубинах не регистрировалась, но к 2017 г. появились отдельные участки дна, где представлена *Phyllophora crispa* с биомассой, меньшей на порядок по сравнению с 1964 г. Сделан вывод, что зафиксированные трансформации донных сообществ были вызваны в основном изменениями прозрачности воды, связанными с содержанием общего взвешенного вещества. Для слежения за развитием ситуации целесообразно регулярно с частотой раз в несколько лет проводить гидрботанические съемки.

Ключевые слова: макрофитобентос, донный фитоценоз, Черное море, имитационная модель, донные природные комплексы, эвтрофикация, прозрачность воды

© Пархоменко А. В., Васечкина Е. Ф., Латушкин А. А., 2024



Контент доступен по лицензии Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0)

This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0) License

Благодарности: исследование выполнено в рамках государственного задания ФГБУН ФИЦ МГИ № FNNN-2024-0016 «Исследование пространственно-временной изменчивости океанологических процессов в береговой, прибрежной и шельфовой зонах Черного моря под воздействием природных и антропогенных факторов на основе контактных измерений и математического моделирования» и FNNN-2024-0012 «Анализ, диагноз и оперативный прогноз состояния гидрофизических и гидрохимических полей морских акваторий на основе математического моделирования с использованием данных дистанционных и контактных методов измерений».

Для цитирования: Пархоменко А. В., Васечкина Е. Ф., Латушкин А. А. Анализ гидролого-гидрохимических факторов трансформации донных фитоценозов в районе мыса Коса Северная (Черное море, Севастополь) // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2024. № 2. С. 76–90. EDN CMHLRP.

Analysis of Hydrological and Hydrochemical Factors of Bottom Phytocenosis Transformation near Cape Kosa Severnaya (Black Sea, Sevastopol)

A. V. Parkhomenko *, E. F. Vasechkina, A. A. Latushkin

Marine Hydrophysical Institute of RAS, Sevastopol, Russia

** e-mail: avparkhomenko52@gmail.com*

Abstract

Macrophytes act as important bioindicators of environmental conditions and long-term changes in water quality allowing their use in studying the dynamics of bottom natural complexes. The purpose of the work is to identify the main hydrophysical and hydrochemical factors leading to changes in the biomass of bottom phytocenoses near Cape Kosa Severnaya. The paper analyzes and summarizes literary sources and results of landscape and hydrobotanical studies (summer 1964, 1997, 2006 and 2017) carried out in the coastal zone between Cape Kosa Severnaya and Cape Tolsty. We used data on water temperature, concentrations of nitrates, nitrites, ammonium, phosphates and total suspended matter in water from 1998 to 2021. We also used simulation results of macrophytobenthos biomass dynamics in the area from 1998 to 2002. Several bottom natural complexes were distinguished in the landscape structure of this area at different periods. Their composition and quantity changed over time. In the *Ericaria-Gongolaria* phytocenosis (0.5–5 m), by 2006 there was an increase in the biomass of the dominant species characterized by an increase in the proportion of epiphytes. In 2017, there was a restoration of the dominant species, and the total biomass almost tripled. The *Ericaria-Gongolaria-Phyllophora* phytocenosis (5–10 m) had completely disappeared by 2006, and *Dictyota* spp. took its place in 2017. The phyllophoran phytocenosis (depths over 10 m) significantly degraded in 1997, and its biomass decreased almost to zero. In 2006, *Phyllophora crispa* was not recorded at these depths, but by 2017, there appeared separate areas of the bottom where *Phyllophora crispa* was present, with biomass an order of magnitude lower compared to that in 1964. It was concluded that the recorded transformations of benthic communities were caused mainly by changes in water transparency associated with the content of total suspended matter. To monitor the situation, it is advisable to regularly conduct hydrobotanical surveys at intervals of several years.

Keywords: macrophytobenthos, bottom phytocenosis, Black Sea, simulation model, bottom natural complex, eutrophication, water transparency

Acknowledgments: This work was carried out under state assignment of Marine Hydro-physical Institute of RAS no. FN NN-2024-0016 “Studies of spatial and temporal variability of oceanological processes in the coastal, near-shore and shelf zones of the Black Sea influenced by natural and anthropogenic factors on the basis of in situ measurements and numerical modelling” and FN NN-2024-0012 “Analysis, diagnosis and real-time forecast of the state of hydrophysical and hydrochemical fields of marine water areas based on mathematical modelling using data from remote and in situ methods of measurements”.

For citation: Parkhomenko, A.V., Vasechkina, E.F. and Latushkin, A.A., 2024. Analysis of Hydrological and Hydrochemical Factors of Bottom Phytocenosis Transformation near Cape Kosa Severnaya (Black Sea, Sevastopol). *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (2), pp. 76–90.

Введение

Подводные береговые склоны и морские мелководья занимают очень небольшую часть площади океана, но именно здесь наиболее активны продукционные процессы, велико разнообразие видов и экосистем, местообитаний гидробионтов, донных природных комплексов [1].

Донный природный комплекс (ДПК) – многокомпонентная развивающаяся система. Даже незначительные изменения одного из компонентов этой системы могут привести к непредсказуемым трансформациям окружающей среды. В связи с этим в Черном море проводились и активно проводятся в настоящее время исследования ландшафтной и морфологической структуры береговой зоны¹⁾ [2–6], выполнено физико-географическое районирование [7–9], дана характеристика глубоководных ландшафтов континентального склона [10]. Кроме того, рассмотрены подходы к определению устойчивости черноморских донных ландшафтов к природным и антропогенным факторам [3, 11], введено понятие «морской антропогенный ландшафт» и предложена его типизация по преобладающим видам хозяйственной деятельности [12]. Активно исследуются вещественные потоки в береговой зоне Крымского полуострова с выделением экзогенных и эндогенных процессов, оказывающих влияние на трансформацию компонентов ДПК [6, 13].

Анализ исследований ДПК, проводимых в Черном море, позволил сделать вывод, что негативная трансформация ДПК происходит вдоль всего побережья Черного моря.

В настоящей работе мы сосредоточимся на выявлении возможных причин негативных трансформаций донных фитоценозов как главных компонентов ДПК. Макрофитобентос считается одним из важнейших и одновременно уязвимых компонентов ДПК и играет ведущую роль в стабилизации прибрежных экосистем, обеспечивая реализацию ряда экосистемных функций и услуг. Функция макрофитов в экосистеме связана с их структурными признаками, такими как видовой состав, распределение, численность и разнообразие. Эти признаки в свою очередь зависят от различных факторов окружающей среды: освещенности, температуры воды, состава субстрата, конкурентных взаимодействий, колебаний уровня воды, качества морской воды и концентрации биогенных элементов в воде и донных отложениях.

¹⁾ Петров К. М. Методика ландшафтного исследования береговой зоны моря // Морские подводные исследования / Отв. ред. Б. П. Мантейфель. Москва : Наука, 1969. С. 136–148.

Макрофиты выступают в качестве важных биоиндикаторов состояния окружающей среды и долгосрочных изменений качества воды, что позволяет использовать их при изучении динамики ДПК [14].

Положительное влияние макроводорослей и морских трав на экосистему хорошо изучено. Весной начинается рост укоренившихся видов, что приводит к максимуму биомассы макрофитобентоса летом. Первичную продукцию макрофитобентоса ограничивают главным образом прозрачность воды, биомасса эпифитов и доступность питательных веществ, которые могут выступать как индикаторы повышения антропогенной нагрузки на прибрежные территории [14–17].

За последние несколько десятилетий снижение биомассы макрофитов ускорилось из-за антропогенной нагрузки на побережье. Среди главных факторов этого снижения биомассы можно выделить снижение освещенности, вызванное увеличением содержания общего взвешенного (ОВВ) и растворенного органического вещества в воде, а также загрязнение биогенными элементами, в основном нитратами и фосфатами. Избыток биогенных элементов вызывает нежелательные изменения в гидрохимическом и гидробиологическом режимах водоемов и является главной причиной повышения уровня эвтрофикации [17]. В условиях эвтрофикации доступность света в толще воды снижается из-за увеличения биомассы фитопланктона, что приводит к деградации макрофитобентоса [14].

Сложные взаимодействия между такими факторами, как доступность света, концентрация питательных веществ, воздействие штормов, выбросы макрофитов и перенос наносов, можно исследовать с помощью инструментов математического моделирования. С учетом значительной роли, которую макрофиты играют в морских экосистемах, понимание и количественная оценка факторов окружающей среды, влияющих на структуру донных сообществ макрофитов, необходимы для выработки рациональных методов управления этими экосистемами.

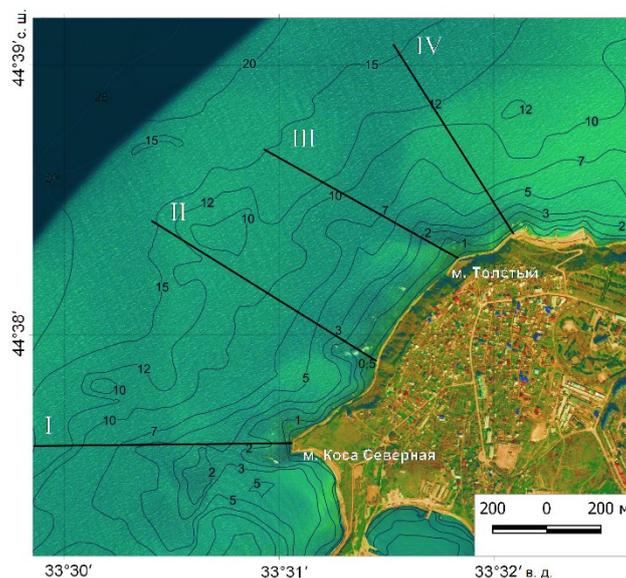
Цель статьи – выявить основные гидрофизические и гидрохимические факторы, приводящие к изменениям биомассы донных фитоценозов в районе м. Коса Северная.

Материалы и методы исследования

Изменения макрофитобентоса в 1964–2017 гг.

Были проанализированы и обобщены материалы литературных источников, ландшафтных и гидробиологических исследований (летний период 1964, 1997, 2006 и 2017 гг.), проведенных в прибрежной зоне от м. Коса Северная до м. Толстого [18, 19]. Схема разрезов, вдоль которых производились наблюдения, представлена на рис. 1.

Статистическую обработку данных выполняли в пакете *MS Excel*. В ландшафтной структуре прибрежной зоны м. Коса Северная – м. Толстый в разные периоды времени выделяли несколько ДПК, причем с течением времени их состав и количество менялись. Так, в 1964 г. наблюдалось четыре ДПК; в 1997 г. только три; в 2006 г. количество выделяемых ДПК снизилось до двух; а в 2017 г. вновь возросло до четырех. Доминирующими видами макрофитов являлись эрикария косматая (*Ericaria crinita* (Duby) Molinari & Guiry = *Cystoseira crinita*),



Р и с . 1 . Карта-схема расположения ландшафтных и гидрботанических разрезов в прибрежной зоне от м. Коса Северная до м. Толстого (римскими цифрами обозначены разрезы). Изображение Bing (URL: <https://www.bing.com/map>)

Fig . 1 . Schematic map of the location of landscape and hydrobotanical profiles in the coastal zone Cape Kosa Severnaya – Cape Tolsty (Roman numerals stand for profiles). The image is adapted from Bing (available at: <https://www.bing.com/map>)

гонголария бородастая (*Gongolaria barbata* (Stackhouse) Kuntze = *Cystoseira barbata*) и филлофора курчавая (*Phyllophora crispa* (Huds.) P.S. Dixon).

Качественные и количественные изменения, произошедшие в ДПК прибрежной зоны, подробно описаны в работе [19]. В нашей работе мы сосредоточимся на изменениях относительного вклада доминирующих видов, сопутствующих видов и эпифитов, поскольку такие изменения сопровождали перестройку ДПК в рассматриваемый период.

Гидрохимические и гидрофизические показатели состояния водной среды (концентрация биогенных веществ, ОВВ, температура воды, скорость течения) существенно влияют на скорость роста макрофитов. Для выявления связи между динамикой ДПК и изменениями химико-биологического состояния прибрежной зоны в районе м. Коса Северная были проанализированы все доступные гидрофизические и гидрохимические данные наблюдений за 1998–2021 гг. Для целей настоящего исследования использовались данные о температуре воды, а также о содержании в воде нитратов, нитритов, аммония, фосфатов и ОВВ. По имеющимся данным были рассчитаны среднемесячные значения перечисленных характеристик. Проводилось также осреднение по глубине, выделены два слоя 0–10 м (верхний слой) и 10–20 м (нижний слой).

Определение освещенности на глубине произрастания макрофитов

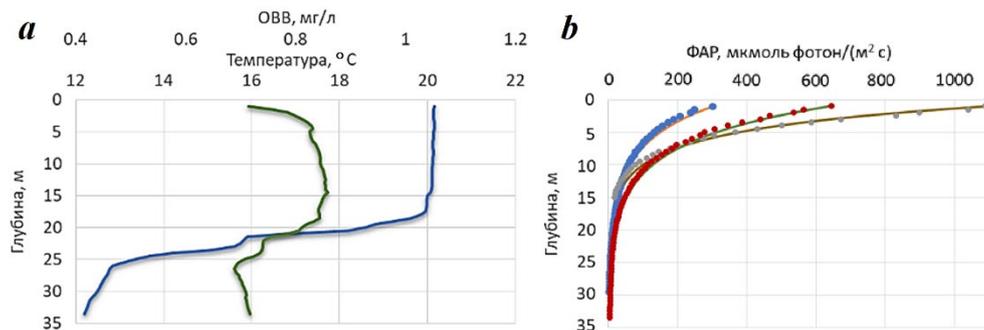
По имеющимся представлениям важнейшей для роста макроводорослей характеристикой является прозрачность воды, которая определяет количество световой энергии, доступной для фотосинтеза на глубине произрастания водорослей. Стандартные измерения на станциях в прибрежной зоне дают информацию о содержании ОВВ, и эти данные можно использовать для оценки уровня освещенности на глубине. Натурные синхронные измерения вертикальных профилей показателя ослабления направленного света на 660 нм (ПОС 660) и фотосинтетически активной радиации (ФАР) выполнялись на дрейфовых станциях траверза Севастопольской бухты с использованием зондирующего гидрофизического комплекса «Кондор». Концентрацию ОВВ в воде определяли по данным о ПОС 660 с использованием эмпирического соотношения $C_{TSM} = 0.78 \cdot \text{ПОС } 660$.

Снижение интенсивности ФАР с глубиной наиболее правдоподобно описывается экспоненциальной функцией

$$I_z = I_0 \exp(\beta z), \quad (1)$$

где I_0 – освещенность на поверхности моря; β – коэффициент поглощения света в воде, зависящий от содержания в воде ОВВ; z – глубина. Для оценки величины β как функции C_{TSM} мы находили соотношение между коэффициентами β , полученными в результате применения аппроксимации (1) к натурным профилям ФАР, и средним содержанием ОВВ в верхнем перемешанном слое (рис. 2, а). Толщина этого слоя определялась по данным температурного профиля. Методом наименьших квадратов получены две формулы, по которым можно определить коэффициент поглощения β , зная среднее содержание ОВВ в верхнем перемешанном слое воды (C_{TSM}):

$$\beta = \begin{cases} -1.1818C_{TSM}^3 + 1.6298C_{TSM}^2 - 0.7207C_{TSM} - 0.0264, & C_{TSM} < 1 \text{ мг/л,} \\ -0.6649 \ln C_{TSM} - 0.309, & C_{TSM} > 1 \text{ мг/л,} \end{cases} \quad (2)$$



Р и с. 2. Пример вертикальных профилей температуры воды (синяя линия) и содержания ОВВ (зеленая линия) на одной из станций (а); вертикальные профили ФАР (точки) и их аппроксимации (цветные линии) с использованием моделей (1) и (2) на трех выборочных профилях (б)

F i g. 2. Example of vertical profiles of water temperature and total suspended matter content at one of the stations (a); vertical profiles of FAR (dots) and their approximations (colour lines) using models (1) and (2) at three profiles (b)

Используя эти аппроксимации и зная интенсивность солнечной радиации на поверхности воды, можно определить количество света, поступающее на глубину произрастания водорослей при заданной мутности воды в верхнем слое. Качество полученной модели (2) иллюстрирует рис. 2, *b*, на котором точками изображены натурные данные о вертикальных профилях ФАР на контрольных станциях и линиями – модельные аппроксимации с использованием выражений (1) и (2). Относительная среднеквадратичная ошибка моделей лежит в интервале от 7 до 15 % средней освещенности в слое 0–25 м.

Необходимо отметить, что модель (2) является региональной и не может претендовать на универсальность. Для получения более обобщенных зависимостей, очевидно, необходимо иметь больше данных из разных акваторий. Однако для проведения анализа изменчивости донных фитоценозов в районе м. Коса Северная мы считаем найденные зависимости достаточно репрезентативными.

Пользуясь данной моделью, можно также оценить потенциальную нижнюю границу распространения той или иной водоросли в зависимости от среднего коэффициента ослабления света в воде. Определим эту границу на глубине, где интенсивность света такова, что скорость фотосинтеза водоросли равна ее темновому дыханию:

$$(P_{\max} + R_d) \cdot \operatorname{th}\left(\frac{\alpha I_0 \exp(\beta z)}{P_{\max} + R_d}\right) = R_d,$$

где P_{\max} – максимальная скорость фотосинтеза; R_d – темновое дыхание; α – угол наклона фотосинтетической кривой в области малой освещенности. Отсюда получим

$$z = \frac{1}{\beta} \ln\left(\alpha \cdot \operatorname{th}\left(\frac{R_d}{P_{\max} + R_d}\right) (P_{\max} + R_d) / \alpha I_0\right). \quad (3)$$

Задавая $C_{TSM} = 1$ мг/л, получим оценку максимальной глубины роста донных фитоценозов 10–14 м, при снижении C_{TSM} до 0.5 мг/л нижняя граница передвинется к отметкам 25–35 м. Данная оценка является функцией фотосинтетических параметров водоросли, мутности воды и интенсивности света на поверхности воды. Это потенциально максимальная величина распространения по глубине водоросли в море, однако для более точной оценки необходимо учитывать достаточность концентрации растворенных биогенных веществ, а также выделение водорослью органических веществ как в процессе ее роста, так и в процессе отмирания талломов или выедания водоросли морскими гидробионтами. Можно сказать, что наблюдаемая биомасса водоросли на той или иной глубине является результатом баланса между ее образованием в ходе фотосинтеза, усвоением неорганических веществ и элиминированием в ходе выделения, распада или выедания. Поэтому реальная нижняя граница произрастания конкретной водоросли будет находиться на меньшей глубине, чем рассчитанная по формуле (3).

Имитационная модель динамики донных фитоценозов

В работе использована модель, ранее протестированная в ходе исследований динамики биомассы макрофитов в б. Круглой и заливе Донузлав [20, 21].

Предложенная модель динамического баланса энергии позволяет оценить скорость роста морских трав, количество поглощенных биогенных элементов, выделившегося кислорода, образовавшегося и выделившегося органического вещества, концентрацию азота и фосфора в тканях растений. Уравнения динамики биомассы макроводорослей и морских трав записываются в виде балансового соотношения

$$dB/dt = (P_r - eG_r - m)B, \quad (4)$$

где B – биомасса всех тканей растения: корней, корневища и листьев, г сух. вес/м² или г сух. вес/м³; t – время, ч; P_r – удельная скорость чистой первичной продукции, 1/ч; G_r – удельная скорость валовой первичной продукции, 1/ч; e – отношение выделенного растворенного органического вещества в процессе жизнедеятельности водоросли к валовой продукции за то же время; m – коэффициент потери биомассы вследствие механических повреждений, отмирания тканей, выедания морскими животными.

Результаты и обсуждение

На основе данных гидробиотических съемок, опубликованных в работах [18, 19], исследована структура донных фитоценозов и выявлена динамика относительного распределения доминирующих видов (базифитов), сопутствующих видов и эпифитов (рис. 3).

Структурные изменения донных фитоценозов

Эрикариево-гонголариевый фитоценоз на глыбово-валунном бенче глубиной до 1 м площадью 14,7 га количественно изменился лишь в последний период наблюдений 2006–2017 гг.: его биомасса увеличилась более чем в два раза. При этом доля эпифитов сократилась с 11 до 5 %, хотя их масса увеличилась в 1,3 раза. Эрикариево-гонголариевый фитоценоз, расположенный на склоне до 5 м глубины, претерпевал существенные изменения на протяжении всего периода наблюдений. С 1964 по 1997 г. биомасса фитоценоза сократилась, а доля сопутствующих видов и эпифитов возросла до 42 %. Эти изменения продолжились в 1997–2006 гг., когда доля *Ericaria crinita* и *Gongolaria barbata* (базифитов) в фитоценозе сократилась уже до 48 %. Эпифиты составляли 50 % биомассы макрофитов, что свидетельствует о крайнем неблагополучии экосистемы. После 2006 г. ситуация улучшилась, что привело к росту биомассы всего фитоценоза и возрастанию массы доминирующих макрофитов *Ericaria crinita* и *Gongolaria barbata* до 98 %.

Эрикариево-гонголариево-филлофоровый фитоценоз на глубинах до 10 м также деградировал на протяжении всего времени наблюдений. Если в 1964 г. в состав сообщества входили только базифиты *Ericaria crinita*, *Gongolaria barbata* и *Phyllophora crispa*, то в 1997 г. наблюдалось снижение общей биомассы фитоценоза и заметную долю стали занимать эпифиты. К 2017 г. на месте *Ericaria crinita*, *Gongolaria barbata* и *Phyllophora crispa* возникло новое сообщество, в котором доминирующую роль играют виды *Dictyota* spp.

На слабонаклонной равнине с глубинами 10–15 м почти исчез филлофоровый фитоценоз, существовавший в середине прошлого века и имевший достаточно большую биомассу (870 г/м²) при небольшой доле сопутствующих видов и эпифитов (6 и 5 % соответственно). В 2017 г. были зарегистрированы

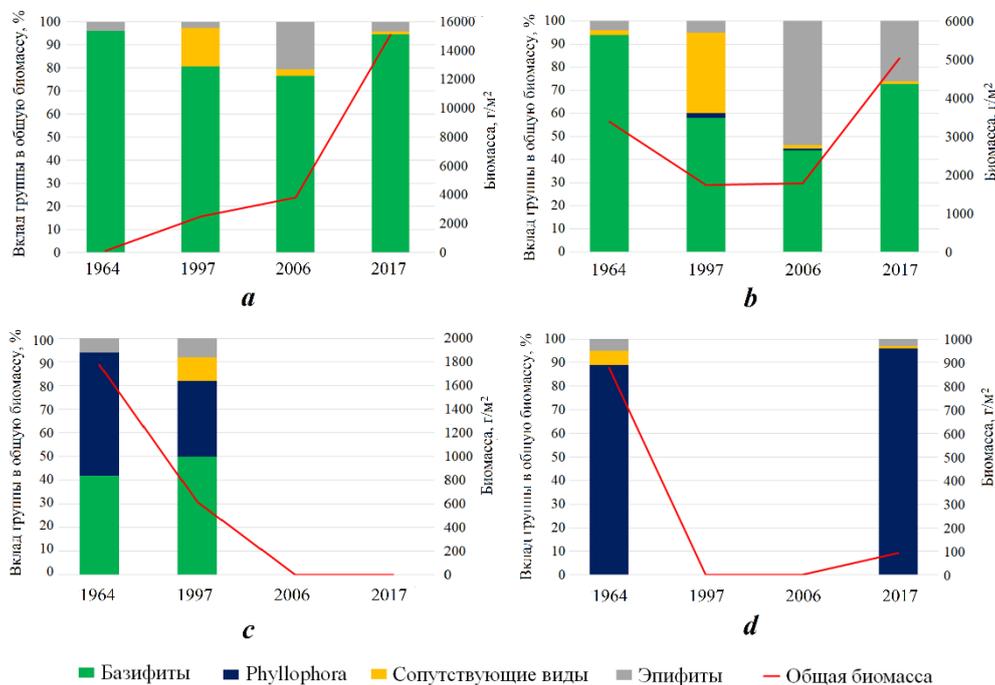


Рис. 3. Общая биомасса донных фитоценозов и их структура в районе мыса Коса Северная: а – глыбово-валунный бенч с преобладанием *Ericaria crinita* и *Gongolaria barbata* (0.5–1 м); б – подводный склон, где доминируют *Ericaria crinita* и *Gongolaria barbata* (1–5 м); в – подводный склон с чередованием участков, где доминирует *Ericaria crinita*, *Gongolaria barbata* и *Phyllophora crispa* (5–10 м); д – слабонаклонная равнина, где доминирует *Phyllophora crispa* (10–15 м). Общая масса водорослей фитоценоза показана за 1964–2017 гг.

Fig. 3. Dynamics of the total biomass of bottom phytocenoses located in Cape Kosa Severnaya and their structure: а – boulder benches with a predominance of *Ericaria crinita* and *Gongolaria barbata* (0.5–1 m); б – upper shoreface dominated by *Ericaria crinita* and *Gongolaria barbata* (1–5 m); в – upper shoreface with alternating areas dominated by *Ericaria crinita*, *Gongolaria barbata* and *Phyllophora crispa* (5–10 m); д – gently dipping plain dominated by *Phyllophora crispa* (10–15 m). The total algal mass of the phytocenosis is shown for 1964–2017

лишь отдельные участки дна, где представлена *Phyllophora crispa* со средней биомассой 90 г/м². Однако восстановление филлофорового фитоценоза свидетельствует о наступлении благоприятных условий, среди которых главное – это повышение прозрачности воды.

Изменения гидрохимического состояния вод

Проанализируем теперь имеющиеся в банке данных МГИ данные об изменчивости температуры воды, а также измерения гидрохимических показателей водной среды в районе м. Коса Северная: содержания в воде растворенных неорганических соединений азота и фосфора, ОБВ. Существенная неоднородность распределения данных наблюдений во времени не позволяет

рассчитать среднегодовые значения гидрохимических показателей или построить достоверный ряд среднемесячных наблюдений. Для оценки их динамики рассмотрим изменчивость этих показателей в теплый период года, характеризующийся максимальным количеством наблюдений и наиболее интенсивным ростом макрофитов. На рис. 4 показано содержание ОВВ в сентябре с 1998 по 2021 г. (из-за отсутствия данных за сентябрь в нескольких случаях были использованы данные за август). На этот месяц приходится пик биомассы макроводорослей и максимальное количество измерений гидрохимических параметров воды в разные годы. Как видим, с 1998 по 2017 г. мутность воды в верхнем слое заметно снизилась, что вполне может объяснить существенно увеличившуюся биомассу фитобентоса на глубинах до 5 м. В нижнем слое также наблюдалась слабая тенденция к снижению мутности, однако она далеко не так хорошо выражена. К 2006 г. полностью исчез эрикарриево-гонголариево-филлофоровый фитоценоз на глубинах свыше 5 м и филлофоровый фитоценоз на глубинах 10–15 м. По имеющимся данным, среднее содержание ОВВ в вегетационный период в 2006 г. менялось в интервале 1.5–2 мг/л, что согласно уравнению (3) ограничивало толщину фотического слоя до 5–7 м.

В ходе анализа временной изменчивости гидрохимического состояния вод в исследуемом районе выяснилось, что значимых трендов содержания биогенных веществ в рассматриваемый период не наблюдалось. Концентрации неорганических соединений азота и фосфора колебались в пределах, типичных для прибрежных вод Севастополя ($[\text{NO}_3] + [\text{NO}_2]$ от 0.03 до 3.54; $[\text{NH}_4]$ от 0.02 до 2.95; $[\text{PO}_4]$ от 0.001 до 0.9 мкмоль/л). Среднее значение концентрации фосфатов 0.11 мкмоль/л, как показали численные эксперименты с моделью фитоценоза, является недостаточным для роста макроводорослей. Таким образом, содержание неорганического фосфора в воде является лимитирующим фактором. При увеличении этого параметра водной среды наблюдается интенсивный рост макроводорослей.

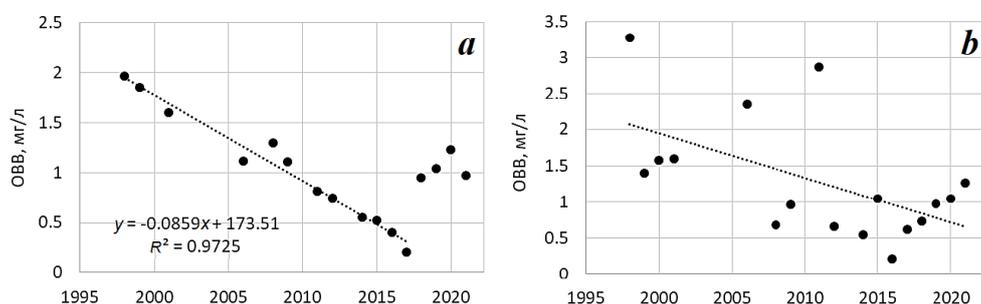


Рис. 4. Содержание ОВВ в верхнем (а) и нижнем (б) слоях воды в сентябре в 1998–2021 гг. в районе м. Коса Северная

Fig. 4. TSM content in the upper (a) and lower (b) layers of water in September during 1998–2021 near Cape Kosa Severnaya

Модельные исследования

Имеющиеся данные о гидрохимическом состоянии вод в районе м. Коса Северная не позволяют выполнить детальный расчет динамики биомассы фитопланктона на протяжении всего периода. Мы выбрали для экспериментов наиболее обеспеченный данными период с мая 1998 г. по февраль 2002 г. Данные имели дискретность один месяц и были проинтерполированы при пропусках, шаг модели по времени составлял сутки. Помимо гидрохимических показателей, управляющими переменными модели были температура воды в слое 0–10 м и среднесуточная интенсивность солнечной радиации на поверхности моря (рис. 5, *a – c*).

На рис. 5, *d* показаны результаты моделирования (на глубине 4 м) с входными рядами переменных. В начале анализируемого периода содержание

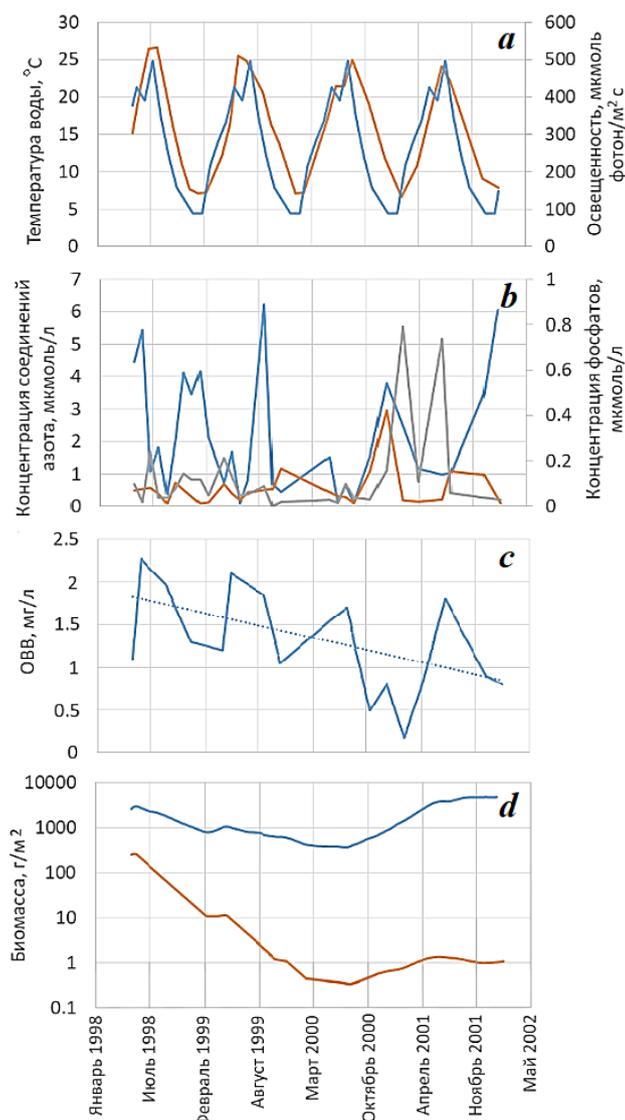


Рис. 5. Внешние условия модели и результаты модельного расчета на четыре года в районе м. Коса Северная: *a* – температура воды (красная линия) и освещенность поверхности моря (синяя линия); *b* – концентрация соединений аммония (синяя линия), нитратов и нитритов (красная линия) и фосфора (серая линия) в воде; *c* – концентрация ОБВ (сплошная линия) и линия тренда (пунктирная линия); *d* – биомасса *Eriocaria crinita*, *Gongolaria barbata* (синяя линия) и *Phyllophora crispa* (красная линия)

Fig. 5. External conditions of the model and results of model calculations for 4 years in Cape Kosa Severnaya: *a* – water temperature (red line) and illumination of the sea surface (blue line); *b* – concentrations of ammonium compounds (blue line), nitrates and nitrites (red line) and phosphorus (grey line) in water; *c* – TSM concentration (solid line) and trend line (dotted line); *d* – biomass of *Eriocaria crinita*, *Gongolaria barbata* (blue line) and *Phyllophora crispa* (red line)

ОВВ в верхнем слое составляло 1.5 мг/л и более. При такой мутности воды *Phyllophora crispa* могла расти на глубинах не более 4 м. Видим, что в результате незначительного снижения количества взвешенных веществ эрикариево-гонголариевый фитоценоз за четыре года модельного расчета восстановился, а *Phyllophora crispa* почти полностью исчезла. К 2017 г., по данным наблюдений, филлофоровый фитоценоз начал восстанавливаться на глубинах 10–15 м, хотя в 2017 г. его биомасса достигла значения в 10 раз меньше зафиксированного в начале периода наблюдений. Можно с уверенностью предположить, что восстановление стало возможным вследствие улучшения качества воды. Концентрация ОВВ в теплый период года имеет отрицательный тренд (рис. 4, а).

Представляет интерес анализ изменчивости модельных функций, отражающих относительное содержание азота и фосфора в тканях макроводорослей (рис. 6):

$$f(Q_N) = \frac{Q_N - Q_N^{\min}}{Q_N^{\max} - Q_N^{\min}}, \quad f(Q_P) = \frac{Q_P - Q_P^{\min}}{Q_P^{\max} - Q_P^{\min}}, \quad (5)$$

где Q_P и Q_N , мкмоль/г – концентрации фосфора и азота в тканях водоросли; Q_P^{\min} , Q_P^{\max} , Q_N^{\min} , Q_N^{\max} , мкмоль/г – минимальные и максимальные значения концентраций (видоспецифические характеристики водорослей). Уровень резервов неорганических соединений азота и фосфора в клетках водорослей, согласно уравнениям модели [22], влияет на скорость усвоения биогенных соединений из морской воды и скорость фотосинтеза. Таким образом, функции (5) являются лимитирующими для роста макроводорослей. На рис. 6 видно, что на протяжении четырех лет модельного времени лимитирующее действие азота и фосфора проявлялось поочередно, но большую часть времени лимитирующим элементом для макрофитобентоса являлся фосфор.

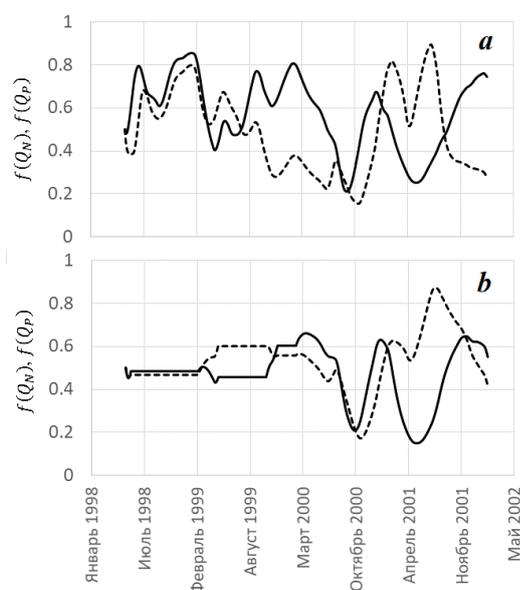


Рис. 6. Временная изменчивость функций $f(Q_N)$ (сплошная линия) и $f(Q_P)$ (штриховая линия), лимитирующих рост *Ericaria crinita*, *Gongolaria barbata* (а) и *Phyllophora crispa* (б) в районе м. Коса Северная

Fig. 6. Temporal variability of the functions $f(Q_N)$ (solid line) and $f(Q_P)$ (dashed line) limiting the growth of *Ericaria crinita*, *Gongolaria barbata* (a) and *Phyllophora crispa* (b) near Cape Kosa Severnaya

Заключение

Выявлены значительные изменения биомассы фитоценозов доминирующих видов Черного моря. Эти изменения проявляются по-разному в зависимости от глубины произрастания донной растительности. В эрикариево-гонголариевом фитоценозе, занимающем мелководье с глубинами до 5 м, к 2006 г. произошло увеличение биомассы *Ericaria crinita* и *Gongolaria barbata*, характеризующееся ростом доли эпифитов с 5 до 50 %. В 2017 г. наблюдалось восстановление доминирующих видов, а общая биомасса возросла почти в три раза. При этом виды донной растительности, произрастающие глубже 5 м, претерпели катастрофическую деградацию. Эрикариево-гонголариево-филлофоровый фитоценоз, расположенный на глубинах 5–10 м, полностью исчез к 2006 г., а на его месте в 2017 г. была зафиксирована *Dictyota* spp. Филлофоровый фитоценоз, расположенный на глубинах свыше 10 м, существенно деградировал еще в 1997 г., его биомасса сократилась почти до нуля. В 2006 г. *Phyllophora crispa* на этих глубинах не регистрировалась, но к 2017 г. появились отдельные участки дна, где представлена *Phyllophora crispa* с биомассой, меньшей на порядок по сравнению с 1964 г.

Проанализировав изменения гидрохимического режима за 1998–2021 гг., мы пришли к выводу, что зафиксированные трансформации донных сообществ были вызваны в основном изменениями прозрачности воды, связанными с содержанием ОВВ. Гидрохимические показатели качества воды варьировали в течение рассматриваемого периода, однако заметных тенденций в изменении концентраций биогенных соединений не было выявлено. В 1998–2017 гг. прозрачность воды увеличивалась в летний период года (август – сентябрь), однако в 2018–2021 гг. было вновь зафиксировано увеличение мутности воды. При дальнейшем снижении прозрачности процессы восстановления биомассы *Phyllophora crispa* на глубинах свыше 10 м могут остановиться, что приведет к исчезновению этой макроводоросли в исследуемом районе, имеющем природоохранную ценность. Анализ модельных функций, характеризующих влияние концентрации неорганических соединений азота и фосфора в воде на рост макроводорослей, показал, что рост макроводорослей поочередно лимитируют азотистые и фосфорные неорганические соединения.

Для организации мониторинговых исследований трансформации донных фитоценозов целесообразно регулярно с частотой раз в несколько лет проводить гидробиотанические съемки в сочетании с гидрохимическими и гидрофизическими исследованиями прибрежной зоны.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Zharikov V., Bazarov K., Egidarev E. Use of remotely sensed data in mapping underwater landscapes of Srednyaya Bay (Peter the Great Gulf, Sea of Japan) // Geography and Natural Resources. 2017. Vol. 38, iss. 2. P. 188–195. <https://doi.org/10.1134/S187537281702010X>
2. Петров К. М. Подводные ландшафты: теория, методы исследования. Ленинград : Наука, 1989. 124 с.
3. Митина Н. Н. Геоэкологические исследования ландшафтов морских мелководий. Москва : Наука, 2005. 197 с.

4. Ландшафтный подход к оценке состояния макрофитобентоса в условиях конфликтного природопользования / Т. В. Панкеева [и др.] // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зоны и комплексное использование ресурсов шельфа. 2014. Вып. 29. С. 70–79. EDN UXWYRD.
5. Панкеева Т. В., Миронюк О. А., Панкеева А. Ю. Исследования донных ландшафтов прибрежной зоны Тарханкутского полуострова (Крым, Черное море) // Геополитика и экогеодинамика регионов. 2014. Т. 10, № 1. С. 800–805. EDN VQDXCT.
6. Агаркова-Лях И. В., Скребец Г. Н. Ландшафты береговой зоны Черного моря // Современные ландшафты Крыма и сопредельных акваторий / под ред. Е. А. Позаченюк. Симферополь : Бизнес-Информ, 2009. Разд. 4.3.1. С. 250–279. EDN QKKEKJ.
7. Митина Н. Н., Чуприна Е. В. Подводные ландшафты Черного и Азовского морей: структура, гидроэкология, охрана. Москва : ФГУП «Типография» Россельхозакадемии, 2012. 320 с. EDN VNLLGW.
8. Тамайчук А. Н. Ландшафты Черного моря // Современные ландшафты Крыма и сопредельных акваторий. Симферополь : Бизнес-Информ. 2009. С. 497–529.
9. Тамайчук А. Н. Пространственная неоднородность природных условий и районирование Черного моря // Известия Русского географического общества. 2017. Т. 149, № 2. С. 30–50. EDN YLYNCZ.
10. Пасынкова Л. А. Ландшафты континентального склона Черного моря: принципы выделения и характеристика // Ученые записки Таврического национального университета им. В. И. Вернадского. Серия: География. 2008. Т. 21, № 3. С. 266–273. EDN XEDROD.
11. Пасынкова Л. А. Проблема устойчивости подводных ландшафтов в районе Ялтинской бухты // Ученые записки Таврического национального университета им. В. И. Вернадского. Серия: География. 2010. Т. 23, № 3. С. 331–333. EDN MCQMJM.
12. Позаченюк Е. А., Пенно М. В. К обоснованию выделения морских антропогенных ландшафтов // Наукові записки Вінницького педуніверситету. Географія. 2013. № 25. С. 142–148.
13. Бондарев И. П. Проблема нестабильности подводного ландшафта (на примере Северной части Черного моря) // Ученые записки Таврического национального университета им. В. И. Вернадского. Серия: География. 2008. Т. 21(60), № 2. С. 128–133. EDN XCJNRF.
14. Dar N., Pandit A., Ganai B. Factors affecting the distribution patterns of aquatic macrophytes // Limnological Review. 2014. Vol. 14, iss. 2. P. 75–89. <https://doi.org/10.2478/limre-2014-0008>
15. Macrophyte habitat architecture and benthic-pelagic coupling: Photic habitat demand to build up large P storage capacity and bio-surface by underwater vegetation / K. Teubner [et al.] // Frontiers in Environmental Science. 2022. Vol. 10. P. 1–20. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.901924>
16. Macrophyte landscape modulates lake ecosystem-level nitrogen losses through tightly coupled plant-microbe interactions / M. Vila-Costa [et al.] // Limnology and Oceanography. 2015. Vol. 61(1). P. 1–11. <https://doi.org/10.1002/lno.10209>
17. Kalra T., Ganju N., Testa J. Development of a submerged aquatic vegetation growth model in the Coupled Ocean-Atmosphere-Wave-Sediment Transport (COAWST v 3.4) model // Geoscientific Model Development. 2020. Vol. 13, iss. 11. P. 5211–5228. <https://doi.org/10.5194/gmd-13-5211-2020>

18. Панкеева Т. В., Миронова Н. В. Многолетняя динамика подводных ландшафтов прибрежной зоны мыс Коса Северная – мыс Толстый (Севастополь) // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2022. № 2. С. 70–85. EDN HINHRC. <https://doi.org/10.22449/2413-5577-2022-2-70-85>
19. Панкеева Т. В., Миронова Н. В. Пространственно-временные изменения макрофитобентоса в прибрежных ландшафтах у мыса Коса Северная (Севастополь) // Теоретическая и прикладная экология. 2023. № 2. С. 66–72. EDN RBJDBR. <https://doi.org/10.25750/1995-4301-2023-2-066-072>
20. Васечкина Е. Ф., Филиппова Т. А. Имитационное моделирование донного фитоценоза в прибрежной зоне Крыма // Морской гидрофизический журнал. 2020. Т. 36, № 3. С. 342–359. EDN NKQHDO. <https://doi.org/10.22449/0233-7584-2020-3-342-359>
21. Филиппова Т. А., Васечкина Е. Ф. Моделирование химико-биологических процессов роста морских трав // Морской гидрофизический журнал. 2022. Т. 38, № 6. С. 694–708. EDN HHFSMU. <https://doi.org/10.22449/0233-7584-2022-6-694-708>
22. Васечкина Е. Ф., Филиппова Т. А. Моделирование биохимических процессов в бентосных фитоценозах прибрежной зоны // Морской гидрофизический журнал. 2019. Т. 35, № 1. С. 52–69. EDN YZBBNR. <https://doi.org/10.22449/0233-7584-2019-1-52-69>

Поступила 09.01.2024 г.; одобрена после рецензирования 19.03.2024 г.; принята к публикации 27.03.2024 г.; опубликована 25.06.2024 г.

Об авторах:

Пархоменко Анастасия Владимировна, аспирант, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, г. Севастополь, ул. Капитанская, д. 2), **ORCID ID: 0000-0002-2378-7067**, **ResearcherID: 5090-2023**, **SPIN-код: 1909-8383**, avparkhomenko52@gmail.com

Васечкина Елена Федоровна, заместитель директора по научно-методической и воспитательной работе, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, г. Севастополь, ул. Капитанская, д. 2), доктор географических наук, **ORCID ID: 0000-0001-7007-9496**, **Scopus Author ID: 6507481336**, **ResearcherID: P-2178-2017**, **SPIN-код: 2933-3834**, vasechkina.elena@gmail.com

Латушкин Александр Александрович, научный сотрудник, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, г. Севастополь, ул. Капитанская, д. 2), кандидат географических наук, **ORCID ID: 0000-0002-3412-7339**, **Scopus Author ID: 56298305600**, **ResearcherID: U-8871-2019**, **SPIN-код: 1239-2858**, sevsalat@gmail.com

Заявленный вклад авторов:

Пархоменко Анастасия Владимировна – подбор, систематизация и анализ литературных источников, анализ гидрохимических данных наблюдений, подготовка текста статьи, картографических материалов и списка литературы

Васечкина Елена Федоровна – постановка проблемы, численное моделирование, анализ результатов исследования, подготовка текста статьи и списка литературы

Латушкин Александр Александрович – экспедиционные гидрооптические исследования, обработка и анализ данных

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Биогенные элементы в водах восточной части Финского залива по результатам исследований 2020–2022 годов

М. А. Синякова^{1,2*}, Ю. В. Крылова³, Л. В. Бронникова²

¹ Санкт-Петербургский филиал Всероссийского научно-исследовательского
института рыбного хозяйства и океанографии

(Государственный научно-исследовательский институт озерного
и речного рыбного хозяйства им. Л. С. Берга), Санкт-Петербург, Россия

² Санкт-Петербургский государственный морской технический университет,
Санкт-Петербург, Россия

³ Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанова
Российской академии наук, Борок, Россия

* e-mail: kafischem@yandex.ru

Аннотация

Изучена динамика содержания биогенных элементов (минерального (фосфатного) и общего фосфора и аммония) по результатам ежегодных мониторинговых исследований воды восточной части Финского залива, проводившихся в 2020–2022 гг. Анализировалась информация о распределении показателей по горизонтали и по вертикали, поэтому пробы отбирали в поверхностном, придонном, а на глубоководных станциях и в срединном слоях воды. Содержание элементов определяли спектрофотометрическим методом. Сопоставляются и анализируются результаты по среднемеридианным значениям. В период исследований концентрация фосфатного фосфора в абсолютном большинстве случаев не превышала ПДК (0.15 мг/дм³), концентрации общего фосфора в среднем соответствовали мезотрофному статусу, хотя наблюдались случаи повышения его концентрации до значений, характерных для эвтрофного статуса водоема: в 2020 г. в придонном и поверхностном слоях воды (в июне в основном на прибрежных станциях (0.091 мг Р/дм³) и в сентябре преимущественно в придонном слое на центральных станциях, удаленных от берега), в 2021 г. летом концентрации достигали 0.147 мг Р/дм³ (поверхностный слой) и 0.171 мг Р/дм³ (придонный слой) на прибрежных станциях, 0.163 мг Р/дм³ на центральной станции. Концентрации аммонийного азота в основном находились в пределах ПДК (0.5 мг/дм³). В июне 2021 г. выделялись локальные области вдоль южного и северного берега Финского залива с относительно высоким содержанием аммонийного азота (до 0.285 мг/дм³) в поверхностном и придонном слоях воды. В целом, несмотря на высокую антропогенную нагрузку, концентрации минерального фосфора и аммония в водах Финского залива находились в пределах ПДК, превышения фиксировались редко, обычно в Невской губе, Копорской губе, у побережья Курортного района. Повышенные концентрации общего фосфора на центральных станциях, по-видимому,

© Синякова М. А., Крылова Ю. В., Бронникова Л. В., 2024



Контент доступен по лицензии Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0
International (CC BY-NC 4.0)

This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0
International (CC BY-NC 4.0) License

можно объяснить переносом вещества из западной части залива и диффузией из донных отложений. В среднем в придонных слоях воды обнаруживается более высокое содержание общего фосфора, чем в поверхностных. В целом концентрации биогенных элементов соответствуют мезотрофному статусу водоема.

Ключевые слова: фосфор минеральный, фосфор общий, ионы аммония, Финский залив, биогенные элементы, трофность

Благодарности: работа выполнена в рамках государственного задания ФГБНУ «ВНИРО» № 076-00005-20-02.

Для цитирования: Синякова М. А., Крылова Ю. В., Бронникова Л. В. Биогенные элементы в водах восточной части Финского залива по результатам исследований 2020–2022 годов // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2024. № 2. С. 91–106. EDN EDSGSE.

Biogenic Elements in the Waters of the Eastern Gulf of Finland According to the Results of Studies 2020–2022

M. A. Siniakova^{1,2*}, J. V. Krylova³, L. V. Bronnikova²

¹ Saint Petersburg branch of VNIRO (GosNIORKH named after L.S. Berg), Saint Petersburg, Russia

² Saint-Petersburg State Marine Technical University, Saint Petersburg, Russia

³ Papanin Institute for Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences, Borok, Russia

* e-mail: kafischem@yandex.ru

Abstract

The paper studies the dynamics of biogenic element (mineral (phosphate) and total phosphorus and ammonium) content based on the results of annual monitoring surveys of water in the eastern Gulf of Finland conducted in 2020–2022. Information on the horizontal and vertical distribution of the indicators was analysed, so samples were taken in the surface, bottom and middle (at deep-water stations) layers of water. The content of elements was determined by the spectrophotometric method. The results are compared and analysed by median values. During the study period, phosphate phosphorus concentrations in the absolute majority of cases did not exceed the maximum permissible concentration (0.15 mg/dm^3), total phosphorus concentrations on average corresponded to the mesotrophic status, although there were cases of its concentration increase to values characteristic of the eutrophic status of a water body. Namely, in 2020, the concentrations amounted up to 0.091 mg P/dm^3 in the bottom and surface water layers in June (mainly at the coastal stations) and in September (mainly in the bottom layer at the central offshore stations). In summer 2021, the concentrations reached 0.147 mg P/dm^3 (surface layer) and 0.171 mg P/dm^3 (bottom layer) at the coastal stations and 0.163 mg P/dm^3 at the central station. Ammonia nitrogen concentrations were mainly within the MPC (0.5 mg/dm^3). In June 2021, local areas along the southern and northern shores of the Gulf of Finland with relatively high levels of ammonia nitrogen (up to 0.285 mg/dm^3) in surface and bottom water layers were identified. In general, despite the high anthropogenic load, concentrations of mineral phosphorus and ammonium in the waters of the Gulf of Finland were within the MPC, with exceedances recorded rarely, usually in Neva Bay, Koporye Bay and near the coast of the Kurortny district. Elevated concentrations of total phosphorus at the central stations can apparently be explained by transport of the substance from the western part of the Gulf and diffusion from bottom sediments. On average, higher concentrations of total phosphorus were found in bottom water layers than in surface water layers. In general, biogenic element concentrations correspond to the mesotrophic status of the water body.

Keywords: mineral phosphorus, total phosphorus, ammonium ions, Gulf of Finland, biogenic elements, trophic state

Acknowledgments: The work was carried out under state assignment of VNIRO no. 076-00005-20-02.

For citation: Siniakova, M.A., Krylova, J.V. and Bronnikova, L.V., 2024. Biogenic Elements in the Waters of the Eastern Gulf of Finland According to the Results of Studies 2020–2022. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (2), pp. 91–106.

Введение

Балтийское море принадлежит к бассейну Атлантического океана. Оно глубоко врезано в сушу, имеет большую протяженность береговой линии, сложные очертания берегов ¹⁾.

В пределах Балтийского моря можно выделить несколько относительно обособленных зон, к числу которых относится Финский залив. Площадь Финского залива – 29.5 тыс. км²; средняя глубина – 38 м, максимальная – 115 м. В залив впадают реки Нева, Луга, Нарва, Сестра. Часть залива между устьем р. Невы и островом Котлин называют Невской губой; по ее дну прорыт фарватер для прохода судов ¹⁾. Для побережья Финского залива характерна высокая плотность антропогенных объектов: населенных мест, портов, агрокомплексов, а также природных заказников и исторических памятников. В г. Сосновый Бор находится атомная электростанция, в устье р. Невы расположен второй по значению город России – Санкт-Петербург.

Таким образом, Финский залив имеет большое значение для функционирования экономики Северо-Западного региона России и испытывает высокую антропогенную нагрузку. Это обуславливает необходимость тщательного контроля его экологического состояния. Комитет по природным ресурсам Ленинградской области регулярно выпускает сборники, в которых содержатся сведения о состоянии атмосферного воздуха и воды водных объектов региона, в том числе и сведения о состоянии вод Финского залива ^{2), 3), 4), 5)}. Гидрохимические характеристики залива исследуются в работах ученых [1–5].

К числу контролируемых параметров относятся концентрации фосфора общего, фосфора минерального и аммонийного азота. Фосфор и азот входят в число элементов, необходимых для развития живых организмов, что видно, например, из формулы органического вещества по Редфилду $(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}\text{H}_3\text{PO}_4$ и соотношения С:N:P как 106:16:1 [6]. В природных условиях именно недостаток фосфора нередко лимитирует развитие гидробионтов. В то же время при поступлении фосфора в водные объекты начинается неконтролируемый рост

¹⁾ Балтийское море : энциклопедия / И. С. Зонн [и др.]. Москва : Международные отношения, 2015. 570 с.

²⁾ Состояние окружающей среды в Ленинградской области. Санкт-Петербург, 2018. 372 с.

³⁾ Состояние окружающей среды в Ленинградской области в 2018 году. Санкт-Петербург, 2019. 448 с.

⁴⁾ Состояние окружающей среды в Ленинградской области. Санкт-Петербург, 2022. 528 с.

⁵⁾ Состояние окружающей среды Ленинградской области в 2022 году. Санкт-Петербург : Папирус, 2023. 320 с.

растительной биомассы, происходит эвтрофирование водоема, меняется и трофический статус водоема, увеличивается численность фитопланктона и бактерий. Согласно критериям трофности [7], для олиготрофных водоемов характерны концентрации фосфатов (по фосфору) от 0 до 0.012 мг P/дм³, для мезотрофных – от 0.012 до 0.024 мг P/дм³, для эвтрофных – от 0.024 до 0.096 мг P/дм³. Более высокие значения соответствуют гиперэвтрофным водам.

Содержание соединений фосфора подвержено значительным сезонным колебаниям, поскольку оно зависит от соотношения интенсивности фотосинтеза и биохимического окисления органических веществ. Минимальные концентрации фосфатов в поверхностных пресных водах наблюдаются обычно весной и летом, максимальные – осенью и зимой, в морских водах максимальные концентрации более характерны для весны и осени, а минимальные – для лета и зимы ⁶⁾.

Ионы аммония усваиваются растениями, переходя в глутаминовую кислоту, на базе которой синтезируются α -аминокислоты, а вслед за тем белки, нуклеиновые кислоты и прочие азотсодержащие вещества [6]. Они необходимы для развития гидробионтов, но в то же время избыток NH_4^+ оказывает негативное влияние, вызывая, например, интоксикацию рыб ⁷⁾ [8]. Повышенная концентрация ионов аммония может быть использована в качестве индикаторного показателя, отражающего ухудшение санитарного состояния водного объекта, загрязнение поверхностных и подземных вод. Значительные количества соединений фосфора и азота поступают в водоемы со стоками сельскохозяйственных предприятий ⁷⁾, в том числе животноводческих комплексов [8, 9], хозяйственно-бытовыми сточными водами населенных пунктов, а также в результате деятельности некоторых промышленных предприятий.

Цель настоящего исследования – изучить динамику содержания минерального (фосфатного) и общего фосфора и аммония в водах Финского залива по результатам мониторинговых исследований в 2020–2022 гг.

Материалы и методы исследований

Контроль содержания различных форм фосфора и ионов аммония в водах восточной части Финского залива является частью мониторинговых исследований, ежегодно проводимых Санкт-Петербургским филиалом ФГБНУ «ВНИРО» («ГосНИОРХ» им. Л. С. Берга). Как правило, в рамках этих исследований выполняется два рейса: весной – в начале лета и в конце лета – начале осени. Более конкретные сроки зависят от погодных условий. В ходе рейсов отбирают пробы на станциях, распределенных по акватории, причем из нескольких слоев воды: поверхностного, придонного, а на глубоководных станциях и из срединного слоев воды. Делается это для того, чтобы описать распределение показателей не только по горизонтали, но и по вертикали. От рейса к рейсу число точек отбора может меняться.

В пробах воды, как правило, определяют содержание общего фосфора, минерального (фосфатного) фосфора, ионов аммония. Определение проводится

⁶⁾ URL: <https://wwtec.ru/index.php?id=213> (дата обращения: 28.05.2024).

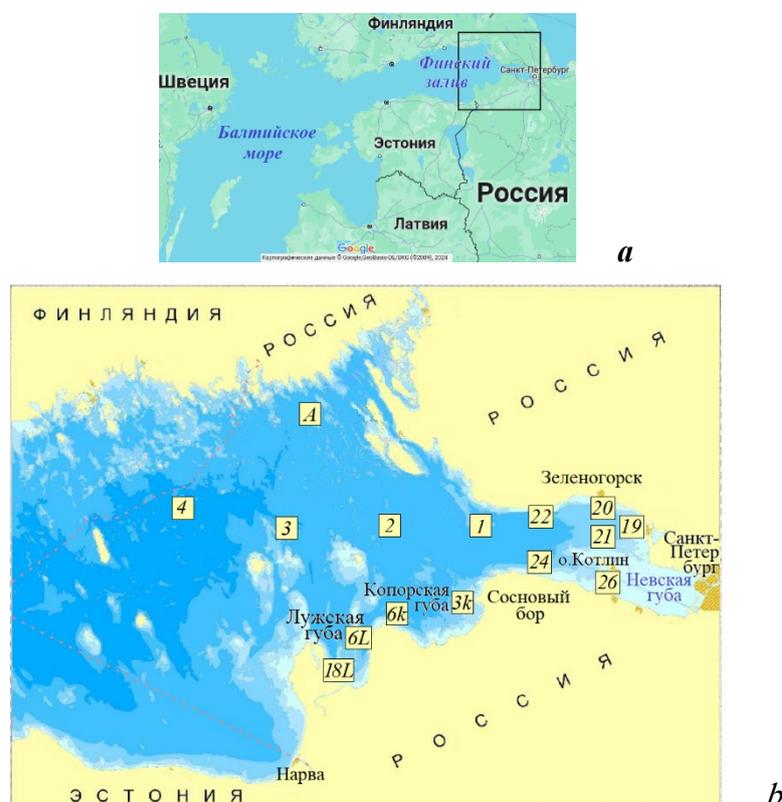
⁷⁾ URL: <https://wwtec.ru/index.php?id=212#8.2> (дата обращения: 28.05.2024).

спектрофотометрическим методом в соответствии с нормативной документацией^{8), 9)}.

Результаты и обсуждение

2020 год

В 2020 г. в рамках мониторинговых исследований было выполнено два рейса: в июне и сентябре. Рейсы проводились в рамках государственного задания ФГБНУ «ВНИРО» № 076-00005-20-02. В ходе рейсов производился отбор проб на 15 станциях (рис. 1, *b*).



Р и с . 1. Финский залив (прямоугольником выделен район исследований в восточной части залива) (*a*) и укрупненное изображение выделенного участка с сеткой станций отбора проб (*b*) [3, 10]. Снимок Google Maps (URL: <https://www.google.ru/maps>)

F i g . 1. Gulf of Finland (the rectangular on the map shows the study area in the eastern part of the Gulf) (*a*) and an enlarged image of the selected area with a sampling station grid (*b*) [3, 10]. Google Maps image (available at: <https://www.google.ru/maps>)

⁸⁾ РД 52.24.387-2019; РД 52.24.382-2019; РД 52.24.486-2009.

⁹⁾ 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 Российской Федерации от 13 декабря 2016 года № 552. URL: <http://agroportal2.garant.ru:81/document?id=71486774&byPara=1> (дата обращения: 11.05.2024).

В табл. 1 представлены результаты определения содержания общего и минерального фосфора. Полученные результаты показали, что концентрации минерального фосфора на исследованных участках Финского залива в июне и сентябре незначительно различались. В сентябре, по сравнению с июнем, концентрация минерального фосфора на многих точках понижалась, что

Т а б л и ц а 1. Результаты определения фосфора (в пересчете на фосфор) в пробах воды 2020 года

T a b l e 1. Results of determination of phosphorus (in terms of phosphorus) in water samples in 2020

Станция / Station	Слой воды / Water layer	Фосфор минеральный, мг P/дм ³ / Mineral phosphorus, mg P/dm ³		Фосфор общий, мг P/дм ³ / Total phosphorus, mg P/dm ³	
		Июнь / June	Сентябрь / September	Июнь / June	Сентябрь / September
1	П / S	0.001	0.005	0.006	0.013
	С / M	0	0.005	0	0.018
	Д / B	0.003	0.008	0.013	0.042
2	П / S	0	0.002	0.005	0.011
	Д / B	0.004	0.008	0.011	0.044
3	П / S	0	0.004	0.008	0.021
	С / M	0.008	0.002	0.015	0.020
	Д / B	0.010	0.009	0.037	0.021
3k	П / S	0.005	0.004	0.005	0.012
	Д / B	0.006	0.005	0.018	0.016
4	П / S	0.003	0.002	0.023	0.007
	Д / B	0.005	0.004	0.040	0.019
6k	П / S	0.008	0.004	0.028	0.014
	Д / B	0.015	0.006	0.076	0.009
6L	П / S	0.007	0.006	0.014	0.023
	Д / B	0.005	0.004	0.023	0.013

Продолжение таблицы 1 / Continued Table 1

Станция / Station	Слой воды / Water layer	Фосфор минеральный, мг P/дм ³ / Mineral phosphorus, mg P/dm ³		Фосфор общий, мг P/дм ³ / Total phosphorus, mg P/dm ³	
		Июнь / June	Сентябрь / September	Июнь / June	Сентябрь / September
18L	П / S	0.009	0.005	0.044	0.016
	Д / B	0.007	0.004	0.010	0.016
19	П / S	0.001	0.003	0.033	0.013
	Д / B	0	0.005	0.003	0.015
20	П / S	0.002	0.003	0.007	0.011
	Д / B	0.006	0.002	0.013	0.013
21	П / S	0.001	0.004	0.005	0.010
	Д / B	0.005	0.004	0.028	0.014
22	П / S	0.004	0.002	0.012	0.018
	Д / B	0.002	0.005	0.036	0.009
24	П / S	0.003	0.006	0.019	0.037
	Д / B	0.012	0.007	0.091	0.007
26	П / S	0.009	0.004	0.073	0.017
	Д / B	0.006	0.003	0.013	0.017
A	П / S	0.005	0.005	0.027	0.013
	С / M	0.002	0.002	0.021	0.021
	Д / B	0.006	0.005	0.072	0.039
СМЗ / Median value		0.005	0.004	0.018	0.016

Примечание: П – поверхностный слой воды (0–0.3 м); С – срединный слой (равноудаленный от поверхности и дна); Д – придонный слой; мг P/дм³ – концентрация минерального и общего фосфора в пересчете на фосфор; СМЗ – среднее медианное значение. ПДК минерального фосфора – 0.15 мг/л. ПДК общего фосфора отсутствует.

Note: S – surface water layer (0–0.3 m); M – middle layer (equidistant from the surface and bottom); B – bottom layer; mg P/dm³ – concentration of mineral and total phosphorus expressed as phosphorus. Maximum permissible concentration (MPC) of mineral phosphorus – 0.15 mg/L. MPC of total phosphorus is absent.

соответствует ожиданиям и объясняется усиленным потреблением минерального фосфора фотосинтезирующими организмами в летний период. Исключение составляли станции глубоководные и удаленные от берега: 1, 2, 4.

Концентрации общего фосфора были по естественным причинам больше и менялись от 0 (т. е. находились ниже предела обнаружения), что соответствует олиготрофному статусу водоема, до 0.091 мг Р/дм^3 , что соответствует эвтрофному статусу. Уровни концентрации общего фосфора, характерные для эвтрофного статуса водоема, были отмечены и на центральных станциях, удаленных от антропогенных источников (ст. 2–4), однако такие концентрации более характерны для станций, на качество вод которых могут оказывать влияние техногенные, хозяйственно-бытовые и сельскохозяйственные стоки (ст. 19, 21, 24, 26, А, 6к, 18L). Следует отметить, что в сентябре высокие значения концентрации общего фосфора наблюдались в основном в придонных слоях воды, в том числе и на ст. 2, где было зафиксировано ее максимальное значение (0.044 мг Р/дм^3). Это может быть связано с оседанием взвешенного органического вещества и его деструкцией, переносом соединений фосфора из западной части залива и поступлением их из донных отложений.

Режим течений в Финском заливе обуславливается водообменом Финского и Рижского заливов с основной частью Балтийского моря. Значительное влияние на течения оказывает сток воды с суши. Наблюдается более или менее устойчивое постоянное течение, направленное на запад и объясняющееся стоком вод р. Невы (рис. 2). Кроме того, под воздействием ветров возникают временные ветровые течения¹⁰⁾.



Рис. 2. Схема основных постоянных течений в Финском заливе. Стрелками показано направление течений

Fig. 2. Diagram of main constant currents in the Gulf of Finland. The arrows show current directions

¹⁰⁾ URL: https://studwood.net/1660488/tehnika/navigatsionno_gidrograficheskiy_gidrometeorologicheskij_ocherki_baltiyskogo_morya_chast (дата обращения 08.05.2023).

Согласно литературным данным, накопление фосфора активно происходит в глубоководной западной части залива, где биогенный режим обусловлен внутренней нагрузкой на водоем, когда в условиях дефицита кислорода происходит дополнительное поступление соединений фосфора из донных отложений [11]. Постоянными течениями выделившиеся соединения фосфора переносятся из западной части Финского залива в восточную.

Для восточной части Финского залива из-за большей мелководности понижение концентрации растворенного кислорода в воде и развитие гипоксических зон менее характерно. Однако такие явления отмечаются как раз в районе глубоководной станции 4 (по данным работы [11], концентрация кислорода может колебаться от 5 до 2 мг/дм³).

В среднем же уровень общего фосфора (исходя из СМЗ) указывает на мезотрофный статус, в связи с чем в табл. 1 была использована ПДК для мезотрофных водоемов⁹⁾. Как следует из данных табл. 1, ПДК минерального фосфора не была превышена ни в июне, ни в сентябре.

2021 год

В 2021 г. отбор проб производился в мае – июне и августе – сентябре по стандартной схеме отбора со станций, отмеченных на рис. 1, а.

В данном году определяли не только фосфор фосфатный (минеральный) и фосфор общий, но и аммонийный азот.

Результаты исследования проб воды представлены в табл. 2.

Весной – в начале лета 2021 г. концентрации минерального фосфора находились на очень низком (ниже, чем в июне предыдущего года) уровне. Возможно, это было связано с ясной солнечной погодой в тот период и, как следствие, с интенсивным развитием биоты, бурно потреблявшей минеральный фосфор. Напротив, значения концентрации общего фосфора были в среднем выше, чем в тот же период прошлого года, и при этом СМЗ в мае – июне было на эвтрофном уровне. На ст. 3к (поверхность), 4 (середина), 20 (дно) они превышали 0.096 мг P/дм³ – верхнюю границу эвтрофного уровня. Станция 3к находится в Копорской губе, ст. 20 – возле побережья Курортного района (г. Зеленогорск). Логично предположить, что повышенные концентрации общего фосфора объясняются антропогенным влиянием. Станция 4, напротив, удалена от берегов, однако значительное содержание общего фосфора отмечалось в районе этой станции и ранее, что дает основание предполагать, как это уже было отмечено выше [10], приход фосфора из донных осадков и с массами воды, поступающими из западной части залива.

Повышенные значения общего фосфора в мае – июне 2021 г. имели место на ст. 4 в срединном слое вод, а на ст. 20 – в придонном слое.

Необычно высокий уровень аммонийного азота был отмечен на целом ряде станций: 6к, 6Л, 18Л – эти станции расположены вдоль южного берега залива в пределах Копорской и соседней с ней Лужской губы, а также на ст. 19 и 20, находящихся возле северного берега залива в границах Курортного района Санкт-Петербурга. Примечательно, что высокое содержание NH₄⁺ было характерно как для поверхностного, так и для придонного слоев воды. В Копорской и Лужской губах области повышенных концентраций аммонийного азота могут быть связаны с поступлением богатых биогенами речных вод, а возле северного берега – с антропогенной нагрузкой Курортного района.

Т а б л и ц а 2. Результаты определения фосфора и аммонийного азота в пробах воды 2021 года

Table 2. Results of determination of phosphorus and ammonium nitrogen in water samples in 2021

Станция / Station	Слой воды / Water layer	Фосфор минеральный, мг P/дм ³ / Mineral phosphorus, mg P/dm ³		Фосфор общий, мг P/дм ³ / Total phosphorus, mg P/dm ³		Аммоний, мг/дм ³ / Ammonium, mg/dm ³	
		Май – июнь / May – June	Август – сентябрь / August – September	Май – июнь / May – June	Август – сентябрь / August – September	Май – июнь / May – June	Август – сентябрь / August – September
1	П / S	н/о / N/D	н/о / N/D	0.004	н/о / N/D	<0.03	н/о / N/D
	С / M	н/о / N/D	н/о / N/D	0.009	н/о / N/D	0.06	н/о / N/D
	Д / B	0.005	н/о / N/D	0.017	н/о / N/D	0.09	н/о / N/D
2	П / S	0.004	0.003	0.029	0.003	< 0.03	< 0.03
	С / M	0.004	0	0.095	0.0055	< 0.03	< 0.03
	Д / B	0.005	0.003	0.037	0.005	< 0.03	< 0.03
3	П / S	0	0.003	0.042	0.003	< 0.03	< 0.03
	С / M	0.005	0.004	0.005	0.0065	< 0.03	< 0.03
	Д / B	0.002	0.003	0.032	0.006	< 0.03	< 0.03
3k	П / S	0	0.003	0.147	0.005	< 0.03	< 0.03
	Д / B	0.002	0.004	0.039	0.005	< 0.03	< 0.03
4	П / S	0.003	0.002	0.017	0.036	< 0.03	< 0.03
	С / M	0.006	0.002	0.163	0.039	< 0.03	< 0.03
	Д / B	0.009	0.002	0.034	0.006	< 0.03	< 0.03
6k	П / S	0.001	0.001	0.042	0.027	0.130	< 0.03
	Д / B	0.005	0.002	0.024	0.004	0.285	< 0.03
6L	П / S	0.002	0.004	0.002	0.013	0.055	< 0.03
	Д / B	0.003	0.002	0.021	0.008	0.075	< 0.03

Продолжение таблицы 2 / Continued Table 2

Станция / Station	Слой воды / Water layer	Фосфор минеральный, мг P/dm ³ / Mineral phosphorus, mg P/dm ³		Фосфор общий, мг P/dm ³ / Total phosphorus, mg P/dm ³		Аммоний, мг/dm ³ / Ammonium, mg/dm ³	
		Май – июнь / May – June	Август – сентябрь / August – September	Май – июнь / May – June	Август – сентябрь / August – September	Май – июнь / May – June	Август – сентябрь / August – September
18L	П / S	0.0008	0.0040	0.0008	0.012	0.150	< 0.03
	Д / B	0.0010	0.0030	0.0016	0.0055	0.055	< 0.03
19	П / S	0.0030	0.0065	0.0060	0.008	0.155	< 0.03
	Д / B	0.0030	0.0060	0.0050	0.006	0.055	< 0.03
20	П / S	0.0030	0.0040	0.0260	0.005	0.075	< 0.03
	Д / B	0.0030	0.0035	0.1710	0.006	0.170	< 0.03
21	П / S	0.0020	0.0150	0.0360	0.015	< 0.03	< 0.03
	Д / B	0.0020	0.0065	0.0080	0.0065	< 0.03	< 0.03
22	П / S	0.0016	0.0080	0.0080	0.029	< 0.03	< 0.03
	Д / B	0.0030	0.0120	0.0240	0.016	< 0.03	< 0.03
24	П / S	0.0020	0.0040	0.0500	0.013	< 0.03	< 0.03
	Д / B	0.0020	0.0040	0.0440	0.004	< 0.03	< 0.03
26	П / S	0.0030	0.0050	0.0090	0.005	< 0.03	< 0.03
	Д / B	0.0010	0.0050	0.0630	0.010	< 0.03	< 0.03
A	П / S	0.0004	0.0020	0.0120	0.021	< 0.03	< 0.03
	С / M	0.0030	0.0016	0.0030	0.009	0.030	< 0.03
	Д / B	0.0065	0.0030	0.0680	0.031	0.070	< 0.03
СМЗ / Median value		0.0020	0.0040	0.0290	0.008	< 0.03	< 0.03

Примечание: н/о – не определяли. Обозначения см. табл. 1. ПДК аммония – 0.5 мг/л.

Note: N/D – not determined. See designations to Table 1. MPC of ammonium – 0.5 mg/L.

Кроме того, высокое содержание NH_4^+ было зафиксировано на ст. 4 в верхнем слое воды. Таким образом, можно предполагать формирование локальных областей («пятен») с относительно высоким содержанием аммонийного азота, которые частично коррелируют с областями с повышенным уровнем общего фосфора. Несмотря на отмеченный высокий уровень концентраций аммония, все значения этого показателя были ниже ПДК.

В конце августа – сентябре того же года концентрации минерального фосфора по сравнению с июньскими изменились незначительно. Концентрации же общего фосфора заметно снизились и составляли от 0.003 до 0.039 мг P/дм³. Значения, соответствующие гиперэвтрофному статусу, отсутствовали вовсе; значения, превышавшую верхнюю границу мезотрофного уровня, были зафиксированы только на ст. 4 (поверхность и середина), 22 (поверхность) и А (дно). Концентрации аммонийного азота либо находились ниже пределов обнаружения, либо были незначительны.

2022 год

В 2022 г. пробы отбирали в июне и сентябре со станций, отмеченных на рис.1, а.

Определяли, как и в 2021 г., фосфор фосфатный (минеральный), фосфор общий и аммонийный азот.

Результаты исследования проб воды представлены в табл. 3.

Т а б л и ц а 3. Результаты определения фосфора и аммонийного азота в пробах воды 2022 года

Table 3. Results of determination of phosphorus and ammonium nitrogen in water samples in 2022

Станция / Station	Слой воды / Water layer	Фосфор минеральный, мг P/дм ³ / Mineral phosphorus, mg P/dm ³		Фосфор общий, мг P/дм ³ / Total phosphorus, mg P/dm ³		Аммоний, мг/дм ³ / Ammonium, mg/dm ³	
		Май – июнь / May – June	Август – сентябрь / August – September	Май – июнь / May – June	Август – сентябрь / August – September	Май – июнь / May – June	Август – сентябрь / August – September
1	П / S	0.0008	0.0008	0.007	0.0008	< 0.03	< 0.03
	С / M	0.0040	0.0040	0.001	0.0200	< 0.03	< 0.03
	Д / B	0.0070	0.0070	0.002	0.0390	< 0.03	< 0.03
2	П / S	0.0004	0.0004	0.027	0.0020	< 0.03	< 0.03
	С / M	0.0003	0.0003	0.008	0.0004	< 0.03	< 0.03
	Д / B	0.0003	0.0003	0.041	0.0003	< 0.03	< 0.03

Продолжение таблицы 3 / Continued Table 3

Станция / Station	Слой воды / Water layer	Фосфор минеральный, мг P/дм ³ / Mineral phosphorus, mg P/dm ³		Фосфор общий, мг P/дм ³ / Total phosphorus, mg P/dm ³		Аммоний, мг/дм ³ / Ammonium, mg/dm ³	
		Май – июнь / May – June	Август – сентябрь / August – September	Май – июнь / May – June	Август – сентябрь / August – September	Май – июнь / May – June	Август – сентябрь / August – September
3	П / S	0.0007	0.0007	0.0170	0.0007	< 0.03	< 0.03
	С / M	0.0040	0.0040	0.0013	0.0670	< 0.03	< 0.03
	Д / B	0.0030	0.0030	0.0120	0.0030	< 0.03	< 0.03
3k	П / S	0.0016	0	0.0016	0.0020	< 0.03	< 0.03
	Д / B	0.0010	0.0020	0.0030	0.0024	< 0.03	< 0.03
4	П / S	0.0013	0	0.0060	0.0003	< 0.03	< 0.03
	С / M	0.0013	0.0030	0.0740	0.0030	< 0.03	< 0.03
	Д / B	0.0070	0.0070	0.1140	0.0240	< 0.03	< 0.03
6k	П / S	0.0010	0.0008	0.0080	0.0008	< 0.03	< 0.03
	Д / B	0.0050	0.0040	0.0010	0.0120	< 0.03	< 0.03
6L	П / S	0.0080	0.0030	0.0010	0.0100	< 0.03	< 0.03
	Д / B	0.0013	0.0040	0.0160	0.0040	< 0.03	< 0.03
18L	П / S	0.0016	0.0040	0.0120	0.0200	< 0.03	< 0.03
	Д / B	0.0016	0.0030	0.0390	0.0065	< 0.03	< 0.03
19	П / S	0.0020	0.0030	0.0020	0.0060	< 0.03	< 0.03
	Д / B	0.0020	0.0040	0.0050	0.0130	< 0.03	< 0.03
20	П / S	0.0013	0.0003	0.0016	0.0130	< 0.03	< 0.03
	Д / B	0.0010	0.0040	0.0160	0.0290	< 0.03	< 0.03
21	П / S	0.0013	0.0010	0.0070	0.0310	< 0.03	< 0.03
	Д / B	0.0013	0.0080	0.0016	0.0340	< 0.03	< 0.03

Окончание таблицы 3 / End of Table 3

Станция / Station	Слой воды / Water layer	Фосфор минеральный, мг P/dm ³ / Mineral phosphorus, mg P/dm ³		Фосфор общий, мг P/dm ³ / Total phosphorus, mg P/dm ³		Аммоний, мг/dm ³ / Ammonium, mg/dm ³	
		Май – июнь / May – June	Август – сентябрь / August – September	Май – июнь / May – June	Август – сентябрь / August – September	Май – июнь / May – June	Август – сентябрь / August – September
22	П / S	0.0013	0.0030	0.0013	0.0030	< 0.03	< 0.03
	Д / B	0.0003	0.0050	0.0013	0.0090	< 0.03	< 0.03
24	П / S	0.0013	0.0010	0.0013	0.0120	< 0.03	< 0.03
	Д / B	0.0010	0.00070	0.0220	0.0120	0.04	< 0.03
26	П / S	0.0013	0.0016	0.0100	0.0040	0.06	< 0.03
	Д / B	0.0140	0.0016	0.0410	0.0050	< 0.03	< 0.03
A	П / S	0.0008	0.0008	0.0016	0.0008	< 0.03	< 0.03
	С / M	0.0013	0.0016	0.0100	0.0070	< 0.03	< 0.03
	Д / B	0.0030	0.0340	0.0590	0.0430	< 0.03	< 0.03
СМЗ / Median value		0.0010	0.0030	0.007	0.0070	< 0.03	< 0.03

Примечание: Обозначения см. табл. 1. ПДК аммония – 0.5 мг/л.

Note: See designations to Table 1. MPC of ammonium – 0.5 mg/L.

В июне 2022 г. концентрации минерального фосфора находились на традиционно низком уровне. Концентрации аммонийного азота были также незначительны. Содержание общего фосфора менялось от 0.001 до 0.074 мг P/dm³. На ст. 2 (дно), 4 (середина), 18L (дно), 26 (дно) и A (дно) оно превышало 0.024 мг P/dm³. Аналогичная картина была отмечена в сентябре, только содержание общего фосфора составляло от 0.002 до 0.067 мг P/dm³, а выход за пределы мезотрофного состояния был зафиксирован на ст. 1 (дно), 3 (середина), 20 (дно), 21 (дно) и A (дно). Как и в сентябре 2020 г., общий фосфор накапливался в придонном слое. В целом содержание биогенных элементов в воде залива в этом году было меньше, чем в 2020 и 2021 гг., а средние медианные значения концентраций общего фосфора в оба сезона даже были на уровне олиготрофии.

Заключение

Сравнение результатов измерений 2020–2022 гг. позволяет сделать ряд выводов.

Несмотря на высокую антропогенную нагрузку, концентрации минерального фосфора и аммония в водах Финского залива находятся в пределах ПДК, превышения фиксируются достаточно редко.

На протяжении обсуждаемого периода (три года – для фосфора, два года – для аммония) концентрации исследуемых биогенных элементов колебались в пределах относительно узких интервалов значений, не обнаруживая явных трендов к повышению или понижению. Значительные концентрации общего фосфора отмечаются обычно в таких районах, как Невская губа, Копорская губа, область возле побережья Курортного района, то есть в тех областях, где антропогенное воздействие максимально. Однократно в 2021 г. был отмечен повышенный, по сравнению с обычным, уровень NH_4^+ в Копорской и Лужской губе, а также возле побережья Курортного района. Особого внимания заслуживают ст. 4 (глубоководная) и А (удаленная от берегов). В этих двух точках отбора периодически отмечаются повышенные концентрации общего фосфора. По-видимому, это можно объяснить как переносом вещества из западной части залива, так и диффузией из донных отложений.

В среднем в придонных слоях воды обнаруживается более высокое содержание общего фосфора, чем в поверхностных.

В целом концентрации биогенных элементов соответствуют мезотрофному статусу водоема.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Белкина Н. А., Рыжаков А. В., Тимакова Т. М. Распределение и трансформация нефтяных углеводородов в донных отложениях Онежского озера // Водные ресурсы. 2008. Т. 35, № 4. С. 472–481. EDN ISJZIB.
2. Метод оценки биогенной нагрузки на водные объекты северо-запада России / С. А. Кондратьев [и др.] // Известия РГО. 2009. Т. 141, № 2. С. 53–63. EDN OIJXRХ.
3. Ипатова С. В. Качество морских вод и донных отложений восточной части Финского залива по данным мониторинга ФГБУ «Северо-Западное УГМС» // Специализированное обеспечение информацией о состоянии и загрязнении окружающей среды в больших городах : всероссийское совещание. Ярославль, 7–8 сентября 2017 г. Ярославль, 2017. 12 с. URL: <http://www.oceanography.institute/index.php/component/jdownloads/finish/41/1682> (дата обращения: 31.05.2024).
4. Кулаков Д. В., Макушенко М. Е., Верецагина Е. А. Влияние Ленинградской АЭС на зоопланктон и зообентос Копорской губы Финского залива // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2015. № 1. С. 42–54. EDN TRKBGL.
5. Литина Е. Н., Захарчук Е. А., Тихонова Н. А. Динамика гипоксических зон в Балтийском море на рубеже XX и XXI веков // Труды II Всероссийской конференции «Гидрометеорология и перспективы развития: достижения и перспективы развития». Санкт-Петербург, 19–21 декабря 2018 года. Санкт-Петербург : Химиздат, 2018. С. 404–407. URL: http://mgo-spb.ru/f/180en_litina_yea_zakharchuk_na_tikhonova.pdf (дата обращения: 31.05.2024).

6. *Хмельницкая О. К.* Основные геохимические характеристики промежуточных и глубинных водных масс Северной Атлантики // Вестник Московского университета. Серия 5: География. 2011. № 6. С. 60–66. EDN OKMLHF.
7. *Carlson R. E.* A trophic state index for lakes // *Limnology and Oceanography*. 1977. Vol. 22, iss. 2. P. 361–369. URL: <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.4319/lo.1977.22.2.0361> (дата обращения: 31.05.2024).
8. Оценка сельскохозяйственной биогенной нагрузки / А. Ю. Брюханов [и др.] // Технологии и технические средства механизированного производства продуктов растениеводства и животноводства. 2018. № 96. С. 175–186. EDN VLZLXS. <https://doi.org/10.24411/0131-5226-2018-10071>
9. Водное гуминовое вещество в воде озера и процесс его трансформации / Н. Н. Коркишко [и др.] // Ладожское озеро – прошлое, настоящее, будущее / под ред. В. А. Румянцева, В. Г. Драбковой. Санкт-Петербург : Наука, 2002. С. 111–117.
10. *Синякова М. А., Крылова Ю. В., Пономаренко А. М.* Сезонные изменения концентраций фосфора и нефтяных углеводородов в воде восточной части Финского залива // Экологическая химия. 2022. Т. 31, № 2. С. 92–98. EDN GEQWSG.
11. *Ершова А. А., Коробченкова К. Д., Агранова Ю. С.* Оценка состояния Финского залива по индикаторам эвтрофирования ХЕЛКОМ // Ученые записки Российского государственного гидрометеорологического университета. 2018. № 51. С. 137–149. EDN XZTQAX.

Поступила 01.02.2024 г.; одобрена после рецензирования 26.02.2024 г.; принята к публикации 27.03.2024 г.; опубликована 25.06.2024 г.

Об авторах.

Синякова Мария Александровна, ведущий научный сотрудник, Лаборатория рыбохозяйственной экологии, Санкт-Петербургский филиал ФГБНУ «ВНИРО» («ГосНИОРХ» им. Л. С. Берга) (199053, Россия, г. Санкт-Петербург, наб. Макарова, д. 26), доцент кафедры ЭЭ и ТП, Морской Технический Университет (190121, г. Санкт-Петербург, ул. Лоцманская, д. 3), кандидат химических наук, **ORCID ID: 0000-0001-9352-2083**, **SPIN-код: 2411-1623**, kafischem@yandex.ru

Крылова Юлия Викторовна, старший научный сотрудник, Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина Российской академии наук (152742, Россия, Ярославская обл., Некоузский р-н, п. Борок, д. 109), кандидат географических наук, **ORCID ID: 0000-0002-4274-2358**, **SPIN-код: 4181-3336**

Бронникова Лилия Васильевна, заведующая кафедрой ЭЭ и ТП, Морской Технический Университет (190121, Россия, г. Санкт-Петербург, ул. Лоцманская, д. 3), кандидат экономических наук, **ORCID ID: 0000-0002-8710-5328**, **SPIN-код: 2035-9311**

Заявленный вклад авторов.

Синякова Мария Александровна – разработка концепции статьи, обработка и описание результатов исследования, обзор литературы

Крылова Юлия Викторовна – формулировка и постановка задачи, обработка и описание результатов исследования, обзор литературы

Бронникова Лилия Васильевна – качественный анализ результатов и их интерпретация, обзор литературы

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Оценка экологической опасности условий хранения отходов добычи и переработки арсенопиритных минералов

Ле Тху Тхуи^{1*}, Чан Хонг Кон², Нгуен Чонг Хиеп³,
Ву Тхи Минь Чау³, Ле Минь Туан⁴, До Хоанг Линь²

¹ Ханойский университет природных ресурсов и окружающей среды, Ханой, Вьетнам

² Ханойский университет естественных наук, Ханой, Вьетнам

³ Южное отделение Совместного российско-вьетнамского тропического научно-исследовательского и технологического центра, Хошимин, Вьетнам

⁴ Институт экологических технологий, Вьетнамская академия наук и технологий, Хошимин, Вьетнам

* e-mail: lthuy.mt@hunre.edu.vn

Аннотация

Арсенопирит – распространенный минерал класса сульфидов, относящийся к минералам гидротермального происхождения. На техногенных отвалах арсенопирит подвергается воздействию агентов выветривания и выделяет мышьяк в окружающую среду. В районах, где разрабатываются минералы Cu, Pb, Zn, загрязнение окружающей среды мышьяком является серьезной проблемой. Результаты настоящего исследования показывают, что при выветривании на отвалах в условиях просачивания и затопления арсенопиритные руды способны выделять мышьяк и тяжелые металлы. Представлены результаты лабораторного эксперимента на разработанной имитационной модели изменения вещества в рудных отвалах шахт при двух условиях: при просачивании (моделирование открытых отвалов руды, через которые просачивается дождевая вода) и затоплении (моделирование отвалов руды, хранящихся в затопленных низинных районах). Модельные условия соответствуют реальным. Соотношение арсенопирита и песка 1:20. Продолжительность эксперимента составляет 60 сут, что позволяет определить мышьяк в различных химических веществах. В ходе эксперимента в условиях инфильтрации воды pH снижается, а окислительно-восстановительный потенциал варьирует от 5 до 50 мВ, при снижении pH выделение металлов и мышьяка в окружающую среду с течением времени увеличивается. По достижении pH значений, характеризующих кислую среду (2.0–4.5), выветривание заметно ускоряется. В условиях избытка воды при высоком содержании растворенного кислорода металлы высвобождаются быстрее. Когда pH находится в диапазоне от 5.5 до 6.0, скорость высвобождения металлов снижается. При окислении руды железо в двухвалентной форме Fe(II) медленно окисляется до Fe(III) при pH, указанном выше. В этих условиях Fe(III) гидролизует в колонке. Таким образом, выделяющийся мышьяк адсорбируется на Fe(III), а образующийся гидроксид железа Fe(OH)₃ покрывает частицы руды.

© Ле Тху Тхуи, Чан Хонг Кон, Нгуен Чонг Хиеп, Ву Тхи Минь Чау, Ле Минь Туан,
До Хоанг Линь, 2024



Контент доступен по лицензии Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0)

This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0) License

Благодаря уменьшению контакта обработанной руды с водной средой концентрация мышьяка продолжает снижаться. Как в случае просачивания, так и в случае затопления As(III) преобладает над As(V) в потоке, выходящем из рудной колонки. As(III) может быть высокотоксичным для окружающей среды, поэтому следует обратить внимание на обеспечение условий его перехода в менее токсичный As(V).

Ключевые слова: загрязнение мышьяком, трансформация мышьяка, арсенопирит, добыча руды, токсичные отходы, промышленные отходы, антропогенное загрязнение

Благодарности: авторы выражают искреннюю благодарность Ханойскому университету природных ресурсов и окружающей среды, Ханойскому университету естественных наук, Южному отделению Совместного российско-вьетнамского тропического научно-исследовательского и технологического центра и Институту экологических технологий, Вьетнамской академии наук и технологий, которые создали условия для проведения исследования и помогли исследовательской группе в его реализации.

Для цитирования: Оценка экологической опасности условий хранения отходов добычи и переработки арсенопиритных минералов / Ле Тху Тхуи [и др.] // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2024. № 2. С. 107–121. EDN WCMKJB.

Environmental Hazard Assessment of Storage Conditions of Wastes from Mining and Processing of Arsenopyrite Minerals

**Le Thu Thuy^{1*}, Tran Hong Con², Nguyen Trong Hiep³,
Vu Thi Minh Chau³, Le Minh Tuan⁴, Do Hoang Linh²**

¹ *Hanoi University of Natural Resources and Environment, Hanoi, Vietnam*

² *Hanoi University of Science, Vietnam National University, Hanoi, Vietnam*

³ *Southern Branch of Joint Vietnam-Russia Tropical Science and Technology Research Center, Ho Chi Minh, Vietnam*

⁴ *Institute of science and technology for energy and environment, Vietnam Academy of Science and Technology, Ho Chi Minh, Vietnam*

* *e-mail: ltthuy.mt@hunre.edu.vn*

Abstract

Arsenopyrite is a common mineral of the sulphide class, belonging to minerals of hydrothermal origin. On anthropogenic dumps, arsenopyrite is exposed to weathering agents and releases arsenic into the environment. In areas, where Cu, Pb, Zn minerals are mined, arsenic contamination of the environment is a serious problem. The results of this study show that arsenopyrite ores are capable of releasing arsenic and heavy metals during weathering on dumps under seepage and flooding conditions. The paper presents the results of a laboratory experiment on a developed simulation model of substance change in ore mine dumps under two conditions: seepage (modelling open ore dumps through which rainwater seeps) and flooding (modelling ore dumps stored in flooded lowland areas). The modelling conditions were consistent with the real ones. The ratio of arsenopyrite and sand was 1:20. The duration of the experiment was 60 days, which allowed determining arsenic in different chemicals. During the experiment under water seepage conditions, pH decreased and redox potential varied from 5 to 50 mV. With decreasing pH, release of metals and arsenic into the environment increased over time. Once pH reached values characterising an acidic environment (2.0–4.5), weathering markedly accelerated. Under conditions of excess water with high dissolved oxygen content, metals released faster. When pH was between 5.5 and 6.0, the rate of metal release decreased. When the ore was oxidised, iron in the divalent form Fe(II) slowly

oxidised to Fe(III) at the pH value above. Under these conditions, Fe(III) was hydrolysed in the column. Thus, the released arsenic was adsorbed on Fe(III) and the resulting iron hydroxide Fe(OH)₃ coated the ore particles. Due to the reduced contact of the waste ore with the aqueous medium, the arsenic concentration continued to decrease. Under both seepage and flooding conditions, As(III) dominated As(V) in the flow exiting the ore column. As(III) can be highly toxic to the environment, therefore care should be taken to ensure that conditions are provided for its conversion to less toxic As(V).

Keywords: arsenic pollution, arsenic transformation, arsenopyrite, ore mining, toxic waste, industrial waste, anthropogenic pollution

Acknowledgements: We express our sincere gratitude to the Hanoi University of Natural Resources and Environment, Hanoi University of Science, the Southern Branch of the Joint Russian-Vietnamese Tropical Research and Technology Centre and the Institute of Environmental Technology, Vietnam Academy of Science and Technology, which created the conditions for the study and helped the research team in its implementation.

For citation: Le Thu Thuy, Tran Hong Con, Nguyen Trong Hiep, Vu Thi Minh Chau, Le Minh Tuan and Do Hoang Linh, 2024. Environmental Hazard Assessment of Storage Conditions of Wastes from Mining and Processing of Arsenopyrite Minerals. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (2), pp. 107–121.

Введение

Арсенопирит представляет собой соединение сульфида железа и мышьяка (FeAsS) и является сегодня одним из наиболее распространенных минералов среди сульфидов. Химический состав арсенопирита, по результатам микроспектрального анализа, обычно следующий: Fe = 34.05 %; As = 43.87 %; S = 21.76 % [1]. Образцы отвалной арсенопиритной руды для данного исследования были взяты из отходов добычи и переработки оловянной руды в верховьях реки Нам Хуонг (район Куйхоп, провинция Нгеан, Вьетнам).

Горнодобывающая промышленность негативно воздействует на окружающую среду и представляет опасность для экосистемы в целом и для человека в частности [2]. Это большая проблема во многих странах мира, в том числе во Вьетнаме.

В процессе добычи и переработки полезных ископаемых увеличивается скорость поступления тяжелых металлов в окружающую среду, включая водные экосистемы. Складированная в отвалах отработанная арсенопиритная руда подвергается воздействию атмосферы и медленно окисляется. При этом мышьяк превращается в более водорастворимые оксиды, что в результате естественного преобразования приводит к выделению серы. Эти сульфидные минералы окисляются, образуя кислотные сбросы шахт и изменяя свойства и токсичность металлов. Несмотря на опасность загрязнения окружающей среды мышьяком и тяжелыми металлами из кислых шахтных стоков и отвалов руды, этой проблеме уделялось мало внимания.

Высокий уровень мышьяка был обнаружен в районе разработки рудных месторождений, возможно из-за выветривания арсенопирита FeAsS и его выщелачивания в воде, особенно в старом оловянном руднике в районе Рон Фибун в Таиланде (5000 мкг/л). В США, в горнорудном районе округа Фэрбенкс, штат Аляска, концентрация мышьяка составляет 104 мкг/л, а концентрация мышьяка в подземных водах округа Кер-д'Ален, Айдахо, достигает 1400 мкг/л [3].

В исследовании Г. С. Камма с соавторами [4] было установлено, что мышьяк в виде метилированных соединений трансформируется в меньшей степени, чем неорганический мышьяк (As^{3+} и As^{5+}). Неорганический мышьяк в почве может претерпевать различные преобразования, включая снижение окисления, функциональную деградацию и биотрансформацию. В затопленной почве преобладает арсенит с низким окислительно-восстановительным потенциалом, и при pH, равном 5–8, As^{5+} в большей степени трансформируется как As^{3+} , а в восстановительной среде и при низком pH будет доминировать As(III).

В некоторых исследованиях геохимических характеристик мышьяка при добыче полезных ископаемых было показано, что выделение мышьяка в окружающую среду сильно зависит от значения pH, окислительно-восстановительного потенциала и содержания тяжелых металлов [5, 6].

В настоящее время во Вьетнаме исследований трансформации мышьяка проводится ограниченное количество, поэтому изучение выделения тяжелых металлов, As(III) и As(V) на отвале руды имеет большое значение. Это позволит улучшить защиту окружающей среды при работе горнодобывающей промышленности и хранении ее отходов в природных условиях.

Цель настоящего исследования, – используя результаты лабораторных экспериментов, оценить уровень воздействия отходов добычи и переработки арсенопиритных минералов на состояние окружающей среды при различных условиях их хранения (просачивание и затопление).

Экспериментальная часть

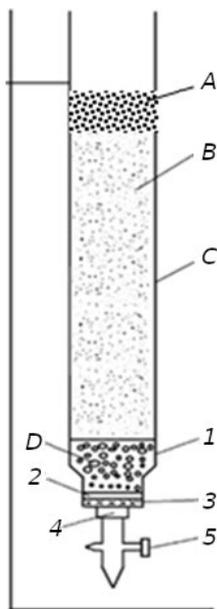
Проектирование и построение экспериментальных моделей, подготовка реактивов

Для изучения выделения мышьяка и тяжелых металлов из отвалов арсенопиритных руд и превращения As(III) в As(V) в первую очередь необходимо разработать имитационную модель изменения вещества в рудных отвалах шахт в условиях просачивания (моделируется открытый рудный отвал, в который просачивается дождевая вода) и затопления (моделируются отвалы руды, хранящиеся в затопленных низинных районах) [7]. Структура экспериментальной модели представлена на рис. 1, основной элементный состав в пробе смеси арсенопиритной руды и песка в соотношении 1:20 приведен в таблице.

Элементный состав (мг/кг) проб арсенопиритной руды и смеси арсенопиритной руды с песком (1:20)

Element composition (mg/kg) of arsenopyrite ore samples and mixture of arsenopyrite ore with sand (1:20)

Материал / Material	As	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd
Арсенопиритная руда / Arsenopyrite ore	164.73	9.32	1253.52	21377.45	47.96	5257.54	576.45	14.20
Смесь арсенопиритной руды и песка / Mixture of arsenopyrite ore with sand	8.12	0.51	60.32	987.16	2.81	646.64	26.43	1.46



Р и с . 1 . Схема оборудования: 1 – пластиковая крышка; 2 – тонкая сетка; 3 – пластиковый лист (PE); 4 – резиновые кнопки; 5 – клапан в нижней части колонки; А – слой гравия и грунта, взятых из отвала; В – образец слоя пиритовой руды, смешанный с песком; С – колонка; D – слой гравия

Fig. 1. Equipment scheme: 1 – plastic lid; 2 – fine mesh; 3 – plastic sheet (PE); 4 – rubber buttons; 5 – valve in the lower part; A – layer of gravel and soil taken from dump; B – sample of pyrite ore mixed with sand; C – column; D – gravel layer

Смесь арсенопиритной руды и кварцевого песка в соотношении 1:20 (это соотношение аналогично их соотношению в рудном отвале) набивают в испытательную колонку размером 45×1000 мм (размер частиц $0.5 \div 2.0$ мм) и оставляют свободный объем примерно 250 мл (рис. 1). Порядок слоев в заполненной колонке следующий. Первый слой (А) толщиной 20 мм представляет собой смесь обломков грунта и гравия, вывезенных с места добычи, для создания условий, близких к реальным (органического вещества от 1.5 %) [8]. Второй слой (В) – рудно-песчаная смесь толщиной 650 мм, массой 878 г. Третий слой (D) – поддерживающий слой гравия диаметром 3–5 мм. Состав используемой водной фазы аналогичен природной дождевой воде [9].

Состав используемой водной фазы (в мг/л) аналогичен природной дождевой воде (pH = 6.5):

Ca ²⁺	2.4	Cl ⁻	3.90	NH ₄ ⁺	1.5	NO ₃ ⁻	4.44
Na ⁺	8.5	SO ₄ ²⁻	5.35	Mg ²⁺	1.9	HCO ₃ ⁻	24.40

Реактивы. Стандартный раствор As(III) 0.1 М (7500 млн^{-1}): смесь 0.9902 г оксида мышьяка (III) и 2.5 г NaOH (х. ч.) помещают в мерную колбу 100 мл, добавляют 70 мл воды с пониженным содержанием кислорода и встряхивают. Затем добавляют 10 мл 2 М раствора HCl в воде с пониженным содержанием кислорода, доводят до метки водой с пониженным содержанием кислорода и перемешивают. Опыты проводили в атмосфере азота.

Стандартные растворы As(V) и ионов металлов Cu²⁺, Cd²⁺, Mn²⁺, Fe²⁺, Ni²⁺, Zn²⁺ готовили из стандартных растворов *Merck*.

Порядок работы

Условия просачивания. Воду с составом, приведенным выше, наливают в колонку (рис. 1), устье колонны и клапан внизу были открыты на двое суток. Затем в колонку наливают 120 мл воды, имитирующей природную дождевую воду. Открывают клапан и поддерживают скорость просачивания в колонке 8.5 см/ч (нормальная скорость просачивания воды через слой пустой руды) [10]. Собирают весь раствор, прошедший через колонку. Затем отбирают 20 мл собранного раствора для анализа содержания Fe, Mn, Ni, Cu, Zn, общего содержания As, As(III) и As(V) – основных ионов, часто сопровождающих процесс выветривания арсенопирита. Оставшуюся часть пробы сохраняют для следующих экспериментов. Открывают клапан, открывают устье колонны.

Через пять суток к сохраненному раствору добавляют 120 мл воды, имитирующей природную дождевую воду, затем его пропускают через колонку и берут пробу. Этот процесс отбора проб повторяют один раз в день в течение пяти суток (моделирование естественных процессов).

Условия затопления. Исследовательское оборудование устанавливают, как показано на рис. 1, в эксперименте не учитывают влияние горизонтального потока из-за его меньшего влияния на процесс выветривания. Арсенопиритная руда из отвала и используемая водная фаза имеют тот же состав, что и в условиях просачивания.

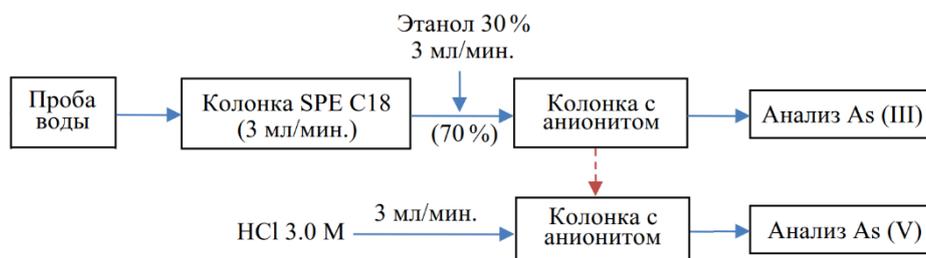
Сначала водную фазу насыщают кислородом с помощью аэратора, чтобы обеспечить концентрацию растворенного кислорода около 8 мг/л. После загрузки руды колонка постоянно поддерживается в заполненном состоянии. Уровень воды на 25 см превышает верхнюю границу рудопесчаного слоя. Пробы после отбора оставляют на пять суток. Одновременно аккуратно отбирают 20 мл только что собранного раствора для анализа тех же параметров, которые определяли в условиях просачивания. Количество воды, потерянное при отборе проб, восполняют.

И в условиях просачивания, и в условиях затопления эксперимент проводился в течение 60 сут [1]. Аликвоту пробы отбирали в одно и то же время для анализа на содержание тяжелых металлов. Модельные эксперименты были повторены три раза.

Для дальнейшего исследования способности выделять железо и мышьяк в кислой среде в реальных условиях авторы провели эксперименты при значениях pH от 4.5 до 2.5. Ход эксперимента такой же, как и в условиях просачивания: берут предварительно сохраненный раствор и добавляют 120 мл водной фазы с составом, приведенным выше. Используют 4 М раствор HCl для корректировки значения pH воды перед каждой промывкой через колонку и отбирают 20 мл образца для анализа. Повторяют ту же процедуру, что и выше (корректировка pH в течение пяти суток и отбор проб).

Методика разделения As(III) и As(V) и показатель качества в пробе

Методика разделения As(III) и As(V) в растворе этанола и воды с соотношением 30:70 состоит в однократной фильтрации с использованием ионообменной смолы *Lewatit MonoPlus M 500* [11]. Все опыты выполнены в атмосфере азота для предотвращения окисления мышьяка. Процесс выделения мышьяка показан на рис. 2.



Р и с . 2 . Схема разделения As(III) и As(V) [11]

F i g . 2 . Scheme of separation of As(III) and As(V) [11]

Содержание ионов Ni^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{+2} , Zn^{2+} , Fe^{2+} , As(III) , As(V) анализировали на атомно-абсорбционном спектрометре, As анализировали методом «холодного пара».

Обработка и анализ проб

Жидкие пробы обрабатывались с использованием кислот HNO_3 и HCl при соотношении объема HNO_3 : HCl как 1:3 из расчета 50 мл смеси кислот на 100 мл пробы. Затем As и тяжелые металлы измерялись с помощью атомно-абсорбционного спектрофотометра (модель *iCE 3500*, *Thermo Scientific*, США), Fe^{2+} анализировали по вьетнамскому стандарту *TCVN* на приборе *DR 5000 (HACH)*, показатели pH, Eh, содержание растворенного кислорода измеряли электродами *Hanna HI98304* (Румыния).

Растворы HCl , HNO_3 с различной концентрацией готовили из 37%-ной концентрированной хлорной кислоты HCl и 65%-ной азотной кислоты HNO_3 (х. ч., фирма *Merck*) в дистиллированной воде или в дистиллированной воде с пониженным содержанием кислорода в зависимости от требований каждого эксперимента.

После разделения As(III) и As(V) однократной фильтрацией с использованием ионообменной смолы *Lewatit MonoPlus M 500*. В качестве раствора сравнения использовали раствор этанола и воды (30:70 % об.)¹⁾, оценивали воспроизводимость метода, предел измерения прибора (*limit of detection, LOD*) и предел количественного определения (*limit of quantification, LOQ*) [12].

Воспроизводимость метода рассчитывали по следующей формуле:

$$S_r = SD = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2}, \quad RSD\% = \frac{S_r}{\bar{X}} \times 100,$$

где S_r – стандартное отклонение повторяемости; \bar{X} – средняя концентрация анализируемого вещества в испытуемом образце; X_i – концентрация образца i -го теста; n – количество повторений (10 раз); RSD – относительное стандартное отклонение.

Предел обнаружения: $LOD = 3 \times SD$.

Предел количественного определения: $LOQ = 10 \times SD$.

Согласно результатам эксперимента, значения LOD , LOQ для As(III) составляют 0.06 и 0.1 соответственно, а для As(V) – 0.05 и 0.08 соответственно. Эти низкие значения показывают, что анализ позволяет разделить As(III) и As(V) даже для образцов с низким содержанием мышьяка.

¹⁾ *Le Tu Hai*. Study of separation and determination method for anorganic arsenic(III) and arsenic(V) forms in natural water samples. Abstract of doctoral thesis. Vietnam National University, Hanoi, 2016.

Результаты и обсуждение

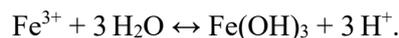
Скорость выброса металла и мышьяка в условиях просачивания

Изменение значения pH и окислительно-восстановительного потенциала Eh в условиях просачивания. Эксперимент проводился, как описано в разделе 2.2, при толщине пласта отвала руды 65 см. Но в действительности обнаженные отвалы пустой руды могут иметь толщину в десятки метров. Таким образом, экспериментальная модель постепенно накапливает продукты выветривания. На рис. 3 показаны изменения pH и Eh через 60 сут испытаний.

Результаты исследований, представленные на рис. 3, показали, что pH имеет тенденцию к постепенному снижению, а Eh имеет тенденцию к постепенному увеличению, но за 60 сут наблюдения изменение в модели было незначительным. Снижение pH в водной фазе связано с выветриванием минералов серы (в основном сульфида железа) с образованием ионов H^+ ,



и гидролизом ионов металлов (в основном Fe^{3+})

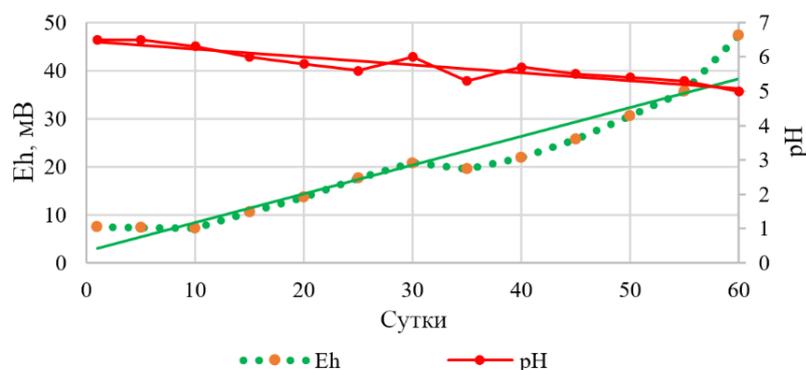


В первые дни высвобождается небольшое количество Fe(II), а при окислении Fe(II) до Fe(III) расходуется ионы H^+ :



Таким образом, значение pH изменяется незначительно. Когда железо высвобождается в большем количестве, гидролиз, происходящий в колонке наряду с окислительным выветриванием, приводит к повышению концентрации ионов H^+ , поэтому pH всегда имеет тенденцию к снижению [13].

При этом окислительно-восстановительный потенциал раствора (Eh), просачивающегося через колонку пустой руды, имеет тенденцию к постепенному увеличению. Это может быть связано с тем, что изначально частицы арсенопирита менее связаны, поэтому их контакт с растворенным кислородом и кислородом воздуха приводит к тому, что кислород диффундирует через водную пленку.



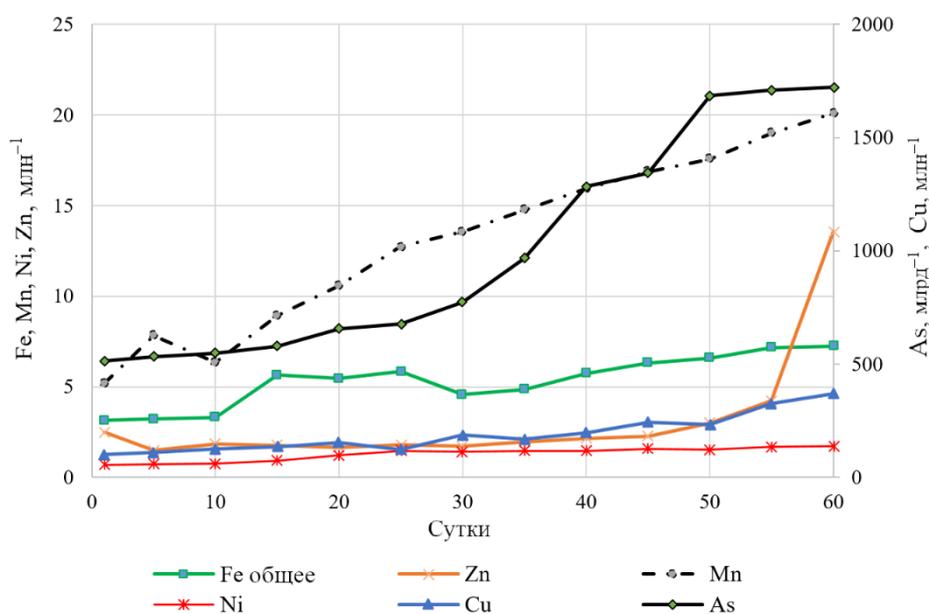
Р и с . 3 . Динамика pH и Eh в условиях просачивания

F i g . 3 . Dynamics of pH и Eh under seepage conditions

Следовательно, кислорода потребляется больше. Со временем поверхность рудных зерен уменьшается за счет налипающих на них слоев гидроокиси железа, препятствующих процессу окислительного выветривания. Но в условиях эксперимента общее количество кислорода воздуха, поступающего в колонку отработанной руды во время отбора проб, почти одинаково. Следовательно, концентрация растворенного кислорода повышается. Это приводит к увеличению Eh водной фазы, проходящей через колонку. В течение всего эксперимента pH водной фазы всегда был от 5 до 6, поэтому можно считать, что концентрация Fe^{3+} находится только в пределах произведения растворимости $Fe(OH)_3$ при соответствующем значении pH. Следовательно, Fe^{3+} оказывает незначительное влияние на окислительно-восстановительный потенциал водной фазы.

Скорость выделения мышьяка и тяжелых металлов в водной фазе. Изменение концентраций мышьяка и некоторых основных тяжелых металлов в арсенопиритной руде, накопленных в водной фазе в течение 60 сут, представлено на рис. 4.

В течение первых 30 сут эксперимента, когда отвальная руда подвергалась воздействию воздуха и кислорода воды, выделение железа и мышьяка из руды имело тенденцию к постепенному увеличению, pH водной фазы был около 6.0. При этом значении pH Fe(II) окисляется до Fe(III) за счет растворенного в воде кислорода воздуха, одновременно Fe(III) гидролизуется с образованием малорастворимого осадка $Fe(OH)_3$ и остается на колонке пустой руды. Выделившийся мышьяк также адсорбируется на $Fe(OH)_3$, поэтому концентрация мышьяка в водной фазе увеличивается медленно.



Р и с . 4 . Выделение мышьяка и некоторых металлов в водную фазу

F i g . 4 . Release of arsenic and some metals into the water phase

Через 30 сут, когда pH водной фазы снизился ниже 6 и продолжал снижаться ниже 5, концентрация общего железа в водной фазе заметно увеличилась вследствие уменьшения окислительной способности кислорода воздуха, осаждение $\text{Fe}(\text{OH})_3$ уменьшилось. Параллельно с этим процессом быстро увеличивалась общая концентрация мышьяка, так как процент этого элемента, адсорбированного на $\text{Fe}(\text{OH})_3$, уменьшался. На содержание железа и мышьяка в водной фазе на этой стадии также влияет повышенная скорость выветривания руды наряду с увеличением концентрации H^+ в водной фазе. Содержание других металлов заметно увеличилось лишь в первую неделю выветривания; затем оно почти не изменялось. В то же время мышьяк адсорбировался также на образующемся $\text{Fe}(\text{OH})_3$ до тех пор, пока pH воды не снизился примерно до 5.0.

Механизм выделения тяжелых металлов (Mn, Ni, Cu и Zn) из руды тот же, что и для арсенопирита. Когда значение pH падает ниже 5.0, их концентрация заметно увеличивается и составляет: Mn – от 5.21 до 20.11 млн⁻¹, Ni – от 0.67 до 1.74 млн⁻¹, Cu – от 99.64 до 370.42 млн⁻¹ и Zn – от 2.51 до 13.56 млн⁻¹. Приведенные выше результаты показали, что pH является вторичным фактором, при этом он оказывает решающее влияние на высвобождение мышьяка и других тяжелых металлов из открытых отвалов арсенопиритной руды.

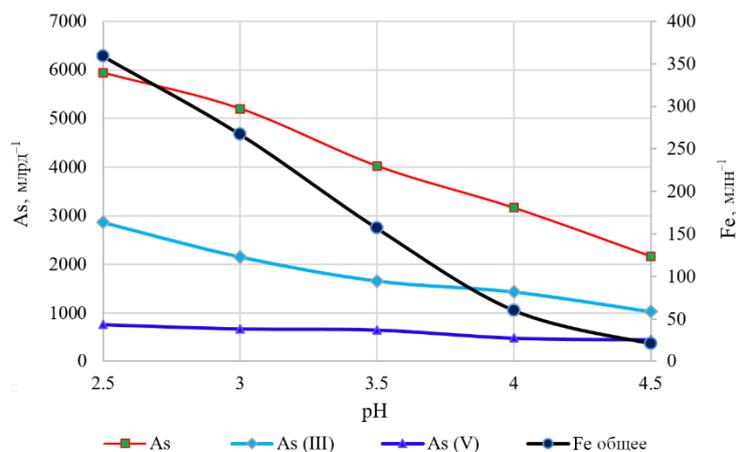
Результаты исследования также показали, что с течением времени выделение мышьяка и тяжелых металлов в отвальной руде увеличивается, и их концентрация в потоке фильтрата будет расти (особенно Zn и Mn) (рис. 4). Следовательно, они создают более высокий риск для окружающей среды.

Превращение мышьяка в процессе выветривания арсенопирита. Эксперимент в указанных выше условиях показывает, что параллельно с окислительным выветриванием арсенопирита As(III) окисляется и высвобождается из руды, как и сера. Результаты показали, что Eh водной фазы в колонке варьировал от 5 до 50 мВ (рис. 5). С течением времени по мере увеличения концентрации As(III) концентрация As(V) также увеличивалась. Это говорит о том, что окисление As(III) до As(V) в пустой руде происходит почти постоянно, при значениях pH от 5 до 6 в колонке наблюдается баланс между адсорбцией и десорбцией пятивалентного мышьяка на осажденном $\text{Fe}(\text{OH})_3$, а в водной фазе – между содержанием As(III) и As(V), что показано также в работе [1].

В отвалах арсенопиритных руд или минералов, содержащих серу, фактически измеряемый pH фильтрата имеет очень низкие значения (от 2.5 до 4.5) [13, 14]. Такой уровень pH способствует растворению минералов с образованием растворенных металлов, которые представляют собой токсичные частицы, попадающие затем в воду.

За время проведения эксперимента значение pH раствора в колонке отработанной руды, возможно, не достигало фактических значений pH в водной фазе (рис. 5).

Из рис. 5 видно, что pH снизился с 4.5 до 3.5, а общая концентрация железа в водной среде увеличилась в семь раз. Это связано с растворимостью железа в воде, в основном Fe(III), за счет осаждения гидроксида. При этом выветривание сильнее протекало в кислой среде. При pH от 3.5 до 2.5 общая концентрация железа увеличивалась медленнее (примерно в 2.2 раза), так как гидроксидные формы железа почти полностью растворяются в водной фазе в виде



Р и с . 5 . Высвобождение железа при низком рН

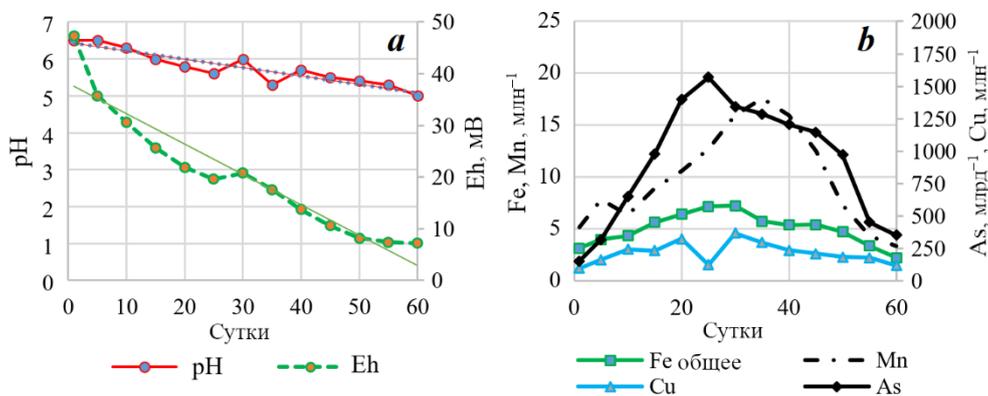
F i g . 5 . Release of iron under low pH

гидроксокатионов $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ и $\text{Fe}(\text{OH})_2^{2+}$, а также Fe^{3+} . Как видно на рис. 5, As(V) является ионом с сильной адсорбционной способностью на гидроксиде Fe(III), поэтому в области низких значений рН концентрация As(V) увеличивалась меньше, чем концентрация As(III). Это свидетельствует о том, что As(V) не адсорбировался (так как $\text{Fe}(\text{OH})_3$ почти отсутствовал). При снижении рН с 3.5 до 2.5 концентрации Fe и As(III) увеличивались, возможно, из-за увеличения скорости выветривания в кислых средах, что приводило к более сильному выделению этих элементов в водную фазу.

Скорость выделения продуктов выветривания и некоторых тяжелых металлов в условиях затопления

Эксперименты были проведены, как описано в экспериментальной части. Изменения рН, Eh и концентрации некоторых типичных тяжелых металлов за время эксперимента показаны на рис. 6. На рис. 6, а видно, что при загрузке руды в колонку рН заметно снизился (с 6.5 до 5.0). Снижение рН связано с тем, что растворенный кислород в начальной водной фазе обеспечивает процесс окислительного выветривания руды. В результате высвобождается определенное количество ионов H^+ и рН снижается. В этом состоянии значение Eh резко уменьшилось, возможно, из-за процессов окисления руды, в результате которых образовались альтернативные формы восстановленных соединений. К концу эксперимента значение Eh резко уменьшилось из-за преобладания восстановленных форм, и в колонку больше не вводили растворенный кислород.

В условиях затопления с низким содержанием воды динамика рН и Eh полностью отличалась от динамики при просачивании, и процессы выветривания с высвобождением ионов в водную фазу также полностью различались в разных условиях. Концентрации тяжелых металлов в воде заметно увеличивались в первые три недели, а затем медленно уменьшались (рис. 6, б). Это полностью согласуется с эволюцией значения рН в водной фазе. Как упоминалось выше,

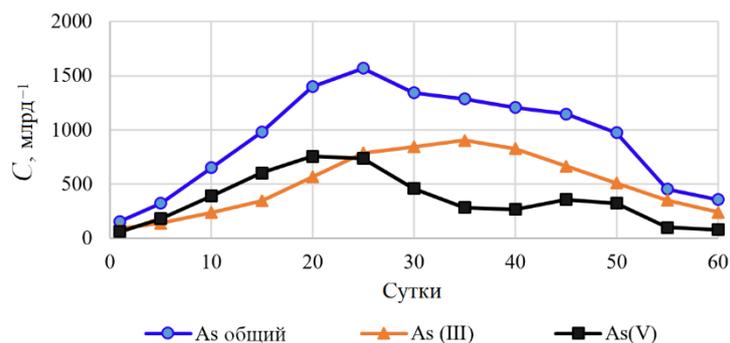


Р и с . 6 . Динамика рН и Eh (a) и концентрации некоторых элементов (b) в условиях затопления

Fig . 6 . Dynamics of pH и Eh (a) and concentrations of some elements (b) under flooding conditions

на этой стадии происходит окислительное выветривание под воздействием изначально растворенного кислорода. Однако при постепенном уменьшении содержания кислорода рН увеличивался, Eh уменьшался, концентрация, как и у других металлов, была почти постоянна, а затем постепенно снижалась. Этот процесс восстановления происходит из-за того, что количество генерируемых ионов металлов уменьшается, в то время как рН увеличивается, что способствует адсорбции ионов металлов и их более прочному связыванию с вновь образованным $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Это также согласуется с результатами аналогичных исследований [5, 13].

В условиях дефицита кислорода в воде концентрация As(V) в водной фазе имела тенденцию к постепенному снижению с уменьшением количества растворенного кислорода, а концентрация As(III) постепенно увеличивалась (рис. 7). В этом случае хорошо видно, что общая концентрация увеличивалась



Р и с . 7 . Трансформация мышьяка в условиях затопления

Fig . 7 . Transformation of arsenic under flooding conditions

только в первые дни, когда в основном происходил процесс окислительного выветривания. Следовательно, в водной среде увеличивалась концентрация металлов. Затем при уменьшении содержания кислорода общая концентрация почти не менялась, происходило лишь превращение As(V) в As(III) в водной фазе с преобладанием восстановительных ионов, таких как сульфит-ионы.

Из приведенных выше результатов экспериментов видно, что на открытом воздухе отвальная арсенопиритная руда способна окисляться с высвобождением железа и других тяжелых металлов. Однако при значении $pH > 5$ тяжелые металлы легко адсорбируются и связываются с гидроксидом Fe(III), в результате чего их способность поступать в окружающую среду снижается. В интервале pH от 2.5 до 5.0 большое количество железа и других тяжелых металлов высвобождается.

В условиях затопления из-за недостатка кислорода процесс выветривания происходит лишь вначале, когда кислорода в водной фазе, а также в отвальной рудной массе еще достаточно. После этого процесс выветривания почти прекращается, вместо этого происходят реакции между ранее образовавшимися продуктами, при этом концентрация ионов в водной фазе почти не меняется.

Если хвосты арсенопирита или других сульфидных минералов оставить затопленными, возможность загрязнения окружающей среды в результате выветривания будет значительно снижена.

Заключение

С целью оценки экологической безопасности условий хранения отходов арсенопиритной отвальной руды в работе приведены результаты лабораторного эксперимента при двух условиях: при просачивании (моделирование обнаженного рудного отвала с просачиванием дождевой воды) и затоплении (моделирование отвалов руды, хранящихся в затопленных низинных районах). Полученные данные позволили оценить влияние условий хранения на процесс выделения мышьяка и других тяжелых металлов в объекты окружающей среды.

Лабораторное моделирование выветривания арсенопиритной отвальной руды в условиях просачивания показывает, что значение pH постепенно уменьшается со временем; при этом содержание выделившихся элементов постепенно увеличивается. При более низких значениях pH (4.5÷2.5) концентрация элементов в водной фазе заметно увеличивается. Это объясняется эффектами адсорбции, десорбции, растворения гидроксида Fe(III), образующегося вследствие выветривания руды, и образованием кислоты в процессе выветривания.

В условиях затопления элементы выделяются из арсенопиритной руды только в начальный период, затем выветривание почти не происходит и концентрация элементов в водной фазе почти не увеличивается.

Выветривание арсенопиритной руды является одним из путей поступления металлов в водную среду и является причиной загрязнения окружающей среды. Таким образом, ограничение выделения As путем хранения отвальной руды и хвостов руды в затопленном виде значительно снизит загрязнение окружающей среды при добыче арсенопирита и серосодержащих руд в целом.

Таким образом, As(III) доминирует в процессе выветривания. Он токсичен для окружающей среды, поэтому необходимы дальнейшие исследования, чтобы предложить решения по его преобразованию в As(V).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Burnol A., Garrido F., Charlet L.* Release of As(III) in the groundwater: An energy driven model tested synthetic ferrihydrite and on Bengan delta sediments // Proceedings of As 2008 : Arsenic in the Environment, Arsenic from Nature to Humans, the 2nd International Congress, Valencia, Spain. 2008. P. 19–20.
2. *Dang Van Can Đ. N. P.* Assessment of the arsenic impact on the environment and human health in hydrothermal deposits with high arsenic content // *Geology and Minerals Journal* (Institute of Engineering and Technology, Hanoi). 2000. Vol. VII. P. 199–204.
3. *Sherwood Lollar B.* *Environmental Geochemistry*. Elsevier, 2005. 648 p.
4. Characterisation of a mining-related arsenic-contaminated site, Cornwall, UK / G. S. Camm [et al.] // *Journal of Geochemical Exploration*. 2004. Vol. 82, iss. 1–3. P. 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2004.01.004>
5. Arsenic mobilization within tailings of two historical Mexican mining zone / M. A. Armenta [et al.] // Proceedings of As 2008 : Arsenic in the Environment, Arsenic from Nature to Humans, the 2nd International Congress, Valencia, Spain. 2008. P. 45–46.
6. *Bobos I., Durães N., Noronha F.* Mineralogy and geochemistry of mill tailings impoundments from Algaes (Aljustrel), Portugal: Implication for acid sulfate mine water formation // *Journal of Geochemical Exploration*. 2006. Vol. 88, iss. 1–3. P. 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2005.08.004>
7. Impact of tallings on arsenic and heavy metal contaminated of a Mexican river / N. Ceniceros [et al.] // Proceedings of As 2008 : Arsenic in the Environment, Arsenic from Nature to Humans, the 2nd International Congress, Valencia, Spain. 2008. P. 149–150.
8. Conversion, sorption, and transport of arsenic species in geological media / Q. H. Hu [et al.] // *Applied Geochemistry*. 2012. Vol. 27, iss. 11. P. 2197–2203. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2012.01.012>
9. *Hu G. P., Balasubramanian R., Wu C. D.* Chemical characterization of rainwater at Singapore // *Chemosphere*. 2003. Vol. 51, iss. 8. P. 747–755. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00028-6](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00028-6)
10. *Bui Xuan Dung.* The water infiltration under some types of land use in Luot mountain, Xuan Mai, Hanoi // *Journal of Forestry Science and Technology*. 2016. Vol. 4. P. 47–58.
11. *Le Tu Hai, Tran Hong Con, Pham Hong Chuyen.* Investigation of retention and separation of As(III) away from As(V) in the same water solution bay anionic exchange resin // *VNU Journal of Science, Natural Science and Technology*. 2014. Vol. 30(5S). P. 190–195.
12. Expertise method in analysis of chemical and micro-biological / Tran Cao Son [et al.]. Science and Technics Publishing House, 2010. P. 32–48.
13. Arsenic leaching in the tailing materials of Vale das Gatas abandoned mine (Northern Portugal) – a case study / A. Silva [et al.] // Proceedings of As 2008 : Arsenic in the Environment, Arsenic from Nature to Humans, the 2nd International Congress, Valencia, Spain. 2008. P. 145–146.
14. *Ho Si Giao, Mai The Toan.* Pollution point in mining of Vietnam International Cooperation. Vietnam Mining Science and Technology Association (VMSTA), 2010.

Поступила 20.04.2023 г.; одобрена после рецензирования 28.10.2023 г.; принята к публикации 27.12.2023 г.; опубликована 25.06.2024 г.

Об авторах:

Ле Тху Тхуи, преподаватель факультета окружающей среды, Ханойский университет природных ресурсов и окружающей среды (Вьетнам, Ханой, 41А, ул. Фу Жьен, район Бак Ту Лиен), ltthuy.mt@hunre.edu.vn

Чан Хонг Кон, преподаватель кафедры химии, Ханойский университет естественных наук (Вьетнам, Ханой, 334, ул. Нгуен Чай, район Тхань Суан)

Нгуен Чонг Хиеп, заведующий лабораторией анализа окружающей среды, Южное отделение Совместного Российско-Вьетнамского Тропического научно-исследовательского и технологического центра (Вьетнам, Хошимин, 3, ул. 3/2, квартал 11, район 10)

Ву Тхи Минь Чау, научный сотрудник, лаборатория анализа окружающей среды Южное отделение Совместного Российско-Вьетнамского Тропического научно-исследовательского и технологического центра (Вьетнам, Хошимин, 3, ул. 3/2, квартал 11, район 10)

Ле Минь Туан, научный сотрудник, Институт экологических технологий, Вьетнамская академия наук и технологий (Вьетнам, Хошимин, 1, ул. Мак Динь Чи, район 1)

До Хоанг Линь, студент, Ханойский Университет естественных наук (Вьетнам, Ханой, 334, ул. Нгуен Чай, район Тхань Суан)

Заявленный вклад авторов:

Ле Тху Тхуи – планирование исследований, развитие идеи эксперимента, разработка эксперимента, анализ тяжелых металлов, обработка результатов и написание статьи

Чан Хонг Кон – развитие идеи эксперимента и разработка эксперимента

Нгуен Чонг Хиеп – проведение экспериментов по анализу мышьяка, чтение и комментирование статьи

Ву Тхи Минь Чау – проведение экспериментов, чтение и комментирование статьи

Ле Минь Туан – проведение экспериментов, чтение и комментирование статьи

До Хоанг Линь – проведение экспериментов, обработка данных

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Влияние седиментационных процессов на динамику содержания соединений кадмия в воде и донных отложениях Азовского моря в 1991–2020 годах

М. В. Буфетова

*Российский государственный геологоразведочный университет
имени Серго Орджоникидзе (МГРИ), Москва, Россия
e-mail: mbufetova@mail.ru*

Аннотация

Кадмий – высокотоксичный металл, активно мигрирующий в системе вода – взвешенные наносы – донные отложения. Цель работы – изучить его содержание в воде и донных отложениях Азовского моря в 1991–2020 гг. и оценить процесс седиментационного самоочищения вод. Данные о распределении кадмия показали, что в воде Таганрогского залива и открытой части моря наблюдалось медленное снижение его концентрации с 1991 по 2009 г. и увеличение в 2010–2016 гг. Концентрация кадмия в воде Азовского моря не превышала предельно допустимую концентрацию (10 мкг/л) для морских вод объектов рыбохозяйственного назначения. Уровень загрязнения донных осадков кадмием в работе оценивался путем сравнения с критериями экологической оценки загрязненности грунтов по «голландским листам». Содержание кадмия в донных осадках до 2010 г. снижалось, после чего было отмечено его увеличение и в открытой части моря, и в Таганрогском заливе. Содержание кадмия превышало значение кларка этого металла на протяжении всего периода исследования. Элиминация кадмия из вод открытой части моря составляла 0.9–6.0 т/год, из вод Таганрогского залива – 0.5–2.4 т/год. Данные оценки потоков кадмия в донные отложения могут характеризовать седиментационное самоочищение вод. Период седиментационного оборота кадмия в открытой части моря и Таганрогском заливе при различных его концентрациях в воде за исследуемый период в среднем составлял 70 и 13.7 лет соответственно с учетом различий в объеме исследуемых акваторий. Зависимость коэффициента накопления кадмия донными отложениями от его концентрации в воде показала, что повышенная интенсивность седиментационного самоочищения вод при низких концентрациях кадмия в воде обеспечивалась высокой концентрирующей способностью донных отложений, связанной с их гранулометрическим составом. В Азовском море глинисто-илистые осадки (фракция 0.01 мм) составляют более 70 %. С увеличением степени загрязнения вод кадмием коэффициент накопления уменьшался и, соответственно, снижался вклад седиментационных процессов в самоочищение вод. Ассимиляционная способность донных отложений в отношении Cd составила в открытой части Азовского моря 3.8 т/год, а в Таганрогском заливе – 0.7 т/год.

© Буфетова М. В., 2024



Контент доступен по лицензии Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0)
This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0) License

Ключевые слова: Азовское море, кадмий, загрязнение воды, донные отложения, коэффициент накопления, самоочищение водоемов, ассимиляционная емкость

Благодарности: автор благодарит филиал «Азовморинформцентр» ФГБВУ «Центр-регионводхоз» за предоставленные данные и рецензентов за полезные замечания.

Для цитирования: Буфетова М. В. Влияние седиментационных процессов на динамику содержания соединений кадмия в воде и донных отложениях Азовского моря в 1991–2020 годах // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2024. № 2. С. 122–136. EDN RRZLMA.

Influence of Sedimentation Processes on the Dynamics of Cadmium Compounds in Water and Bottom Sediments of the Sea of Azov in 1991–2020

M. V. Bufetova

*Sergo Ordzhonikidze Russian State Geological Exploration University (MGRI),
Moscow, Russia
e-mail: mbufetova@mail.ru*

Abstract

Cadmium is a highly toxic metal actively migrating in the system water–suspended sediments–bottom sediments. The paper aims to study the Cd content in the water and bottom sediments of the Sea of Azov in 1991–2020 and to evaluate the process of sedimentation self-purification of waters. The data on Cd distribution showed that from 1991 to 2009 its concentration decreased slowly in the water of the open part of the sea and in Taganrog Bay with an increase in 2010–2016. Cd concentration in the Sea of Azov water did not exceed the maximum permissible concentration (10 µg/L) for marine waters of fisheries. Levels of Cd contamination in bottom sediments were assessed by comparison with the soil contamination criteria according to the *Dutch List*. The Cd content in the bottom sediments had been decreasing until 2010 followed by its increase in the open sea and in Taganrog Bay. The Cd content exceeded its clark value throughout the study period. Cd elimination from the waters of the open sea was 0.9–6.0 tons/year, that from the waters of Taganrog Bay was 0.5–2.4 tons/year. These estimates of Cd fluxes into the bottom sediments can characterize sedimentation self-purification of waters. The period of sedimentation turnover of Cd in the open sea and Taganrog Bay at different Cd concentrations in water during the study period averaged 70 and 13.7 years, respectively, taking into account the differences in the volume of the studied water areas. Dependence of the coefficient of Cd accumulation by bottom sediments on its concentration in water showed that the increased intensity of sedimentation self-purification of waters at low Cd concentrations in water was provided by high concentrating ability of the bottom sediments associated with their granulometric composition. In the Sea of Azov, clay and silt sediments (fraction 0.01 mm) make up over 70 %. With increasing degree of Cd contamination of waters, the accumulation coefficient value decreased and accordingly the contribution of sedimentation processes to water self-purification decreased. The assimilation capacity of the bottom sediments with respect to Cd amounted to 3.8 t/year in the open Sea of Azov and 0.7 t/year in Taganrog Bay.

Keywords: Sea of Azov, cadmium, water pollution, bottom sediments, accumulation coefficient, water body self-purification, assimilation capacity

Acknowledgements: The author is grateful to *Azovmorinformtsentr*, a branch of *Zentr-regionvodkhoz*, for the provided data, and to the reviewers for their useful comments.

For citation: Bufetova, M.V., 2024. Influence of Sedimentation Processes on the Dynamics of Cadmium Compounds in Water and Bottom Sediments of the Sea of Azov in 1991–2020. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (2), pp. 122–136.

Введение

Азовское море представляет почти изолированный шельфовый водоем, окруженный плодородной степью. Ограниченные размеры, малые глубины, четко выраженная континентальность климата со свойственным ему неравномерным увлажнением в совокупности формируют уникальную термохалинную структуру вод и обуславливают богатую биологическую продуктивность бассейна [1]. Азовское море имеет значимый экономический и рекреационный потенциал, обладает статусом рыбохозяйственного водоема высшей категории, поэтому исследование загрязнения этого водного объекта представляется актуальной задачей.

К числу наиболее значимых в экологическом отношении загрязняющих веществ, поступающих в акваторию Азовского моря, относятся тяжелые металлы. Одним из приоритетных металлов для экологического мониторинга акватории моря является кадмий, который отнесен ко 2-му классу опасности («высокоопасные») и имеет токсикологический лимитирующий показатель вредности¹⁾. Отличительной чертой кадмия является высокая биохимическая и физиологическая активность, способность не только аккумулироваться в различных средах, растениях и живых организмах, но и распространяться по пищевым цепям. В работе [2] показано, что кадмий активно аккумулируется гидробионтами даже при низких концентрациях этого элемента в воде. Накапливаясь в организмах, он может вызывать морфологические, физиологические и биохимические нарушения у водных организмов [3].

Кадмий расположен в одной группе периодической системы с цинком и ртутью, занимая промежуточное место между ними, по этой причине он по ряду химических свойств сходен с этими элементами [4]. Кадмий является относительно редким и рассеянным элементом, в природе концентрируется в минералах цинка [5]. В окружающей среде кадмий присутствует в виде свободных гидрат-ионов и в комплексных соединениях с неорганическими лигандами (в таких формах, как комплексы хлоридов, карбонатов, сульфидов и гидроксидов) и органическими лигандами (фульво-, amino- и нуклеиновые кислоты) [6]. На сегодняшний день загрязнение природных экосистем кадмием остается одной из серьезных экологических проблем во всем мире [7]. Всего воды Мирового океана содержат примерно 140 млн т кадмия при средней его концентрации 0.1 мкг/л [5].

Содержание кадмия в воде и донных отложениях Азовского моря и его бассейна изучали многие исследователи. Наиболее значительные результаты можно найти в работах [8–12]. Хотелось бы отметить, что в массиве литературных

¹⁾ 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 Российской Федерации от 13 декабря 2016 г. № 552. URL: <http://publication.pravo.gov.ru/Document/View/0001201701160006> (дата обращения: 02.01.2024).

данных о концентрации кадмия в компонентах экосистемы Азовского моря имеются значительные разрывы во временном ряде наблюдений. Наиболее подробные данные о содержании кадмия в воде и донных отложениях Азовского моря в период с 1986 по 2006 г. представлены в монографии [9], Таганрогского залива с 2002 по 2011 г. – в работах [13, 14]. В литературе встречаются отрывочные данные по некоторым последующим годам, например о содержании кадмия в воде и донных отложениях Темрюкско-Ахтарского района Азовского моря в пределах лицензионного участка ООО «НК «ПРИАЗОВНЕФТЬ» в 2013 г. [15], в дельте Дона в 2012–2014 гг. [16]. В исследовании [17] приведены общие тенденции загрязнения Азовского моря тяжелыми металлами с 1986 по 2017 г. Большой интерес в работе [12] представляет информация о содержании в воде и донных отложениях тяжелых металлов, в том числе и кадмия, в растворенной и взвешенной формах. В работе [12] также отмечалось, что наряду с физико-химическими и биохимическими факторами на распределение концентрации кадмия определенное влияние может оказывать гидрометеорологическая обстановка. Она играет важную роль для экосистемы Азовского моря ввиду его мелководности и склонности к ресуспензированию верхнего слоя донных отложений. В статье [18] исследовано распределение концентраций валового кадмия, а также растворенной и взвешенной форм его миграции по континууму эстуарий р. Миус – Таганрогский залив Азовского моря, в пределах которого расположены две барьерные зоны: зона смешения вод р. Миус с водами Миусского лимана и зона смешения вод лимана с водами Таганрогского залива.

При изучении литературных источников нами фиксировались расхождения в данных о концентрации кадмия в воде или донных отложениях моря в один и тот же период, что, возможно, обусловлено применением различных методов отбора и подготовки проб. Для выявления и описания характерных тенденций изменения загрязнения кадмием Азовского моря во времени нам необходим был динамический ряд, т. е. ряд однородных статистических значений, показывающий изменение какого-либо явления во времени. В нашем случае необходимы были данные, полученные с одних и тех же наблюдательных станций на протяжении нескольких лет в одни и те же сезоны с применением стандартных методов отбора и анализа проб. Таким динамическим рядом послужил массив данных о концентрации Cd в воде и донных отложениях Азовского моря в период с 2010 по 2020 г., предоставленный автору филиалом «Азовмор-информцентр» ФГБВУ «Центррегионводхоз» в рамках сотрудничества с кафедрой экологии и природопользования Российского государственного геологоразведочного университета имени Серго Орджоникидзе (МГРИ).

Как известно, установление предельно допустимых концентраций (ПДК) тех или иных металлов в России, как и в западных странах (*Guideline concentration for aquatic life, GL*), основывается на экспериментальных работах в аквариумах с тест-объектами. Эксперименты проводятся по принципу «один металл – организмы одного вида» (возможно 2–3 тест-объекта). Экспериментальные работы с определением токсичных свойств элементов на тест-объектах (водных организмах) дают информацию об относительной опасности элементов в сопоставлении друг с другом. Однако параметры эксперимента и используемые тест-организмы имеют мало общего с природными условиями и популяциями. Нормирование осуществляется путем сопоставления измеренных

концентраций отдельных металлов в водном объекте с данными, полученными в эксперименте на тест-объектах [19]. В России эти данные приведены в приказе Министерства сельского хозяйства РФ¹⁾. ПДК не учитывают свойства вод и чувствительность организмов, используются для оценки качества всех типов вод от арктических регионов с крайне низкой минерализацией до степных районов, где воды содержат большие концентрации солей [8, с. 676]. Поэтому в последнее время в дополнение к ПДК стали разрабатываться биогеохимические критерии нормирования потоков предельно допустимого загрязнения вод [20, 21], базирующиеся на теоретических и эмпирических оценках способности морской среды к самоочищению. Использование этих критериев позволяет управлять качеством морской среды в соответствии с задачами устойчивого развития регионов путем нормирования предельно допустимого объема потоков химических веществ и их соединений в акватории [22].

Цель работы заключалась в изучении содержания кадмия в воде и в донных отложениях Таганрогского залива и центральной части Азовского моря за 1991–2020 гг. и определении масштаба времени протекания процессов седиментационного самоочищения вод от кадмия.

При этом решались следующие задачи:

- 1) проследить динамику загрязнения воды и донных отложений Таганрогского залива и открытой части Азовского моря (собственно моря) кадмием;
- 2) изучить зависимость концентрации кадмия в донных отложениях от его концентрации в воде с использованием коэффициента накопления;
- 3) оценить потоки депонирования кадмия из воды в донные отложения;
- 4) определить период седиментационного оборота кадмия в водной среде;
- 5) рассчитать ассимиляционную емкость донных осадков в отношении кадмия.

Данное исследование продолжает серию работ, начатых статьей [22].

Материалы и методы

ПДК¹⁾ кадмия для морских вод объектов рыбохозяйственного назначения составляет 10 мкг/л. Для донных отложений морских акваторий нет нормативно закрепленных ПДК тяжелых металлов. Поэтому для оценки загрязнения донных осадков возможно сравнение либо с природным кларком металлов в земной коре, либо с допустимыми уровнями концентраций по так называемым голландским листам (*Dutch List*)²⁾. Кларки верхней части континентальной земной коры, предложенные разными авторами, существенно различаются для отдельных элементов. Количественной мерой различий служит геохимический диапазон содержания химического элемента, рассчитываемый как отношение между максимальным и минимальным значениями кларка этого элемента. Так, в качестве кларка кадмия целесообразно использовать оценку Р. Л. Рудник – 0.09 мкг/г [24, 25]. Сравнение концентрации тяжелых металлов с «голландскими листами»

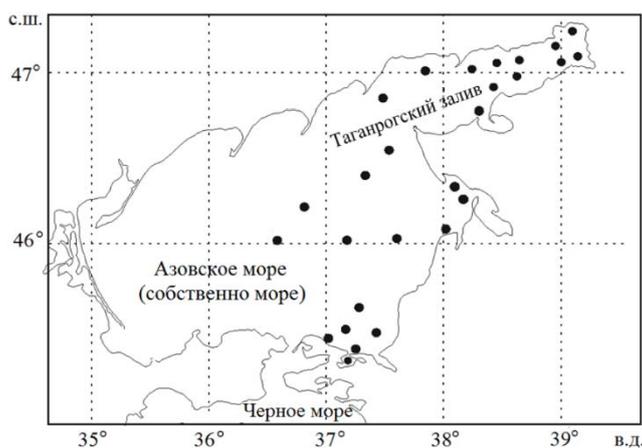
²⁾ Dutch Target and Intervention Values (2000) (the New Dutch List) : Circular on Target Values and Intervention Values for Soil Remediation / Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. Annexes A: Target Values, Soil Remediation Intervention Values and Indicative Levels for Serious Contamination. P. 8. URL: <https://www.yumpu.com/en/document/read/44815398/dutchtarget-and-intervention-values-2000-esdat/13> (дата обращения: 20.05.2024).

общепринято в геохимической и гидрохимической практике и проводится в соответствии с рекомендациями СП11-102-97. Допустимая концентрация кадмия в донных отложениях по «голландским листам» составляет 0.8 мкг/г сухой массы.

Пробы воды для анализа отбирались пробоотборной системой ПЭ-1220 согласно ГОСТ 31861-2012 и РД 52.24.309-2016 с поверхностного горизонта в 32 точках (рис. 1). Исследования проводились в центральной и восточной частях Азовского моря и в Таганрогском заливе. Пробы воды отбирались весной (март – апрель), летом (июнь – июль), осенью (сентябрь – октябрь) и зимой (декабрь). Заборные работы выполнялись по стандартным методикам. Химический анализ проб воды на содержание кадмия производился в соответствии с методикой ПНД Ф 14.1:2:4.140-98, нижний предел чувствительности – 0.00001 мг/дм³.

Пробы донных отложений для анализа отбирались на тех же станциях, что и пробы воды, при помощи пробоотборника-дночерпателя ДЧ-0.034 согласно ГОСТ 17.1.5.01-80 в поверхностном слое грунтов (0–2 см). Пробы донных отложений отбирались ежегодно в летний период. Химический анализ проб донных осадков на содержание кадмия производился в соответствии с методикой М-МВИ-80-2008, нижний предел чувствительности кадмия составил 0.00005 мг/г. Содержание кадмия в воде и в донных отложениях было измерено прибором ААС КВАНТ-Z-ЭТА. Ошибка определения кадмия в воде не превышала 15 %, в донных осадках – 10 %. В каждой точке также измерялись температура воды, соленость, показатели рН и растворенного кислорода.

Для определения межгодовых трендов дополнительно были использованы ретроспективные данные о содержании кадмия в воде и донных отложениях Азовского моря в 1991–2006 гг. [9]. В работе [9] исследования проводились по ФР.1.31.2005.01514 – данная методика предшествовала методике ПНД Ф 14.1:2:4.140-98, по которой были определены концентрации кадмия филиалом «Азовморинформцентр» ФГБВУ «Центррегионводхоз». С учетом этого данные из монографии [9] были использованы в нашей работе для сравнения.



Р и с . 1 . Схема отбора проб воды и донных отложений в 2010–2020 гг.

Fig . 1 . Map of sampling of water and bottom sediments in 2010–2020

Параметры районов исследования

Parameters of the studied areas

Район / Area	Площадь, км ² [26] / Total area, km ² [26]	Объем, км ³ [26] / Volume, km ³ [26]	Средняя глубина, м [26] / Average depth, m [26]	Средняя удельная скорость осадкона- копления ³⁾ , г/м ² /год / Average rate of sedi- mentation ³⁾ , g/m ² /year
Таганрогский залив / Taganrog Bay	5600	25	4.9	700
Открытая часть моря / Open part of the sea	33400	231	7.0	300

Математическая обработка аналитических данных проводилась с помощью стандартного пакета *Excel*. В настоящей работе исследования велись при среднегодовом осреднении параметров.

Для работы в Азовском море были выделены два района: Таганрогский залив и открытая акватория Азовского моря (собственно море), что связано с их морфометрическими и гидрологическими особенностями (таблица).

Основные результаты

В Азовское море кадмий поступает как из природных, так и из антропогенных источников, например таких, как атмосферные осадки, речной сток, абразия берегов с поступлением терригенного материала, интенсификация судоходства, строительство новых и реконструкция существующих портов, сточные воды населенных пунктов, расположенных на побережье, дампинг загрязненных донных отложений портовых акваторий и подходных каналов, сбросы буровых растворов и шламов при бурении нефтегазовых скважин. Кадмий содержится в мазуте и дизельном топливе (и освобождается при его сжигании), его используют в качестве присадки к сплавам, при нанесении гальванических покрытий (кадмирование неблагородных металлов), для получения кадмиевых пигментов, нужных при производстве лаков, эмалей и керамики, в качестве стабилизатора для пластмасс (например, поливинилхлорида) в электрических батареях и т. д. В результате кадмий на данных производствах входит в состав выбросов в атмосферный воздух и сбросов сточных вод и может попадать в экосистему моря.

На побережье Азовского моря находятся крупные промышленные предприятия, которые по своим производственным циклам могут быть потенциальными источниками поступления кадмия в море, к ним можно отнести: Таганрогский металлургический завод (АО «ТАГМЕТ»), Таганрогский котлостроительный

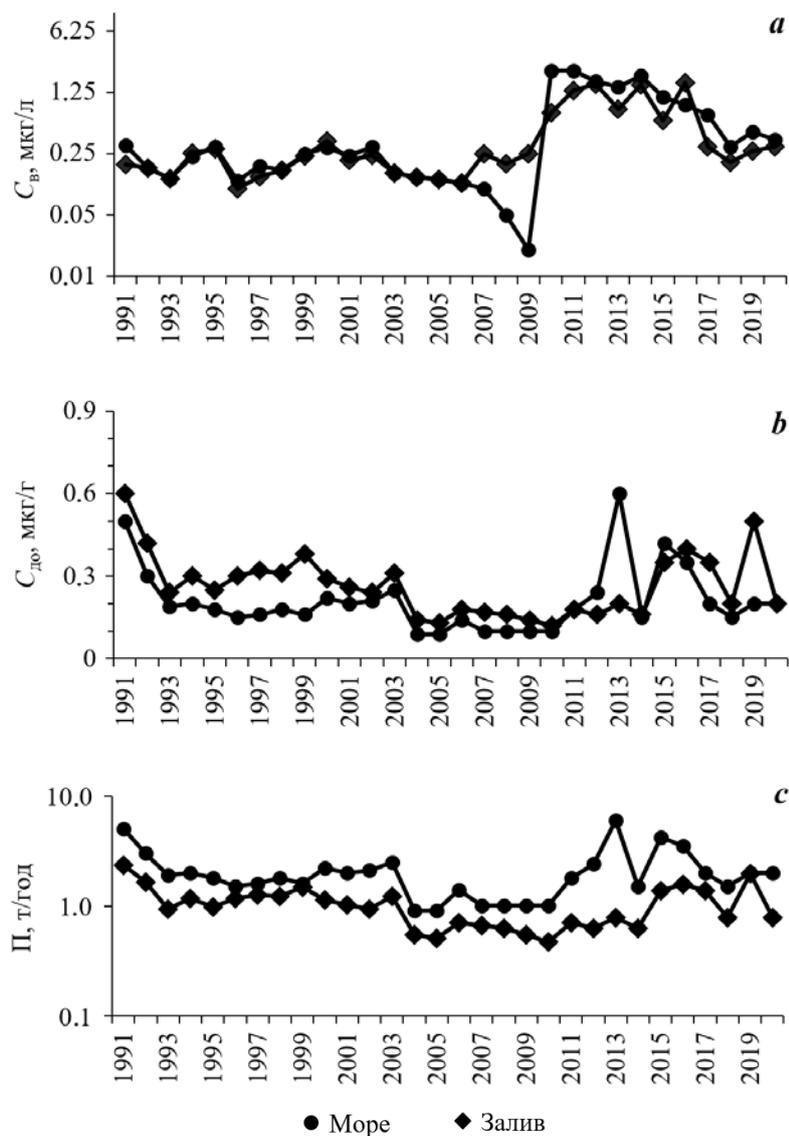
³⁾ Сорокина В. В. Особенности терригенного осадконакопления в Азовском море во второй половине XX века : дис. ... канд. геогр. наук : 25.00.28. Ростов-на-Дону : Ростовский государственный университет, 2006. 216 с.

завод (ПАО ТКЗ «Красный котельщик»), АО «Таганрогский морской торговый порт», ОАО «Ейский морской порт», АО «Азовская судостроительная верфь» (г. Азов), Металлургический комбинат «Азовсталь» (г. Мариуполь), ПАО «Азовмаш» (г. Мариуполь), ООО «ММК им. Ильича» (г. Мариуполь), ООО «Темрюкский судоремонтный завод» (г. Темрюк), ОАО «Газпром нефть» (г. Приморско-Ахтарск), Морской порт Керчь. Необходимо также отметить, что на акватории Азовского моря действует 14 свалок грунта, 9 из которых расположены в Таганрогском заливе и могут являться источником загрязнения кадмием.

По результатам рассмотрения характеристик распределения концентрации кадмия в воде (C_v) открытой части Азовского моря были зарегистрированы две фазы загрязнения вод (рис. 2, *a*): с 1991 по 2009 г. период низкого их загрязнения до 5 % уровня от ПДК, и с 2010 г. – относительно более высокого уровня, хотя во всех случаях значение C_v кадмия не превышало ПДК. Наибольшие концентрации за весь период наблюдений отмечены летом 2010 г. в Керченском проливе (8.2 мкг/л), летом 2012 г. в центральной части моря (7.1–9.2 мкг/л) и весной 2014 г. в районе косы Долгой (до 9.7 мкг/л). В 2019–2020 гг. содержание кадмия в воде во всех районах моря было низким и находилось в диапазоне 0.1–3.1 мкг/л. Материалы об изменении характеристик распределения кадмия в Таганрогском заливе свидетельствовали, что его концентрация в воде была минимальной с 1991 по 2009 г. – до 5 % от ПДК, далее с 2010 по 2014 г. отмечалось ее увеличение (до 30 % от ПДК), а после 2017 г. снижение.

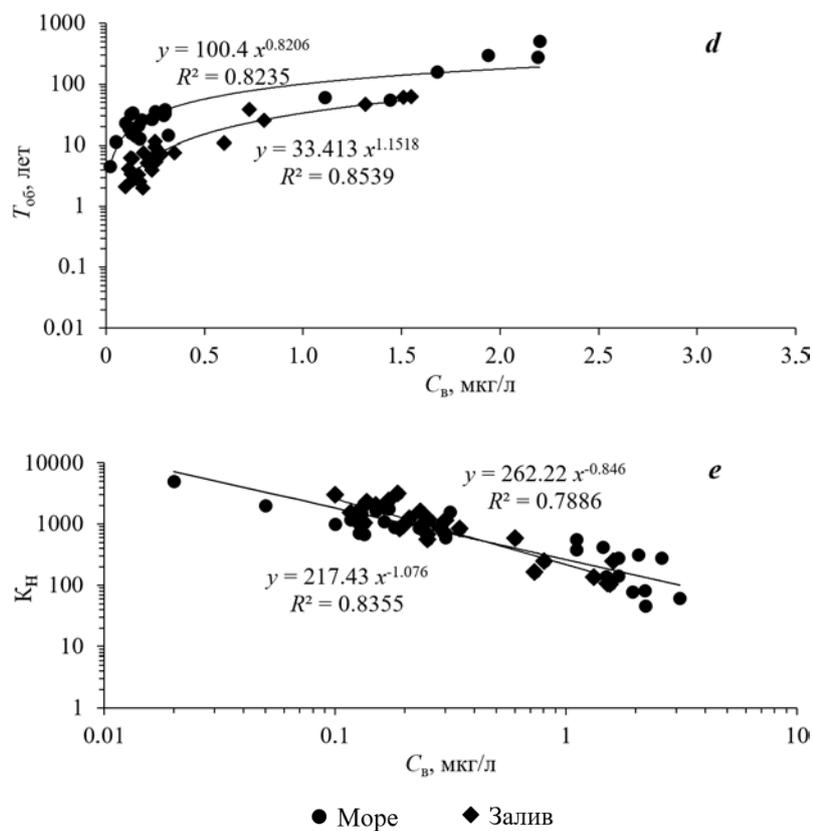
Одним из наиболее значимых факторов, обуславливающих способность донных отложений концентрировать и удерживать микроэлементы, является гранулометрический состав. Металлы хорошо аккумулируются тонкодисперсной фракцией осадков с размером частиц менее 0.05 мм. Господствующее положение в Азовском море занимают глинисто-илистые осадки (фракция 0.01 мм составляет более 70 %). Они распространены в основном в центральной части моря, а также локально накапливаются во впадинах лиманов и заливов, в вытянутых ложбинах между банками. Характерный узкий ареал илов выстилает дно осевой ложбины Таганрогского залива на глубине 5–10 м. Все илистые осадки высокоорганические. Характерное явление седиментогенеза Азовского моря – смешанный тип донных отложений. Их отличительная черта – смесь в близких пропорциях (от 25 до 40 %) фракций ила, алевролита и песка, включая детрит. Ареалы смешанных осадков тяготеют к прибрежному шельфу, к подножию всех значимых банок открытого моря, а также к центру понижения дна в крупных заливах. Зона песков (фракция 1.0–0.1 мм – более 50 %) простирается на Азовском шельфе узким шлейфом в прибрежье на глубине до 2–6 м, а также на подводном береговом склоне кос. Песчано-ракушечные отложения слагают подводные банки на глубине 1–9 м, узкие пологие песчаные валы и гряды. Во многих местах банок отложения представляют собой ракушечник с песчано-алевритовым наполнителем [27, с. 90–91].

Средняя концентрация кадмия в донных осадках ($C_{до}$) открытой части моря варьировала в пределах от 20 до 85 % от допустимой концентрации по «голландским листам» (рис. 2, *b*). Тем не менее ежегодно, в основном в летний период, в нескольких пробах фиксировали достижение или превышение допустимой концентрации кадмия. Так, допустимая концентрация в районе порта «Кавказ» в 2011 г. составила 0.8 мкг/г, а в 2012 г. – 1.1 мкг/г, в районе косы Тузла



Р и с . 2 . Характеристики распределения кадмия в открытой части моря и Таганрогском заливе: концентрация в воде, $\mu\text{г/л}$ (*a*), и в поверхностном слое донных отложений, $\mu\text{г/г}$ сухой массы (*b*); поток депонирования кадмия в толще донных осадков, т/год (*c*); период седиментационного оборота кадмия в воде, лет (*d*); зависимость коэффициента накопления кадмия донными отложениями от его концентрации в воде (*e*)

Fig . 2 . Characteristics of cadmium distribution in the open sea and Taganrog Bay: concentration in water, $\mu\text{g/L}$, (*a*) and in the surface layer of bottom sediments, $\mu\text{g/g}$ dry weight (*b*); cadmium deposition flux in the bottom sediment column, t/year (*c*); sedimentation turnover period of cadmium in water, years (*d*); dependence of the coefficient of cadmium accumulation by bottom sediments on its concentration in water (*e*)



Р и с . 2 . Продолжение

Fig. 2. Continued

в 2018 г. – 3.1 мкг/г, в 2019 г. – 0.9 мкг/г, в 2013 г. в районе косы Долгой (Железинская балка) – 1.1 мкг/г, в Кубано-Ахтарском районе – до 1.5 мкг/г. В донных отложениях Таганрогского залива концентрация кадмия за весь период наблюдений варьировала от 0.05 до 1.10 мкг/г. Максимальные значения, превышающие допустимую концентрацию, зафиксированы в илистых отложениях центральной части залива в 2016 г. (1.3 мкг/г) и в 2019 г. (Миусский лиман – 0.9 мкг/г), в 2017 г. и в 2019 г. в восточной части залива (0.9 и 1.0 мкг/г соответственно), в 2019 г. в районе порта Таганрог (1.1 мкг/г). Если оценивать содержание кадмия в донных отложениях Азовского моря по его кларку, то наблюдается повсеместное превышение значения кларка этого металла на протяжении всего периода исследования.

Повышенные концентрации кадмия в некоторых пробах донных отложениях можно объяснить как антропогенным влиянием, так и изменением физико-химической обстановки и динамики водных масс. Как известно, подвижность металлов изменяется в результате физико-химических процессов – адсорбции, осаждения и фильтрации, формирования геохимических (комплексобразование и осаждение) и биологических барьеров. Исследования многих загрязненных природных систем показали, что адсорбция/десорбция – один из наиболее значимых геохимических процессов, влияющих на миграцию неорганических

загрязнителей. Сорбция кадмия в значительной степени зависит от состава раствора в равновесии вода – порода. При изучении факторов, влияющих на процесс распределения кадмия в системе вода – порода, особое внимание уделяется водородному показателю, значения которого в Азовском море в период наблюдений находились в диапазоне 6.5–9.3. Водородный показатель – один из определяющих параметров адсорбции кадмия, которая приблизительно удваивается при каждом увеличении рН на 0.5 единицы в интервале рН от 4 до 7 [28]. И наоборот, при снижении значений рН кадмий, связанный со взвесью или с донными отложениями, может экстрагироваться и возвращаться в воду [18]. Исследования показывают, что в результате седиментации мелкодисперсных взвесей удаление адсорбирующихся веществ из воды происходит значительно более высокими темпами по сравнению с их химической деструкцией.

На поведение кадмия может также влиять количество O_2 и окислительно-восстановительный показатель (Eh). Если при анаэробных условиях (Eh = –150 мВ) из донных отложений в поровый раствор может перейти только около 2 % Cd, а в умеренно восстановительных условиях (Eh = +50 мВ) – около 20 %, то при окислительных условиях (Eh = +500 мВ) в поровый раствор переходит уже около 64 % данного металла [29]. Таким образом, в одном и том же месте моря при смене анаэробных условий донных отложений на аэробные концентрации Cd в воде и донном осадке могут существенно изменяться. В условиях насыщения вод кислородом вследствие фотосинтеза и активной аэрации вод происходит вывод кадмия в составе обладающих высокими сорбционными свойствами оксидов и гидроксидов железа и марганца, которые в слабощелочной обстановке (рН > 8) осаждаются на поверхность донных отложений, повышая таким образом содержание кадмия [18].

Для оценки потоков (П) ежегодного депонирования кадмия в донные осадки использовалось выражение [30]

$$П = C_{до} \cdot S \cdot v_{sed}, \quad (1)$$

где $C_{до}$ – концентрация металла в поверхностном слое донных отложений, мкг/г; S – площадь рассматриваемой акватории, км²; v_{sed} – удельная скорость осадко-накопления, г/м²/год.

Результаты расчетов по формуле (1) потоков поступления кадмия в донные осадки Таганрогского залива, собственно моря представлены на рис. 2, с. Элиминация кадмия из вод открытой части Азовского моря находилась в пределах 0.9–6.0 т/год, его депонирование в донных осадках Таганрогского залива составляло от 0.5 до 2.4 т/год. Данные оценки потоков депонирования кадмия в донных отложениях могут характеризовать седиментационное самоочищение вод от этого металла.

Период седиментационного оборота тяжелого металла в водной среде (T , лет), равный отношению его пула в воде к потоку депонирования в донные отложения, отражает масштабы времени протекания процессов седиментационного самоочищения вод [20]:

$$T = C_b \cdot S \cdot h_{cp} / П \quad \text{или} \quad T = C_b \cdot V / П, \quad (2)$$

где S , V , h_{cp} и C_b – площадь, км², объем, км³, средняя глубина, м, и концентрация тяжелого металла, мкг/л, соответственно в воде анализируемой акватории.

Период седиментационного оборота кадмия, рассчитанный по формуле (2), в открытой части моря и в Таганрогском заливе при различных его концентрациях в воде за исследуемый период в среднем составил 70 и 13.7 лет соответственно (рис. 2, *d*). В целом процесс седиментационного оборота сложен и многообразен: прежде чем перейти в донные отложения, некоторые химические элементы и их соединения до 30–40 раз переходят из одной формы в другую [31].

Исследование тренда изменения коэффициента накопления кадмия донными отложениями ($K_n = C_{до}/C_в$) в зависимости от его концентрации в воде показало, что эта зависимость с высокой степенью статистической достоверности (коэффициент детерминации R^2 равен 0.83 в Таганрогском заливе и 0.78 – в собственно море) ложится на прямую линию на графике с логарифмическими масштабами по осям ординат (рис. 2, *e*).

Представленные на рис. 2, *e* материалы свидетельствовали, что повышенная интенсивность седиментационного самоочищения вод при низких концентрациях кадмия в воде обеспечивалась достаточно высокой (при $K_n > n \cdot 10^3$ единиц) концентрирующей способностью донных отложений. С увеличением степени загрязнения вод кадмием величина K_n снижалась и, соответственно, уменьшался вклад седиментационных процессов в самоочищение вод.

Полученные материалы позволяют оценить ассимиляционную емкость донных осадков в отношении кадмия. Используя методику расчета, представленную в работе [31], получили, что ассимиляционная способность донных отложений в отношении кадмия составляет в открытой части Азовского моря 3.8 т/год, а в Таганрогском заливе – 0.7 т/год.

Выводы

В исследуемый период концентрация кадмия в воде открытой части Азовского моря и Таганрогского залива не превышала ПДК. Среднегодовые значения кадмия в донных осадках открытой части моря варьировали в пределах от 20 до 85 % от допустимой концентрации по «голландским листам». В Таганрогском заливе в отдельные годы были зафиксированы превышения допустимой концентрации в центральной и восточной частях. Если оценивать содержание кадмия в донных отложениях Азовского моря по его кларку, то наблюдается превышение концентрации на протяжении всего периода исследования.

Оценки потоков ежегодного депонирования кадмия в донные осадки показали, что элиминация кадмия из вод открытой части Азовского моря находилась в пределах 0.9–6.0 т/год, его депонирование в донных осадках Таганрогского залива составляло от 0.5 до 2.4 т/год. Данные оценки потоков кадмия в донных отложениях могут характеризовать седиментационное самоочищение вод от этого металла.

Период седиментационного оборота кадмия в открытой части моря и в Таганрогском заливе при различных его концентрациях в воде за исследуемый период в среднем составлял 70 и 13.7 лет соответственно.

Исследование тренда изменения коэффициента накопления кадмия донными отложениями в зависимости от его концентрации в воде показало, что повышенная интенсивность седиментационного самоочищения вод при низких концентрациях кадмия в воде обеспечивалась высокой (при $K_n > n \cdot 10^3$ единиц) концентрирующей способностью донных отложений. С увеличением степени

загрязнения вод кадмием величина K_n снижалась и, соответственно, уменьшался вклад седиментационных процессов в самоочищение вод.

Ассимиляционная способность донных отложений в отношении кадмия составляет в открытой части Азовского моря 3.8 т/год, а в Таганрогском заливе – 0.7 т/год. Наблюдаемые различия в периодах седиментационного оборота кадмия в Азовском море и в Таганрогском заливе, а также в величине ассимиляционной способности донных отложений в отношении кадмия определяются в основном площадью и объемом исследуемых акваторий, приведенными в работе.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Экосистемные исследования Азовского моря и побережья. Апатиты : Изд-во КНЦ РАН, 2002. Т. IV. 447 с.
2. Моисеенко Т. И., Гашкина Н. А., Дину М. И. Распределение форм металлов и оценка их биодоступности в водах суши арктического региона (предложения к нормативам качества вод) // Геохимия. 2021. Т. 66, № 7. С. 630–645. EDN YMNYMC. <https://doi.org/10.31857/S0016752521070050>
3. Кадмий в восточной части Финского залива: содержание и воздействие на моллюсков *Limecola Balthica* / А. Н. Шаров [и др.] // Геохимия. 2022. Т. 67, № 7. С. 686–695. EDN FKBEHP. <https://doi.org/10.31857/S0016752522060073>
4. Петрова А. И., Стефунько М. С. Горно-перерабатывающие предприятия как источники загрязнения окружающей среды кадмием // Маркшейдерия и недропользование. 2016. № 1 (81). С. 52–55. EDN VLZNPJ.
5. Израэль Ю. А., Цыбань А. В. Антропогенная экология океана. Москва : Флинта : Наука, 2009. 529 с.
6. Ефремова М. А., Сладкова Н. А., Вальшина А. С. Динамика накопления кадмия и калия растениями пшеницы на дерново-подзолистой и торфяной низинной почвах // Агрехимия. 2013. № 11. С. 86–96. EDN RGEEMV.
7. Моисеенко Т. И. Биодоступность и экотоксичность металлов в водных системах: критические уровни загрязнения // Геохимия. 2019. Т. 64, № 7. С. 675–688. EDN GBYYBL. <https://doi.org/10.31857/S0016-7525647675-688>
8. Беспалова Л. А. Экологическая диагностика и оценка устойчивости ландшафтной структуры Азовского моря. Ростов н/Д : Изд-во Ростовского ун-та, 2006. 271 с.
9. Экосистема Азовского моря: антропогенное загрязнение / А. А. Клёнкин [и др.]. Краснодар, 2007. 324 с. EDN TWOKGD.
10. Федоров Ю. А., Михайленко А. В., Доценко И. В. Биогеохимические условия и их роль в массопереносе тяжелых металлов в аквальных ландшафтах // Геохимия ландшафтов и география почв : к 100-летию Марии Альфредовны Глазовской. Москва : АПР, 2012. С. 332–334. EDN XQXFMZ.
11. Федоров Ю. А., Доценко И. В., Михайленко А. В. Поведение тяжелых металлов в воде Азовского моря во время ветровой активности // Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2015. № 3. С. 108–112. EDN UMDPBX.
12. Михайленко А. В., Федоров Ю. А., Доценко И. В. Тяжелые металлы в компонентах ландшафта Азовского моря. Ростов-на-Дону ; Таганрог : Издательство Южного федерального университета, 2018. 214 с. EDN VSPZVE.

13. Довлатян И. В., Королев А. Н. Результаты исследования загрязнения тяжелыми металлами Таганрогского залива // Известия ТРТУ. Технические науки. 2002. № 1. С. 255–257. EDN KVBIUT.
14. Вишневецкий В. Ю., Ледяева В. С. Экологическое прогнозирование загрязнения водных сред тяжелыми металлами // Инженерный вестник Дона. 2014. № 4, ч. 2. 15. EDN TRMURL.
15. Содержание тяжелых металлов в воде и донных отложениях Темрюкско-Ахтарского района Азовского моря в пределах лицензионного участка ООО «НК «ПРИ-АЗОВНЕФТЬ» в 2013 году / И. Г. Корпакова [и др.] // Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе. 2014. № 11. С. 25–29. EDN SXVQLZ.
16. Сезонная и пространственная динамика концентраций взвешенных веществ, биогенных элементов и тяжелых металлов в дельте Дона в 2012–2014 гг. / С. В. Бердников [и др.] // Современные проблемы гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод : материалы научной конференции с международным участием. Часть 1. Ростов-на-Дону, 2015. С. 141–145. EDN UMRDYN.
17. Тяжелые металлы в экосистеме Азовского моря / И. В. Кораблина [и др.] // Вопросы рыболовства. 2018. Т. 19, № 4. С. 509–521. EDN YNJXDN.
18. Кадмий в воде по континууму эстуарий р. Миус – Таганрогский залив Азовского моря / Ю. А. Федоров [и др.] // Географический вестник. 2021. № 3. С. 115–129. EDN MUDYTS. <https://doi.org/10.17072/2079-7877-2021-3-115-129>
19. Моисеенко Т. И., Гашкина Н. А. Биогеохимия кадмия: антропогенное рассеивание, биоаккумуляция и экотоксичность // Геохимия. 2018. № 8. С. 759–773. EDN XVPUTR. <https://doi.org/10.1134/S001675251808006X>
20. Егоров В. Н. Теория радиоизотопного и химического гомеостаза морских экосистем. Севастополь : ФИЦ ИнБЮМ, 2019. 356 с. <https://doi.org/10.21072/978-5-6042938>
21. Взвешенное вещество как биогеохимический барьер для тяжелых металлов в районах размещения морских ферм (Севастополь, Черное море) / Н. В. Поспелова [и др.] // Морской биологический журнал. 2022. Т. 7, № 4. С. 55–69. <https://doi.org/10.21072/mbj.2022.07.4.05>. EDN CMZHZH.
22. Матишов Г. Г., Буфетова М. В., Егоров В. Н. Нормирование потоков поступления тяжелых металлов в Азовское море по оценкам интенсивности седиментационного самоочищения вод // Наука Юга России. 2017. Т. 13, № 1. С. 44–58. EDN YNEZQD. С. 44–58. <https://doi.org/10.23885/2500-0640-2017-13-1-44-58>
23. Буфетова М. В. Загрязнение вод Азовского моря тяжелыми металлами // Юг России: экология, развитие. 2015. Т. 10, № 3. С. 112–120. EDN VHTXLD. <https://doi.org/10.18470/1992-1098-2015-3-112-120>
24. Касимов Н. С., Власов Д. В. Кларки химических элементов как эталоны сравнения в экогеохимии // Вестник Московского университета. Серия 5 : География. 2015. № 2. С. 7–17. EDN UCGNHL.
25. Rudnick R. L., Gao S. Composition of the continental crust // The Crust. Pergamon, 2003. Chapter 3.01. P. 1–64. (Treatise on Geochemistry ; vol. 3). <https://doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/03016-4>
26. Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР. Т. 5 : Азовское море. Санкт-Петербург : Гидрометеониздат, 1991. 236 с.
27. Экологический атлас Азовского моря / гл. редактор академик Г. Г. Матишов; отв. редакторы Н. И. Голубева, В. В. Сорокина. Ростов н/Д : Изд-во ЮНЦ РАН, 2011. 328 с. EDN RTTGET.

28. *Путилина В. С., Галицкая И. В., Юганова Т. И.* Сорбционные процессы при загрязнении подземных вод тяжелыми металлами и радиоактивными элементами. Кадмий : аналит. обзор, Новосибирск : ГПНТБ СО РАН, 2012. 110 с. (Сер. Экология ; вып. 99). EDN PAQNDH.
29. *Папина Т. С.* Транспорт и особенности распределения тяжелых металлов в ряду: вода – взвешенное вещество – донные отложения речных экосистем : аналит. обзор. Новосибирск, 2001. 58 с. (Сер. Экология ; вып. 62). EDN SGVBUD.
30. *Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н.* Морская динамическая радиохимическая экология. Москва : Энергоатомиздат, 1986. 176 с. EDN LSOBWY.
31. *Хрусталева Ю. П.* Основные проблемы геохимии седиментогенеза в Азовском море. Апатиты : КНЦ РАН, 1999. 247 с.
32. *Буфетова М. В., Егоров В. Н.* Загрязнение свинцом воды и донных отложений Таганрогского залива и открытой части Азовского моря в 1991–2020 годах // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2023. № 2. С. 105–119.

Поступила 11.01.2024 г.; одобрена после рецензирования 5.02.2024 г.; принята к публикации 27.03.2024 г.; опубликована 25.06.2024 г.

Об авторе:

Буфетова Марина Васильевна, доцент кафедры экологии и природопользования, экологический факультет, Российский государственный геологоразведочный университет имени Серго Орджоникидзе (МГРИ) (117997, Россия, г. Москва, ул. Миклухо-Маклая, д. 23), доцент, кандидат географических наук, **SPIN-код: 9133-4070, ORCID ID: 0000-0002-6247-1698, mbufetova@mail.ru**

Автор прочитал и одобрил окончательный вариант рукописи.

Оценка безопасности воздействия ультразвуковой установки на состояние некоторых видов рыб Черного моря

Т. Б. Сигачева^{1*}, Т. В. Гаврюсева¹, Е. Н. Скуратовская¹,
М. П. Кирин¹, Н. А. Мороз²

¹ ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского РАН»,
Севастополь, Россия

² АО «Всероссийский научно-исследовательский институт
по эксплуатации атомных электростанций», Москва, Россия

* e-mail: mtk.fam@mail.ru

Аннотация

Для введения в эксплуатацию ультразвуковой установки, эффективной для борьбы с микрофитообрастаниями гидротехнических сооружений атомных электростанций, необходимо проведение натурных исследований, подтверждающих ее безопасность для гидробионтов, в частности рыб, попадающих в зону действия ультразвука. Цель работы состоит в оценке воздействия ультразвуковой установки (мощностью 500 Вт, частотой 27 кГц, силой тока 3 А) на поведенческие реакции, биохимические и гистопатологические показатели некоторых видов рыб Черного моря в условиях морской акватории (б. Карантинная, Черное море). Эксперимент проводили в течение трех дней, в каждый из которых ультразвуковую установку включали на 1 ч при частоте воздействия 27кГц. После этого особи содержались в садках еще на протяжении пяти дней для оценки возможных отсроченных эффектов. Установлено, что на небольшом расстоянии (10–30 см) ультразвуковая установка оказывает на рыб раздражающее и отпугивающее воздействие. Наиболее выраженные поведенческие реакции были отмечены у султанки *Mullus ponticus*, ставриды *Trachurus ponticus*, смариды *Spicara flexuosum* и морского кота *Dasyatis pastinaca*, наименее выраженные – у морского ерша *Scorpaena porcus*. При этом на протяжении всего эксперимента гибели рыб не наблюдали ни в опытном, ни в контрольном садках. Достоверные различия между биохимическими показателями в сыворотке крови и печени анализируемых видов рыб из опытного и контрольного садков отсутствуют. Сравнительный анализ индексов гистопатологических изменений печени, жабр и почек, а также общих индексов альтераций у рыб из опытного и контрольного садков не показал достоверных различий. Полученные результаты свидетельствуют, что ультразвуковая установка с заданными характеристиками воздействия не влияет на состояние рыб из опытной группы, что позволяет рекомендовать данную установку к использованию в системах технического водоснабжения атомных электростанций.

© Сигачева Т. Б., Гаврюсева Т. В., Скуратовская Е. Н., Кирин М. П.,
Мороз Н. А., 2024



Контент доступен по лицензии Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0
International (CC BY-NC 4.0)
This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0
International (CC BY-NC 4.0) License

Ключевые слова: ультразвуковое воздействие, черноморские рыбы, поведенческие реакции, выживаемость, выживаемость рыб, биохимические параметры, гистопатологические изменения

Благодарности: работа выполнена в рамках темы государственного задания ФИЦ ИнБЮМ РАН «Биоразнообразие как основа устойчивого функционирования морских экосистем, критерии и научные принципы его сохранения» № 124022400148-4.

Для цитирования: Оценка безопасности воздействия ультразвуковой установки на состояние некоторых видов рыб Черного моря / Т. Б. Сигачева [и др.] // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2024. № 2. С. 137–152. EDN WLEUIH.

Safety Assessment of the Ultrasound Equipment Effect on the State of Some Fish Species of the Black Sea

T. B. Sigacheva^{1*}, T. V. Gavruseva¹, E. N. Skuratovskaya¹,
M. P. Kirin¹, N. A. Moroz²

¹ A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russia

² «All-Russian Research Institute for Nuclear Power Plants Operation», Moscow, Russia

* e-mail: mtk.fam@mail.ru

Abstract

For the commissioning of ultrasound equipment effective for the microphytocolony control of nuclear power plant hydraulic facilities, field studies are needed to confirm its safety for aquatic organisms, in particular for fish exposed to ultrasound. The paper aims to assess the effect of ultrasound equipment (power 500 W, frequency 27 kHz, current 3 A) on the behavioral response, biochemical and histopathological parameters of some Black Sea fish species in the marine environment (Karantinnaya Bay, Black Sea). The experiment was carried out over three days. In each day the ultrasound equipment was switched on for 1 h at an exposure frequency of 27 kHz. Afterwards, the individuals were kept in tanks for another five days to assess possible delayed effects. The irritating and deterrent influences were established at a short distance (10–30 cm) from the ultrasound equipment. The most pronounced behavioral reactions were recorded in red mullet *Mullus ponticus*, Black Sea horse mackerel *Trachurus ponticus*, picarel *Spicara flexuosum* and common stingray *Dasyatis pastinaca*, the least pronounced ones were noted in European black scorpionfish *Scorpaena porcus*. At the same time, fish mortality was not observed in the experimental and control tanks throughout the entire experiments. There were no significant differences between the biochemical parameters in the blood serum and liver, histopathological alteration indices in liver, gills and kidneys, as well as the total indices of alterations in fish from the experimental and control tanks. The obtained results indicate that the ultrasound equipment with the defined characteristics has no negative influence on fish that allows us to recommend this equipment for the application in the technical water supply system of nuclear power plants.

Keywords: ultrasound exposure, Black Sea fish, behavioral response, survival, fish survival, biochemical parameters, histopathological parameters

Acknowledgments: the work was carried out under state assignment of IBSS “Biodiversity as the basis for the sustainable functioning of marine ecosystems, criteria and scientific principles for its conservation” № 124022400148-4.

For citation: Sigacheva, T.B., Gavruseva, T.V., Skuratovskaya, E.N., Kirin, M.P. and Moroz, N.A., 2024. Safety Assessment of the Ultrasound Equipment Effect on the State of Some Fish Species of the Black Sea. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (2), pp. 137–152.

Введение

В настоящее время при эксплуатации атомных электростанций (АЭС) и плавучих атомных теплоэлектростанций (ПАТЭС) фиксируются отклонения в их работе, вызванные накоплением в технологических системах живых организмов – источников биопомех. Это существенным образом влияет на эксплуатационные характеристики систем технического водоснабжения, приводит к выходу из строя оборудования, снижению мощности энергоблоков АЭС/ПАТЭС и, как следствие, к недовыработке электроэнергии и экономическим потерям, связанным с выводом в ремонт, проведением внепланового технического обслуживания, заменой технологического оборудования [1].

Одним из эффективных и безреагентных методов борьбы с биологическими помехами является обработка воды ультразвуком. Специалисты отдела биохимических технологий и технологического обеспечения АО «ВНИИАЭС» разработали ультразвуковую установку (УЗУ) с разными режимами излучения для защиты гидротехнических сооружений от микрофитообрастаний. В результате совместной работы с сотрудниками отдела экологии бентоса Федерального государственного бюджетного учреждения науки Федерального исследовательского центра «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН» (ФИЦ ИнБИОМ) была установлена высокая эффективность УЗУ против обрастаний, а также оптимальные режим и частоты воздействия [1]. При этом натурные исследования, подтверждающие безопасность установки для гидробионтов, в частности рыб, попадающих в зону действия УЗУ, до сих пор не проводились. Такие исследования являются необходимым этапом работы для безопасного применения УЗУ на АЭС, водоемы-охладители которых относятся к объектам рыбохозяйственного значения, в том числе к морским акваториям. Интерес к проведению подобного рода исследований в морских водах обусловлен функционированием на территории РФ двух АЭС (Ленинградской и Кольской) и ПАТЭС «Академик Ломоносов», которые в качестве водоема-охладителя используют прибрежные морские акватории, а также активным строительством ГК «Росатом» АЭС в морских акваториях Турции, Бангладеш, Египта и Индии.

К настоящему времени хорошо изучено влияние звука и ультразвука на сенсорные системы рыб [2], а также фокусированного ультразвука на периферические структуры органов чувств животных и человека [3]. При этом сведения о влиянии ультразвука на состояние здоровья рыб в целом в литературе по-прежнему ограничены. Большинство работ, как правило, направлены на изучение влияния рыбозаградительных ультразвуковых устройств только на поведенческие реакции рыб [4], а также на изучение эффективности ультразвука для борьбы с эктопаразитами рыб [5]. Для оценки влияния ультразвука на рыб, выращиваемых в морских сооружениях или на морских многоцелевых платформах, сочетающих производство возобновляемой энергии и аквакультуру, С. Кноблх с соавторами изучали рост, выживаемость и микробиоту выращиваемого в лабораторных условиях европейского морского окуня (*Dicentrarchus labrax*) [6]. Установлено, что ультразвук в диапазоне от 17.5 до 49.7 кГц не оказывал какого-либо влияния на рост и выживаемость морского окуня. При этом микробиологический анализ с использованием чашечного

подсчета и метатаксономии на основе гена 16S рРНК показал нарушение микробиоты жабр и кожи, включая увеличение числа предполагаемых патогенных бактерий [6]. Другими исследователями был поставлен долгосрочный 30-дневный эксперимент по оценке влияния маломощной (7–9 Вт) двухчастотной антицианобактериальной УЗУ (23 и 46 кГц) в условиях пресноводных водоемов на рост, уровень кортизола в крови и активность антиоксидантных ферментов в гомогенатах печени карпа. Установленные в работе незначительные изменения биохимических показателей, по мнению авторов, свидетельствовали об отсутствии стрессовых состояний у рыб и, соответственно, какого-либо негативного влияния маломощной УЗУ с данными частотами воздействия [7].

В то же время влияние эффективной для борьбы с биообрастаниями УЗУ (мощностью 500 Вт, частотой 27 кГц, силой тока 3 А) на поведенческие реакции рыб, биохимические и гистопатологические параметры их тканей/органов в условиях морской акватории до сих пор не оценивали.

Таким образом, цель работы – оценка воздействия УЗУ (мощностью 500 Вт, частотой 27 кГц, силой тока 3 А) на поведенческие, биохимические и гистопатологические показатели некоторых видов рыб Черного моря в условиях морской акватории.

Материал и методы

Для оценки воздействия УЗУ (разработчик АО «ВНИИАЭС», г. Москва) мощностью 500 Вт, частотой 27 кГц, силой тока 3 А на поведенческие реакции, а также биохимические и гистопатологические показатели рыб были выполнены экспериментальные исследования в прибрежной акватории г. Севастополя (б. Карантинная, Черное море).

Для реализации эксперимента были поставлены следующие задачи: 1) монтаж экспериментальной установки (контрольный и опытный садки) и УЗУ; 2) отлов рыб; 3) оценка влияния УЗУ на поведенческие реакции рыб и их распределение в садках, а также выживаемость с использованием видеорегистрирующей аппаратуры; 4) оценка влияния УЗУ на биохимические и гистопатологические показатели рыб.

Для проведения эксперимента были подготовлены два садка – контрольный и экспериментальный. Садки представляли собой каркасы из полипропиленовых труб с откидными крышками (длина – 4 м, ширина – 2 м, высота – 1 м), обтянутые капроновой сеткой с ячейкой 10 мм. Дно садков изготавливали из армированного перфорированного поливинилхлоридного полотна с ячейкой 1.5 мм. Чтобы верхний край садков возвышался над поверхностью воды на 10–15 см, к верхней части садков крепили поплавки из пенополистирола, к нижней части – грузы. Садки были погружены в прибрежную морскую акваторию около лабораторного корпуса ФИЦ ИнБЮМ. Контрольный садок был отбуксирован от зоны опыта на расстояние 30 м. Экспериментальный садок был закреплен около причала для размещения в нем излучающей аппаратуры. Глубина под садками составляла 5 м.

В акватории г. Севастополя (Черное море) с использованием донных ловушек были выловлены некоторые виды рыб Черного моря: султанка *Mullus ponticus* Essipov, 1927 – 120 экз., рулена (губан) *Symphodus tinca* (Linnaeus,

1758) – 60 экз., морской ерш *Scorpaena porcus* Linnaeus, 1758 – 60 экз., морской кот *Dasyatis pastinaca* (Linnaeus, 1758) – 4 экз., морская лисица *Raja clavata* Linnaeus, 1758 – 2 экз., ставрида *Trachurus ponticus* Aleev, 1956 – 20 экз., ласкирь *Diplodus annularis* (Linnaeus, 1758) – 4 экз., темный горбыль *Sciaena umbra* Linnaeus 1758 – 6 экз., смарида *Spicara flexuosum* Rafinesque, 1810 – 6 экз., морская ласточка *Chromis chromis* (Linnaeus, 1758) – 2 экз.

Рыба была рассажена поровну в два садка. С целью адаптации особей к условиям содержания в садках, а также исключения из эксперимента особей, травмированных при вылове, рыбу держали в садках на протяжении пяти дней до начала эксперимента. Эксперимент проводили в течение трех дней, в каждый из которых УЗУ включали на 1 ч с частотой воздействия 27 кГц.

Оценку поведения и распределения рыб в опытном и контрольном садках проводили с применением подводной видеокамеры (7/9/10 inch AHD Underwater Fishing Camera, Китай) и визуально по расстоянию между фронтом стаи рыб и УЗУ. Выживаемость рыб в опытном садке оценивали путем подсчета погибших экземпляров рыб во время и после воздействия УЗУ, в контрольном – в течение всего эксперимента. После окончания трехдневного эксперимента по воздействию УЗУ на поведенческие реакции рыб особи оставались в садках еще пять дней для оценки возможных отсроченных эффектов.

Влияние УЗУ на биохимические и гистопатологические параметры оценивали на представителях разных экологических групп рыб – султанке и морском ерше. После изъятия рыб из садков проводили стандартный биологический анализ 21 экз. султанки и 20 экз. морского ерша: определяли основные линейные и весовые характеристики¹⁾, а также клинические и патологоанатомические признаки [8, 9]. Возраст рыб определяли по отолитам¹⁾.

Материалом для биохимических исследований служили печень и сыворотка крови рыб. В печени рыб определяли содержание продуктов окислительной модификации белков (ОМБ), перекисного окисления липидов (ПОЛ), а также активность супероксиддисмутазы (СОД), каталазы (КАТ), пероксидазы (ПЕР) и холинэстеразы (ХЭ). В печени и сыворотке крови определяли активность аланинаминотрансферазы (АЛТ) и аспартатаминотрансферазы (АСТ) методами, описанными нами ранее [10].

Все определения проводили на спектрофотометре СФ-2000 (ОКБ «Спектр», г. Санкт-Петербург, Россия).

Для гистологического анализа пробы жабр, печени и почек фиксировали в течение 24–48 ч в растворе Дэвидсона, затем помещали в 70%-ный спирт. Дальнейшую обработку гистологических проб проводили по общепринятой методике²⁾. Срезы толщиной 4–5 мкм окрашивали гематоксилин-эозином по Мейеру и по Романовскому – Гимзе²⁾. Выявленные у рыб гистопатологические изменения анализировали с использованием модифицированного полуколичественного анализа альтераций по методике Д. Берне с соавторами [11],

¹⁾ Правдин И. Ф. Руководство по изучению рыб (преимущественно пресноводных). Москва : Пищевая промышленность, 1966. 374 с.

²⁾ Bancroft J. D., Gamble M. Theory and practice of histological techniques. New York ; London : Churchill Livingstone, 2008. 744 p.

при котором учитывались фактор тяжести (w) и распространенность повреждений в органах (a). Используя вышеуказанные значения, рассчитывали индекс органа [11, с. 30]

$$I_{org} = \sum_{rp} \sum_{alt} (a_{org\ rp\ alt} \times w_{org\ rp\ alt}),$$

где org – орган; rp – тип реакции; alt – изменение; a – значение балла; w – фактор значимости. Высокий индекс указывает на значительную степень повреждения. Общий индекс альтераций IT вычисляли как сумму индексов органов.

Достоверность различий между выборками оценивали с применением U -критерия Манна – Уитни. Различия считали достоверными при уровне значимости $p \leq 0.05$. Статистический анализ проводили с использованием компьютерных программ *Past 3* и *Microsoft Office Excel 2016*.

Результаты и обсуждение

Поведенческие реакции, распределение и выживаемость рыб

Первый день эксперимента. За 30 мин до начала эксперимента в опытный садок была установлена излучающая аппаратура. Рыбы свободно передвигались внутри садка, не опасаясь плавающего предмета на поверхности воды. Султанка располагалась на дне группой, часть которой находилась под УЗУ. Особи рулены, морского ерша и горбыля находились в углах между дном и стенкой садка. Морская лисица располагалась на дне. Ставриды, смариды и ласкири собрались в группу и держались возле стенки садка. Особи морского кота и ласточка активно передвигались в толще воды по всей площади садка.

После включения УЗУ в экспериментальном садке рыбы (смариды, ласкири, ставриды, рулены, морские ерши, горбыли, морская лисица), которые находились вне прямого воздействия прибора, не изменяли своего поведения и местоположения. Особи морского кота при очередном приближении к УЗУ резко разворачивались и отплывали в противоположную сторону, избегая попадания в зону излучения под аппаратурой. Султанки, расположившиеся на дне садка под УЗУ, начали смещаться в сторону особей своего вида, находившихся вне зоны действия прибора.

Во время работы прибора рыбы старались избегать зоны действия ультразвука. Вне зоны действия УЗУ – вели себя так же, как и до начала работы прибора.

Второй день эксперимента. Гибели рыб в опытном и контрольном садках не наблюдали.

В момент включения УЗУ рыбы были распределены по всему объему садка. При попытке согнать группу султанки в зону действия ультразвука, рыба переместилась под прибор, где находилась длительное время, иногда приподнимаясь со дна в попытке переместиться, а затем снова опускаясь на дно. Визуально данные поведенческие реакции султанок в зоне воздействия УЗУ можно было характеризовать как потерю ориентации / оглушение. Аналогичные поведенческие реакции были отмечены у ставрид, смарид и морского кота. Другие виды рыб, которые не находились в зоне УЗУ, свободно передвигались по садку. Скаты изредка заплывали под прибор, но держались у дна, стараясь не подниматься в толщу воды ближе к прибору. После отключения излучающей аппаратуры рыбы не изменяли своего поведения и местоположения в садке.

Третий день эксперимента. Гибели рыб в опытном и контрольном садках не наблюдали. После включения УЗУ в опытном садке не было отмечено какого-либо заметного воздействия на рыб всех видов. Они спокойно перемещались по всей площади садка без признаков беспокойства или потери ориентации.

После окончания трехдневного эксперимента по воздействию УЗУ на поведенческие реакции рыб особи содержались в садках еще пять дней для оценки возможных отсроченных эффектов. Гибели рыб в опытном и контрольном садках не наблюдали.

Таким образом, УЗУ (27 кГц) способно оказывать раздражающее и отпугивающее воздействие на рыб, находящихся на небольшом расстоянии (10–30 см) от прибора. Наиболее выраженные поведенческие реакции были отмечены у султанки, ставриды, смариды и морского кота, которые избегали зоны воздействия УЗУ. Морской кот не имеет чешуи, из-за чего он, вероятно, более чувствителен к воздействию УЗУ. Наименее выраженные поведенческие реакции наблюдались у морского ерша. Оценка выживаемости особей в контрольном и опытном садках при действии УЗУ с частотой 27 кГц не выявила негативного эффекта (гибели рыб). Отсутствие негативного влияния на рост и выживаемость рыб было также отмечено в 72-дневном эксперименте по воздействию на морского окуня (*Dicentrarchus labrax*) ультразвуком с частотой в диапазоне от 17.5 до 49.7 кГц в виде случайно чередующихся последовательностей циклов [6]. В то же время результаты наших исследований позволили установить, что для оценки отпугивающего воздействия УЗУ на расстоянии больше 30 см необходим более мощный источник излучения (> 500 Вт).

Биохимические исследования

Результаты биохимических исследований показали отсутствие достоверных различий между всеми анализируемыми показателями в тканях султанки и морского ерша из опытной и контрольной групп (табл. 1).

Оценить характер ответной реакции организма на определенный стресс-фактор или их комплекс позволяет анализ соотношения интенсивности ПОЛ и ОМБ с реакциями антиоксидантной (АО) системы. Увеличение активности АО ферментов при воздействии неблагоприятных факторов среды является неспецифической адаптивной реакцией организма, направленной на обезвреживание активных форм кислорода. Снижение или сравнительно низкая активность АО ферментов на фоне высокого содержания продуктов ПОЛ и ОМБ, напротив, свидетельствует о сдвиге прооксидантно-антиоксидантных реакций в сторону процессов свободно-радикального окисления биомолекул и развитии окислительного стресса, предшествующего патологическим состояниям в организме [12–15]. В наших исследованиях отсутствие достоверных различий между показателями окислительного стресса (содержанием ТБК-АП, продуктов ОМБ) и активностью АО ферментов (СОД, КАТ, ПЕР) в печени рыб из опытной и контрольной групп могут свидетельствовать о том, что УЗУ (500 Вт) с заданной частотой, периодичностью и продолжительностью работы не оказывала какого-либо воздействия на состояние прооксидантно-антиоксидантной системы печени рыб. Отсутствие достоверных различий между активностью АО ферментов (СОД, глутатионпероксидазы, глутатион-S-трансферазы) в печени карпа (*Cyprinus carpio*) из опытных и контрольной групп было

Т а б л и ц а 1 . Некоторые биохимические показатели ($M \pm m$) в тканях султанки *M. ponticus* в условиях воздействия ультразвуком
 T a b l e 1 . Some biochemical parameters ($M \pm m$) in tissues of red mullet *M. ponticus* under ultrasound exposure

Параметр / Parameter	Султанка / Red mullet		Морской ерш / European black scorpionfish	
	Контроль / Control	Опыт / Experiment	Контроль / Control	Опыт / Experiment
<i>Печень / Liver</i>				
ТБК-АП, нмоль ТБК-АП/мг белка / TBARS, nmol TBARS/mg protein	2.370 ± 0.240	3.000 ± 0.39	4.240 ± 0.700	4.020 ± 0.490
C ₃₅₆ , опт. ед./мг белка / C ₃₅₆ , optical units/mg protein	0.039 ± 0.007	0.049 ± 0.006	0.057 ± 0.009	0.059 ± 0.012
C ₃₇₀ , опт. ед./мг белка / C ₃₇₀ , optical units/mg protein	0.037 ± 0.006	0.047 ± 0.006	0.052 ± 0.008	0.055 ± 0.011
C ₄₃₀ , опт. ед./мг белка / C ₄₃₀ , optical units/mg protein	0.014 ± 0.004	0.020 ± 0.003	0.022 ± 0.005	0.024 ± 0.005
C ₅₃₀ , опт. ед./мг белка / C ₅₃₀ , optical units/mg protein	0.004 ± 0.002	0.006 ± 0.001	0.008 ± 0.003	0.009 ± 0.001
СОД, усл. ед./мг белка/мин / SOD, arbitrary units/mg protein/min	15.450 ± 2.730	23.110 ± 3.710	27.300 ± 3.900	34.460 ± 2.450
КАТ, мкат/мг белка / CAT, mcat/mg protein	0.143 ± 0.022	0.160 ± 0.016	0.090 ± 0.014	0.080 ± 0.009
ПЕР, опт. ед./мг белка/мин / PER, optical units/mg protein/min	0.025 ± 0.009	0.016 ± 0.006	0.023 ± 0.006	0.028 ± 0.005
АЛТ, мкмоль/ч мг белка / ALT, μmol/h mg protein	0.430 ± 0.080	0.370 ± 0.030	0.200 ± 0.020	0.160 ± 0.020

Продолжение таблицы 1 / Continued Table 1

Параметр / Parameter	Султанка / Red mullet		Морской ерш / European black scorpionfish	
	Контроль / Control	Опыт / Experiment	Контроль / Control	Опыт / Experiment
АСТ, мкмоль/ч мг белка / AST, $\mu\text{mol/h mg protein}$	0.120 \pm 0.025	0.190 \pm 0.030	0.057 \pm 0.009	0.054 \pm 0.007
ХЭ, мкат/г белка / ChE, $\mu\text{cat/g protein}$	0.360 \pm 0.090	0.440 \pm 0.050	0.350 \pm 0.060	0.031 \pm 0.040
Глюкоза, ммоль/г ткани / Glucose, mmol/g tissue	190.390 \pm 37.660	182.840 \pm 18.700	106.640 \pm 15.830	120.020 \pm 18.800
<i>Сыворотка крови / Blood serum</i>				
АЛТ, мкмоль/ч мг белка / ALT, $\mu\text{mol/h mg protein}$	0.013 \pm 0.006	0.019 \pm 0.005	0.017 \pm 0.007	0.010 \pm 0.0002
АСТ, мкмоль/ч мг белка / AST, $\mu\text{mol/h mg protein}$	0.040 \pm 0.028	0.026 \pm 0.010	0.007 \pm 0.002	0.013 \pm 0.004

Примечание: ТБК-АП – ТБК-активные продукты, С₃₅₆ – альдегиды нейтрального характера, С₃₇₀ – кетоны нейтрального характера, С₄₃₀ – альдегиды основного характера, С₅₃₀ – кетоны основного характера, СОД – супероксиддисмутаза, КАТ – каталаза, ПЕР – пероксидаза, АЛТ – аланинаминотрансфераза, АСТ – аспаратаминотрансфераза, ХЭ – холинэстераза.

Note: TBARS – thiobarbituric acid reactive substances, С₃₅₆ – neutral aldehydes, С₃₇₀ – neutral ketones, С₄₃₀ – basic aldehydes, С₅₃₀ – basic ketones, SOD – superoxide dismutase, CAT – catalase, PER – peroxidase, ALT – alanine aminotransferase, AST – aspartate aminotransferase, ChE – cholinesterase.

также отмечено при действии маломощной УЗУ (7–9 Вт; 23 и 46 кГц) в условиях пресноводных водоемов [7].

Другими информативными биомаркерами, рекомендованными для оценки цитолитического повреждения органов в условиях окислительного стресса, являются АЛТ и АСТ [16, 17]. В результате нарушения целостности клеточной мембраны аминотрансферазы попадают в кровь. При этом их активность снижается в органе и увеличивается в сыворотке крови. В наших исследованиях показатели активности АЛТ и АСТ в печени и сыворотке рыб из сравниваемых групп не различались, что также свидетельствует об отсутствии какого-либо влияния ультразвука (при данных характеристиках прибора, частоте и режиме воздействия) на организм рыб.

В комплексе с вышеперечисленными маркерами, как правило, анализируют содержание глюкозы в печени – показателя углеводного обмена [18]. Отсутствие достоверных различий между анализируемыми группами султанки и морского ерша может свидетельствовать об отсутствии адаптивных/компенсаторных перестроек метаболических процессов, характерных для организмов при действии стресс-факторов разной природы и интенсивности.

Другим важнейшим показателем, рекомендованным для оценки функционирования нервной системы и белоксинтезирующей функции печени при действии стресс факторов, является фермент ХЭ [19]. В наших исследованиях активность ХЭ в печени двух видов рыб из опытной группы не отличалась от аналогичного показателя рыб из контрольной группы. Полученные результаты могут свидетельствовать об отсутствии влияния ультразвука (при данных характеристиках прибора, частоте и режиме воздействия) на белоксинтезирующую функцию печени.

Гистологические исследования

Интегральным результатом физиолого-биохимических изменений являются гистопатологические альтерации, отражающие тяжесть патологических процессов на уровне тканей и органов [9, 20]. Гистологическими методами исследования у рыб выявили следующие изменения.

Султанка. В паренхиме **печени** наиболее часто отмечали меланомacroфагальные центры (у контрольной группы – 33.3 %, у опытной – 41.7 %) (рис. 1, *a*; 2, *a*). Показатели встречаемости липоидной вакуолизации гепатоцитов различались незначительно (22.2 и 25 %) (рис. 2, *a*). Локальную воспалительную реакцию около кровеносных сосудов (рис. 1, *b*) чаще наблюдали у рыб контрольной группы (33.3 против 16.7 %), а расширение печеночных синусоид и кровеносных сосудов (по 8.3 %) выявили у рыб только после воздействия УЗУ. В **жабрах** регистрировали локальную умеренную гиперплазию респираторного эпителия жаберных ламелл, показатели встречаемости которой различались незначительно (22.2 и 25 %) (рис. 1, *c*; 2, *c*). Единичных паразитических простейших обнаружили на жаберных ламеллах у контрольной и опытной групп (66.7 и 33.3 % соответственно) (рис. 1, *d*; 2, *c*). Хондрома – доброкачественная опухоль хрящевой ткани – была диагностирована у 8.3 % рыб опытной группы (рис. 2, *c*). В **почках** достоверных различий между анализируемыми группами не выявили (рис. 2, *e*).

Морской ерш. В **печени** встречаемость липоидной вакуолизации гепатоцитов и меланомacroфагальных центров различалась незначительно (рис. 2, *b*),

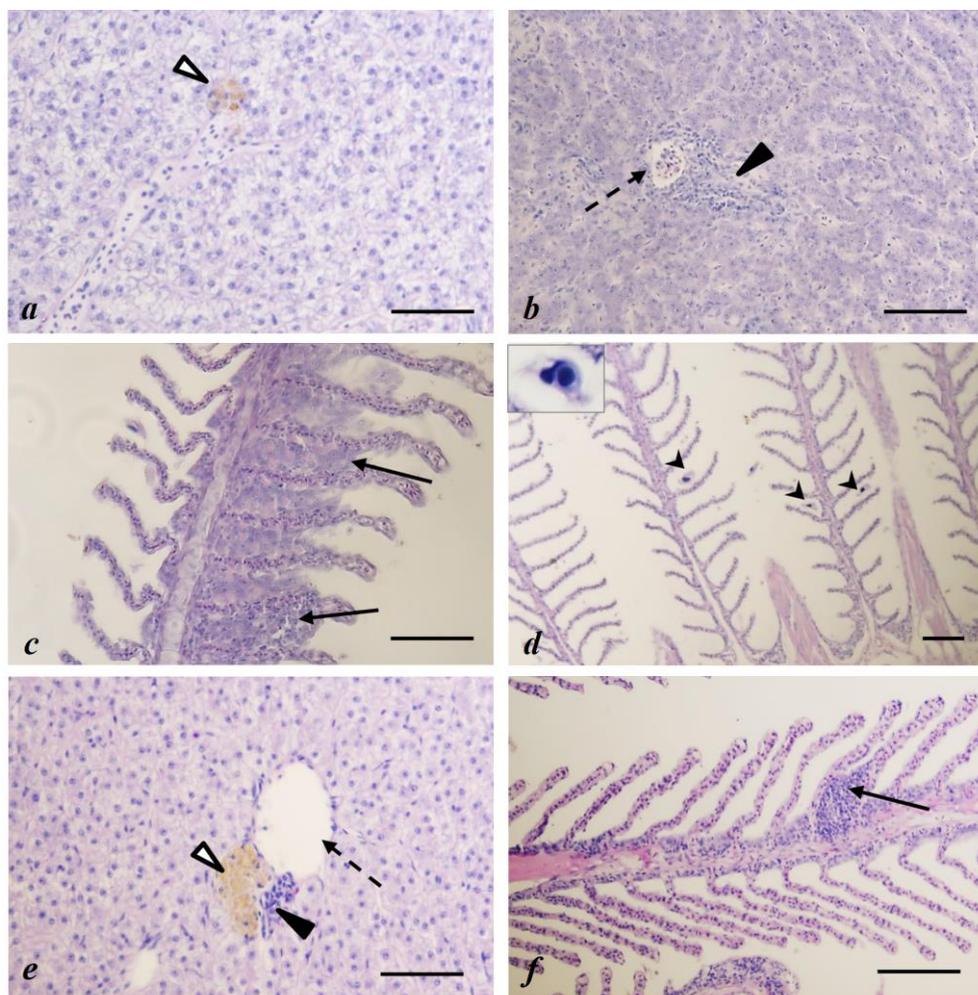


Рис. 1. Гистологическая структура печени (*a, b*) и жабр (*c, d*) у султанки *M. ponticus* и морского ерша *S. porcus* (*e* – печень, *f* – жабры) в условиях воздействия ультразвуком. Обозначения: \triangle – меланомакрофагальный центр; \ddagger – расширение кровеносного сосуда; \blacktriangle – локальная воспалительная реакция; \uparrow – гиперплазия эпителия жаберных ламелл; \blacktriangle – паразитарные простейшие на жаберных ламеллах. Шкала 50 мкм

Fig. 1. Histological structure of liver (*a, b*) and gills (*c, d*) of red mullet *M. ponticus* and of European black scorpionfish *S. porcus* (*e* – liver, *f* – gills) under ultrasound exposure. Note: \triangle – melanomacrophage center; \ddagger – blood vessel dilation; \blacktriangle – local inflammatory reaction; \uparrow – epithelial hyperplasia in gill lamellae; \blacktriangle – parasitic protozoa on gill lamellae. Scale bar: 50 μ m

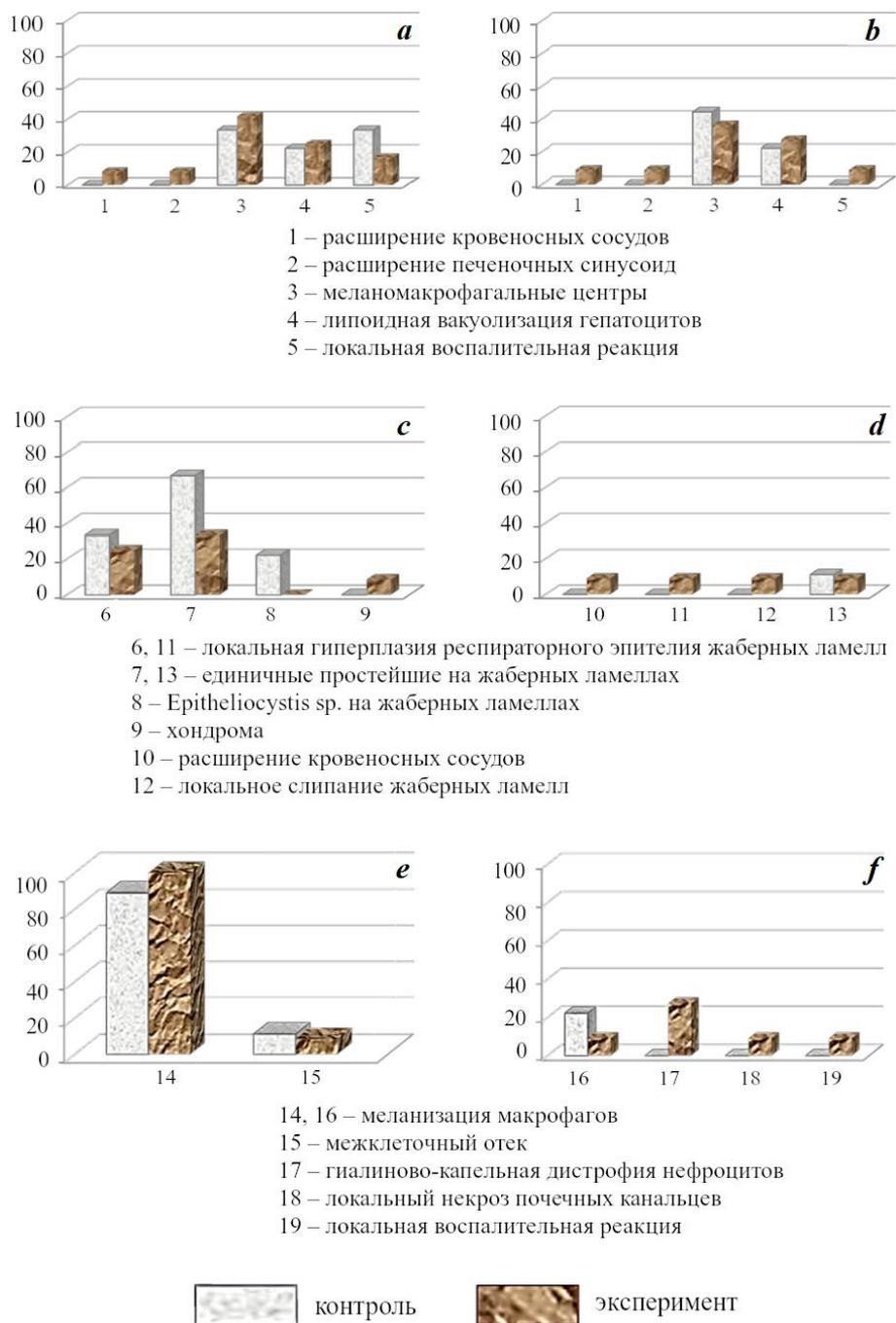


Рис. 2. Встречаемость (%) гистопатологических изменений в печени (a, b), жабрах (c, d) и почках (e, f) у султанки *M. ponticus* (слева) и морского ерша *S. porcus* (справа) в условиях воздействия ультразвуком

Fig. 2. Incidence (%) of histopathological changes in liver (a, b), gills (c, d) and kidneys (e, f) of red mullet *M. ponticus* (left) and European black scorpionfish *S. porcus* (right) under ultrasound exposure

тогда как расширение печеночных синусоид (9.1 %) и кровеносных сосудов (18.2 %), а также локальную воспалительную реакцию (9.1 %) отмечали только у рыб опытной группы (рис. 1, *e*; 2, *b*). В **жабрах** локальную гиперплазию эпителия и слипание жаберных ламелл, а также расширение кровеносных сосудов выявили только у рыб опытной группы (по 9.1 %) (рис. 1, *f*; 2, *d*). В **почках** наиболее часто наблюдали меланизацию макрофагов (22.2 и 9.1 % в контрольной и опытной группах соответственно). Локальную воспалительную реакцию, гиалиново-капельную дегенерацию и некроз клеток почечных канальцев регистрировали только у рыб опытной группы (9.1, 27.3 и 9.1 %) (рис. 2, *f*).

Выявленные нарушения гистологической структуры органов преимущественно относятся к первой группе тяжести [11] и являются обратимыми. Следует отметить, что встречаемость простейших паразитов на жаберных ламеллах у султанки в контрольной группе была в два раза выше, чем в опытной группе (рис. 2, *c*). Вероятно, воздействие ультразвука снизило паразитарную нагрузку на жабры рыб. Подобные исследования проводили на лососях, выращиваемых в морских садках в Южном Чили. Выявлено, что при использовании ультразвука происходило снижение общей эктопаразитарной нагрузки *Caligus rogercresseyi* без использования химических антипаразитарных средств³⁾.

При проведении сравнительного анализа индексов гистопатологических изменений печени, жабр и почек контрольной и опытной групп у двух видов рыб достоверных различий не выявили. Статистический анализ общих индексов альтераций контрольной и опытной групп султанки и морского ерша также не показал достоверных различий (табл. 2).

Т а б л и ц а 2. Индексы гистопатологических альтераций органов ($M \pm m$) султанки *M. ponticus* и морского ерша *S. porcus* в условиях воздействия ультразвуком

T a b l e 2. Values of indices of histopathological alterations in organ ($M \pm m$) of red mullet *M. ponticus* and European black scorpionfish *S. porcus* under ultrasound exposure

Параметр / Parameter	Султанка / Red mullet		Морской ерш / European black scorpionfish	
	Контроль / Control	Опыт / Experiment	Контроль / Control	Опыт / Experiment
Индекс альтераций органов / Organ alteration index				
печени I_l / of liver I_l	0.88 ± 0.78	1.00 ± 0.85	1.33 ± 1.58	1.45 ± 1.69
жабр I_g / of gills I_g	1.50 ± 1.33	1.16 ± 1.33	0.11 ± 0.33	0.45 ± 0.07
почек I_k / of kidneys I_k	1.00 ± 0.50	1.08 ± 0.28	0.22 ± 0.47	0.73 ± 1.48
Общий индекс альтераций IT / Total pathology index IT	3.44 ± 1.58	3.25 ± 2.17	1.67 ± 1.50	2.18 ± 2.31

³⁾ URL: <https://aquavitro.org/2016/11/17/ispolzovanie-ultrazvuka-v-kontrole-chilijskoj-morskoj-vshicaligus-rogercresseyi> (дата обращения: 24.05.2024).

Заключение

Анализ поведенческих реакций черноморских видов рыб (султанки, рулены, морского ерша, морского кота, морской лисицы, ставриды, ласкиря, темного горбыля, смариды, морской ласточки) под действием УЗУ (АО «ВНИИАЭС», г. Москва) (мощностью 500 Вт, частотой 27 кГц, силой тока 3 А) позволил установить раздражающее и отпугивающее воздействие на рыб на небольшом расстоянии (10–30 см) от прибора. Наиболее выраженные поведенческие реакции были отмечены у султанки, ставриды, смариды и морского кота, наименее выраженные – у морского ерша. Гибели рыб не наблюдали.

Результаты биохимических исследований показали отсутствие достоверных различий между анализируемыми параметрами (уровнем ОМБ и ПОЛ, активностью АО ферментов, аминотрансфераз и ХЭ, а также содержанием глюкозы) в тканях морского ерша и султанки из опытного и контрольного садков. Индексы гистопатологических изменений печени, жабр и почек, а также значения общего индекса альтераций у сравниваемых групп султанки и морского ерша также не различались.

Таким образом, анализ поведенческих, биохимических и гистологических показателей некоторых видов рыб Черного моря может свидетельствовать об отсутствии негативного влияния УЗУ (АО «ВНИИАЭС», г. Москва) (мощностью 500 Вт, частотой 27 кГц, силой тока 3 А) на состояние здоровья рыб из опытной группы, что позволяет рекомендовать данную установку к использованию в условиях вод технического водоснабжения АЭС.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Методы борьбы с биообрастаниями на атомной электростанции / Н. А. Мороз [и др.] // Проблемы создания защитных покрытий нового поколения от коррозии, биообрастания и обледенения для морских, береговых и сухопутных объектов / Под ред. М. И. Орловой, В. А. Родионова. Санкт-Петербург : Изд-во СПбГЭУ, 2021. С. 94–103. EDN PKOOCR.
2. Сенсорная физиология морских рыб (методологические аспекты) / Под ред. Г. Н. Акоева. Апатиты : Кольский филиал АН СССР, 1990. 128 с.
3. Сенсорное восприятие (опыт исследования с помощью фокусированного ультразвука) / И. А. Варганян [и др.]. Ленинград : Наука, 1985. 189 с.
4. Кудрявцев В. И. О проблеме использования акустических полей для управления поведением рыб и других водных животных // Известия ТРТУ. Материалы второй всероссийской конференции с международным участием «Экология 2002 – море и человек». Таганрог : Изд-во ТРТУ, 2002. С. 132–136. EDN HVRHAN.
5. Effect of ultrasonic cavitation on small and large organisms for water disinfection during fish transport / E. Svendsen [et al.] // Aquaculture Research. 2017. Vol. 49, iss. 3. P. 1–10. <https://doi.org/10.1111/are.13567>
6. The effect of ultrasonic antifouling control on the growth and microbiota of farmed European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) / S. Knobloch [et al.] // Marine Pollution Bulletin. 2021. Vol. 164. P. 112072. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112072>
7. Techer D., Milla S., Banas D. Sublethal effect assessment of a low-power and dual-frequency anti-cyanobacterial ultrasound device on the common carp (*Cyprinus carpio*): a field study // Environmental Science and Pollution Research. 2017. Vol. 24. P. 5669–5678. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8305-6>

8. *Гаврюшева Т. В.* Исследование визуальных патологий у рыб Юго-Западного побережья Черного моря // Юг России: экология, развитие. 2020. Т. 15, № 1. С. 118–129. EDN WFMKAH. <https://doi.org/10.18470/1992-1098-2020-1-118-129>
9. *Au D. W. T.* The application of histocytopathological biomarkers in marine pollution monitoring: A review // Marine Pollution Bulletin. 2004. Vol. 48, iss. 9–10. P. 817–834. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.02.032>
10. *Sigacheva T., Skuratovskaya E.* Application of biochemical and morphophysiological parameters of round goby *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) for assessment of marine ecological state // Environmental Science and Pollution Research. 2022. Vol. 29, iss. 26. P. 39323–39330. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-18962-0>
11. Histopathology in fish: proposal for protocol to assess aquatic pollution / D. Bernet [et al.] // Journal of Fish Diseases. 1999. Vol. 22, iss. 1. P. 25–34. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2761.1999.00134.x>
12. *Van der Oost R., Beyer J., Vermeulen N. P. E.* Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review // Environmental Toxicology and Pharmacology. 2003. Vol. 13, iss. 2. P. 57–149. [https://doi.org/10.1016/s1382-6689\(02\)00126-6](https://doi.org/10.1016/s1382-6689(02)00126-6)
13. *Stoliar O. B., Lushchak V. I.* Environmental pollution and oxidative stress in fish // Oxidative stress – environmental induction and dietary antioxidants. London : IntechOpen, 2012. P. 131–166. <https://doi.org/10.5772/38094>
14. *Regoli F., Giuliani M.* Oxidative pathways of chemical toxicity and oxidative stress biomarkers in marine organisms // Marine Environmental Research. 2014. Vol. 93. P. 106–117. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.07.006>
15. Оценка рекреационного потенциала некоторых бухт города Севастополя с использованием методов биоиндикации / Т. Б. Сигачева [и др.] // Юг России: экология, развитие. 2021. Т. 16, № 1. С. 151–167. EDN KLUARE. <https://doi.org/10.18470/1992-1098-2021-1-151-167>
16. *Tkachenko H., Kurhaluk N., Grudniewska J.* Effects of chloramine-T exposure on oxidative stress biomarkers and liver biochemistry of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum), brown trout, *Salmo trutta* (L.), and grayling, *Thymallus thymallus* (L.) // Archives of Polish Fisheries. 2013. Vol. 21, iss. 1. P. 41–51. <https://doi.org/10.2478/aopf-2013-0005>
17. Snails and fish as pollution biomarkers in Lake Manzala and laboratory A: Lake Manzala snails / H. M. M. El-Khayat [et al.] // Fisheries and Aquaculture Journal. 2015. Vol. 6, iss. 4. P. 1–9. <https://doi.org/10.4172/2150-3508.1000153>
18. Changes in metabolic enzymes, cortisol and glucose concentrations of Beluga (*Huso huso*) exposed to dietary methylmercury / A. Gharai [et al.] // Fish Physiology and Biochemistry. 2011. Vol. 37, iss. 3. P. 485–493. <https://doi.org/10.1007/s10695-010-9450-3>
19. *Gad N. S.* Determination of glutathione related enzymes and cholinesterase activities in *Oreochromis niloticus* and *Clarias gariepinus* as bioindicator for pollution in Lake Manzala // Global Veterinaria. 2009. Vol. 3, iss. 1. P. 37–44. URL: [http://www.idosi.org/gv/gv3\(1\)09/7.pdf](http://www.idosi.org/gv/gv3(1)09/7.pdf) (date of access: 26.04.2024).
20. *Минеев А. К.* Неспецифические реакции у рыб из водоемов средней и нижней Волги // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2013. Т. 15, № 3-7. С. 2301–2309. EDN SCLQKR.

Поступила 15.01.2024 г.; одобрена после рецензирования 02.02.2024 г.; принята к публикации 27.03.2024 г.; опубликована 25.06.2024 г.

Об авторах:

Сигачева Татьяна Борисовна, старший научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского РАН» (299011, Россия, г. Севастополь, пр. Нахимова, д. 2), кандидат биологических наук, **ORCID ID: 0000-0003-3125-898X**, **Scopus Author ID: 36990852700**, **ResearcherID: AAR-9877-2020**, **SPIN-код: 4526-5243**, *mtk.fam@mail.ru*

Гаврюсева Татьяна Владимировна, старший научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского РАН» (299011, Россия, г. Севастополь, пр. Нахимова, д. 2), кандидат биологических наук, **ORCID ID: 0000-0002-9102-0861**, **Scopus Author ID: 16202640900**, **ResearcherID: AAR-9893-2020**, **SPIN-код: 3383-1290**, *gavrt2004@mail.ru*

Скуратовская Екатерина Николаевна, ведущий научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского РАН» (299011, Россия, г. Севастополь, пр. Нахимова, д. 2), кандидат биологических наук, **ORCID ID: 0000-0003-4501-5065**, **Scopus Author ID: 12241009500**, **ResearcherID: AAR-9877-2020**, **SPIN-код: 3855-3979**, *skuratovskaya@ibss-ras.ru*

Кириин Максим Петрович, ведущий инженер, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского РАН» (299011, Россия, г. Севастополь, пр. Нахимова, д. 2), **ORCID ID: 0000-0002-4214-565X**, **Scopus Author ID: 57502865700**, *kirinmaxim@mail.ru*

Мороз Наталья Анатольевна, начальник отдела биохимических технологий и технологического обеспечения, АО «ВНИИАЭС» (109507, Россия, г. Москва, ул. Ферганская, д. 25), кандидат технических наук, **ORCID ID: 0009-0002-5830-5694**, **SPIN-код: 9772-5896**, *sv_nata@mail.ru*

Заявленный вклад авторов:

Сигачева Татьяна Борисовна и Скуратовская Екатерина Николаевна – анализ биохимических показателей в тканях рыб, написание статьи

Гаврюсева Татьяна Владимировна – гистопатологический анализ органов рыб и полуколичественный анализ альтераций, написание статьи

Кириин Максим Петрович – проведение эксперимента по изучению воздействия УЗУ на поведение и выживаемость рыб, написание статьи

Мороз Наталья Анатольевна – обеспечение работы УЗУ и ее техническое обслуживание в процессе эксперимента, написание статьи

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Научная статья
УДК 594.117-161.3:57.018
EDN ERRZYM

Динамика линейных и весовых параметров черноморского гребешка *Flexopecten glaber ponticus* (Bucquoy, Dautzenberg & Dollfus, 1889) при садковом выращивании

Л. В. Ладыгина *, А. В. Пиркова

ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского РАН»,
Севастополь, Россия

* e-mail: lvladygina@yandex.ru

Аннотация

Плоский гребешок *Flexopecten glaber ponticus* (Bucquoy, Dautzenberg & Dollfus, 1889), являющийся эндемиком Черного моря, может быть отнесен к потенциальным объектам культивирования у берегов Крыма. Данные последних лет свидетельствуют о восстановительных процессах в популяции гребешка на Крымском побережье. В массовом количестве гребешок оседает в выростные садки с гигантской устрицей *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793), что позволяет выращивать его в подвесной культуре благодаря доступности и простоте сбора. Цель работы – изучить сезонную динамику линейного и весового роста черноморского гребешка *F. glaber ponticus* при садковом выращивании у берегов Крыма. Впервые представлена модель роста, адекватно описывающая линейный рост моллюсков. Определена линейная зависимость высоты раковины гребешка от возраста и экспоненциальная зависимость общего живого веса гребешков от высоты раковины. Показано, что индексы товарного качества *F. glaber ponticus*: выход мяса, индекс кондиции и гонадосоматический индекс – изменяются в зависимости от сезона. Максимальные значения индекса кондиции и выхода мяса отмечены в апреле и составляли соответственно 63.40 и 33.01 %. Гонадосоматический индекс увеличивался с января по июнь (от 6.8 до 13.14 %) и уменьшался с июля по ноябрь, что связано с процессами гаметогенеза и нереста моллюсков. Доля сухого вещества в мягких тканях составила 16.5 %. Рекомендована продолжительность выращивания (2.5–3 года) и сроки сбора товарной продукции черноморского гребешка как перспективного объекта марикультуры. Для сбора урожая черноморского гребешка товарного размера может быть оптимальным зимне-весенний период.

Ключевые слова: гребешок, *Flexopecten glaber ponticus*, марикультура, рост, индекс кондиции, выход мяса, гонадосоматический индекс, Черное море, промысловые моллюски

Благодарности: работа выполнена в рамках государственного задания ФИЦ ИнБЮМ по теме «Комплексное исследование механизмов функционирования морских биотехнологических комплексов с целью получения биологически активных веществ из гидробионтов» (№ гос. регистрации 124022400152-1). Выражаем благодарность директору

© Ладыгина Л. В., Пиркова А. В., 2024



Контент доступен по лицензии Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0)

This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0) License

ООО НИО «Марикультура» В. Д. Шинявскому за предоставленную возможность выращивания черноморского гребешка на морской ферме в подвесной культуре.

Для цитирования: Ладыгина Л. В., Пиркова А. В. Динамика линейных и весовых параметров черноморского гребешка *Flexopecten glaber ponticus* (Bucquoy, Dautzenberg & Dollfus, 1889) при садковом выращивании // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2024. № 2. С. 153–164. EDN ERRZYM.

Dynamics of Allometric and Weight Parameters of the Black Sea Scallop *Flexopecten glaber ponticus* (Bucquoy, Dautzenberg & Dollfus, 1889) During Cage Farming

L. V. Ladygina, A. V. Pirkova

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

* e-mail: lvladygina@yandex.ru

Abstract

The scallop *Flexopecten glaber ponticus* (Bucquoy, Dautzenberg & Dollfus, 1889), which is endemic to the Black Sea, can be classified as a mollusk species potentially cultivable in the coastal waters of Crimea. Recent data indicate emerging trends in the scallop population recovery off the Crimean coast. The scallop settles in large quantities into nursery cages together with the giant oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793), which suggests the scallop can be reared in suspended culture due to its availability and ease of collection. We studied the seasonal dynamics of allometric growth and weight increase of the Black Sea scallop *F. glaber ponticus* during cage farming off the coast of Crimea. For the first time, a growth model is presented that adequately describes the linear growth of the mollusk. The linear relationship between shell height and age of the scallop and the exponential relationship between the total live weight and shell height were found. It was shown that the commercial quality indices of *F. glaber ponticus* – meat yield, condition index and gonadosomatic index – vary with season. The maximum values of the condition index and meat yield were noted in April, 63.40 and 33.01%, respectively. The gonadosomatic index increased from January to June (from 6.8 to 13.14%) and decreased from July to November, which trends are associated with the gametogenesis and spawning of the mollusk. The percentage of dry matter in soft tissues was 16.5%. We propose the cultivation duration (2.5–3 years) and optimal timing for harvesting marketable Black Sea scallop as a promising mariculture species. Winter and spring can be the best period for collection of the Black Sea scallop of marketable size.

Keywords: scallop *Flexopecten glaber ponticus*, growing, linear growth, condition index, meat yield, gonadosomatic index, Black Sea

Acknowledgments: This work was carried out within the framework of IBSS state research assignment “Comprehensive study of the functioning mechanisms of marine biotechnological complexes with the aim of obtaining bioactive substances from hydrobionts” (No. 124022400152-1). We express our gratitude to the director of the Research Association “Marikul'tura” LLC V. D. Shinyavsky for the opportunity to rear Black Sea scallop on a marine farm in suspended culture.

For citation: Ladygina, L.V. and Pirkova, A.V., 2024. Dynamics of Allometric and Weight Parameters of the Black Sea Scallop *Flexopecten glaber ponticus* (Bucquoy, Dautzenberg & Dollfus, 1889) During Cage Farming. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (2), pp. 153–164.

Введение

Аквакультура моллюсков включает около 65 зарегистрированных видов. В основном это двустворчатые моллюски (клеммы, устрицы, гребешки и мидии), которые составляют 89 % мировой продукции морской аквакультуры, а 11 % приходится на дикий промысел. Крупнейшими производителями морских двустворчатых моллюсков являются Азия и особенно Китай, где выращивается 85 % от мирового производства [1]. На мировом рынке морепродуктов морские гребешки наравне с другими промысловыми двустворчатыми моллюсками (мидии и устрицы) представляют собой ценный деликатес благодаря превосходным вкусовым качествам и питательным свойствам. Высококачественный белок, полиненасыщенные омега-3 жирные кислоты в больших концентрациях, необходимые для жизнедеятельности человека, а также макро- и микроэлементы (йод, селен, кальций), витамины *A* и *D* вносят основной вклад в питательную ценность моллюска [2].

На Черном море коммерческая добыча и разведение двустворчатых моллюсков не получили столь широкого развития. Промысловое значение имеют только пять видов моллюсков: *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819), *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793), *Chamelea gallina* (Linnaeus, 1758), *Donax trunculus* (Linnaeus, 1758) и *Anadara kagoshimensis* (Tokunaga, 1906) [3]. К потенциальным объектам культивирования у берегов Крыма может быть отнесен и плоский гребешок *Flexopecten glaber ponticus* (Bucquoy, Dautzenberg & Dollfus, 1889), являющийся эндемиком Черного моря. Обитает он на глубине до 30 м на поверхности илистых, песчаных и ракушечных грунтов, а также на устричных банках¹⁾. Гребешок может временно фиксироваться на располагающихся над грунтом талломах растительности. Окраска раковин варьирует от белой или желтой до красной и коричневой, правая створка часто светлее левой. Длина и высота раковины – до 55 мм, ширина – до 13 мм. До недавнего времени черноморский гребешок был включен в Красную книгу Крыма со статусом подвида, сокращающегося в численности²⁾. Однако литературные и собственные данные последних лет [3, 4] свидетельствуют о восстановительных процессах в популяции гребешка у берегов Крыма. В массовом количестве гребешок оседает в выростные садки с гигантской устрицей *C. gigas*, что предполагает возможность его выращивания в подвесной культуре из-за доступности и простоты сбора.

При садковом выращивании *F. glaber ponticus* в первый год жизни имеет относительно высокий темп роста; к концу второго года он достигал в длину около 42 мм. У наиболее крупных моллюсков в возрасте трех лет высота раковины составляла более 55 мм. Для гребешков из природных поселений Черного моря такой размер близок к предельному [3]. Товарными принято считать гребешки *F. glaber* высотой раковины более 50 мм [5]. Благодаря высоким темпам роста этот вид является перспективным для марикультуры Черного моря.

¹⁾ Скарлато О. А. Класс двустворчатые моллюски – Bivalvia // Определитель фауны Черного и Азовского морей / Отв. ред. В. А. Водяницкий. Киев : Наукова думка, 1972. Т. 3. С. 178–249.

²⁾ Красная книга Республики Крым : животные. Симферополь : АРИАЛ, 2015. 440 с.

Черноморский гребешок – синхронный гермафродит. Гонада двухцветная: мужская часть гонады – кремового цвета, женская – оранжевого цвета. Размножается в июне – июле. Нерест порционный. Половозрелыми черноморские гребешки становятся в первый год жизни [6].

По данным Н. Берик [6], плоский гребешок *F. glaber*, выращиваемый в проливе Чанаккале (северная часть Эгейского моря), также размножается в июне – июле. У гребешка *F. glaber* из северо-западной части Адриатического моря отмечают два периода нереста: в апреле – мае и с июня по сентябрь (с максимальными значениями гонадосоматического индекса в июне) [5].

Выращивание *F. glaber ponticus* у Крымского побережья Черного моря находится на начальном этапе, поэтому очень мало данных о биотехнике культивирования данного вида и его питательных свойствах.

Цель работы состоит в изучении сезонной динамики линейного роста, определении зависимости общего веса от высоты раковины и оценки индексов товарного качества (выход мяса (ВМ), индекс кондиции (ИК) и гонадосоматический индекс (ГСИ)) черноморского гребешка *F. glaber ponticus* при садковом выращивании как перспективного объекта для марикультуры.

Материалы и методы исследования

Материалом для исследований послужил спат гребешка, собранный в выростных садках с гигантской устрицей *S. gigas*, выращиваемой на устричной ферме (внешний рейд Севастопольской бухты: 44°37'13,4" с. ш.; 33°30'13,6" в. д.). После чего моллюсков доращивали в подвесной культуре на глубине 3–5 м в течение 2.5 года.

Динамику роста и определение общего веса гребешков разного возраста (от 0.5 до 2.5 года) изучали в течение года, отбирая ежемесячно по 10 экз. Моллюсков очищали от организмов-обрастателей, промывали в морской воде и определяли размерно-весовые характеристики [7]. Длину (L , мм), высоту (H , мм), ширину (D , мм) раковины *F. glaber ponticus* измеряли с помощью цифрового штангенциркуля (ШЦ-1 «Зубр») с точностью до 0.01 мм. Общий живой вес гребешка ($W_{\text{общ}}$, г – общий вес с мантийной жидкостью), вес мягких тканей ($W_{\text{м.тк}}$, г), вес гонад ($W_{\text{гон}}$, г) определяли согласно методике [7] на электронных весах (OHAUS) с точностью до 0.01 г.

Сухой вес мягких тканей и сухой вес гонад определяли на электронных весах *AXIS ANG200C* (до 0.0001 г) после высушивания в термостате до постоянного сухого веса при температуре 60 °С в течение 48 ч. Индексы (%) ИК, ВМ и ГСИ высчитывали по формулам [8]:

$$\text{ИК} = \text{сырой вес мягких тканей (г)} / \text{вес створки (г)} \cdot 100;$$

$$\text{ВМ} = \text{сырой вес мягких тканей (г)} / \text{общий живой вес (г)} \cdot 100;$$

$$\text{ГСИ} = \text{сырой вес гонад (г)} / \text{сырой вес мягких тканей (г)} \cdot 100.$$

Содержание влаги в пробе определяли как разницу веса до и после высушивания в термостате при температуре 60 °С до постоянного веса и представляли в процентах. Зольность определяли методом сжигания образцов в муфельной печи «ТЕМОС-Экспресс» при температуре 600 °С в течение 2 ч³⁾.

³⁾ Official Methods of Analysis of the AOAC International / Edited by W. Horwitz. Gaithersburg, USA : 2000.

Средние значения линейных и весовых параметров и доверительные интервалы были подсчитаны в программе *Excel*.

Эмпирические данные линейного роста аппроксимировали по модели роста Бергаланфи – уравнению Форда – Уолфорда [9, 10]

$$H_t = H_\infty \cdot (1 - e^{-kt}),$$

где H_t – фактический размер особи, мм, в возрасте t , годы; H_∞ – теоретически максимальная высота раковины, мм; k – константа роста, год⁻¹; e – основание натурального логарифма (2.71828...).

Результаты и обсуждение

В результате анализа размерно-частотных распределений получены модальные размеры моллюсков в возрастных группах 0.5–2.0 года, которые были использованы для составления модели линейного роста. Высота раковины спата гребешка сразу после метаморфоза личинок – 0.3 мм⁴⁾. Значения параметров данного уравнения находили графическим способом. Для построения графика средние значения высоты раковин гребешка в возрасте t откладывали на оси абсцисс, в возрасте $t + 1$ – на оси ординат (рис. 1).

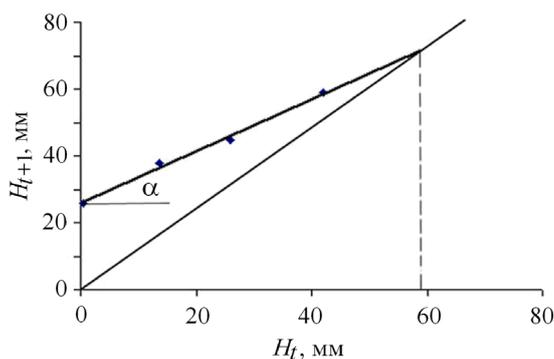
Данные точки расположились на одной прямой. Место пересечения прямой с биссектрисой прямого угла определяет теоретически максимальный размер особи в поселении. На рис. 1 линия пересекает биссектрису на уровне 57.0 мм. Угол наклона ($\alpha = 26^\circ$) позволяет оценить константу роста:

$$k = -\lg \operatorname{tg} \alpha / \lg e,$$

где $\operatorname{tg} \alpha$ – тангенс угла наклона прямой, который равен 0.4877, тогда $k = -\lg 0.4877 / 0.4343 = -0.3118 / 0.4343 = -0.718$. Получаем зависимость

$$H_t = 57.0 \cdot (1 - e^{0.718t}),$$

$$0.5 \leq t \leq 2.0.$$



По этой формуле рассчитали теоретически ожидаемые средние значения высоты раковины гребешков (таблица).

Формула адекватно описывает линейный рост моллюсков. Так, для возраста 1.5 и 2.0 года теоретически ожидаемые модальные классы полностью совпадают с фактическими средними значениями высоты раковины.

Рис. 1. Графическое определение параметров уравнения Бергаланфи

Fig. 1. Graphical determination of parameters of the von Bertalanffy growth equation

⁴⁾ Захваткина К. А. Личинки двусторчатых моллюсков – *Bivalvia* // Определитель фауны Черного и Азовского морей / Отв. ред. В. А. Водяницкий. Киев : Наукова думка. 1972. Т. 3. С. 250–270.

Параметры уравнения роста гребешка *Flexopecten glaber ponticus* и модальные размеры моллюсков возраста от 0.5 года до 2 лет

Parameters of the growth equation for the scallop *Flexopecten glaber ponticus* and theoretically expected modal sizes of mollusk specimens aged 0.5–2 years

t , годы / t , years	k_t	e^{-kt}	$1 - e^{-kt}$	H_t (теоретически ожидаемые), мм H_t (theoretically expected), mm	$H \pm i$ (фактиче- ские), мм / $H \pm i$ (actual), mm
0.5	0.359	0.698	0.302	17.21	13.71 ± 0.76
1.0	0.718	0.487	0.513	29.24	25.88 ± 0.67
1.5	1.077	0.341	0.659	37.56	37.96 ± 0.75
2.0	1.436	0.238	0.762	43.43	42.12 ± 1.02

Примечание: $\pm i$ – доверительный интервал, мм.

Note: $\pm i$ – confidence interval, mm.

Зависимость среднего значения высоты раковины (H , мм) гребешка от возраста ($0.5 \geq t \geq 2.5$) также описывается линейной функцией с высоким значением коэффициента корреляции ($r = 0.9841$):

$$H = 19.514 t + 4.8472.$$

График зависимости представлен на рис. 2.

С увеличением высоты раковины общий вес гребешка экспоненциально увеличивался (рис. 3).

Результаты наших исследований показали, что зависимость сырого веса мягких тканей от общего живого веса черноморского гребешка описывается линейной функцией (рис. 4).

Значения весовых показателей (ВМ, ИК и ГСИ) *F. glaber ponticus* являются индикаторами товарного качества моллюсков. Весовые показатели могут изменяться в зависимости от сезона, наличия корма и его доступности, стадий репродуктивного цикла и являются результатом сложного взаимодействия между этими факторами [11]. Эти показатели отражают экофизиологические особенности моллюсков (процессы гаметогенеза и метаболизма) и имеют большое значение при сборе товарной продукции.

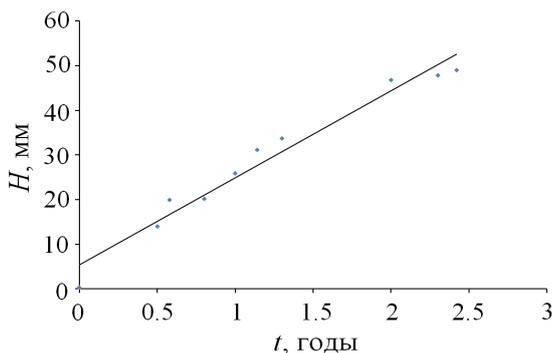
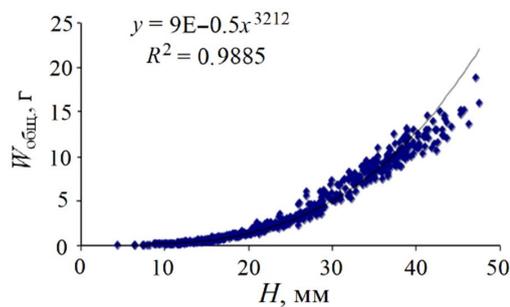


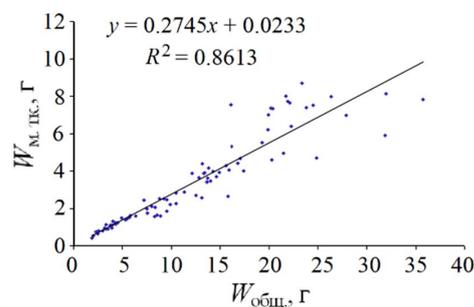
Рис. 2. Динамика роста гребешка *Flexopecten glaber ponticus* при садковом выращивании

Fig. 2. Dynamics of growth of the scallop *Flexopecten glaber ponticus* during cage farming



Р и с . 3 . Зависимость общего веса гребешка *Flexopecten glaber ponticus* от высоты раковины

F i g . 3 . Dependence of the total weight of the scallop *Flexopecten glaber ponticus* on the shell height



Р и с . 4 . Зависимость сырого веса мягких тканей от общего веса черноморского гребешка *Flexopecten glaber ponticus*

F i g . 4 . Correlation of the soft tissue wet weight with the total weight of the Black Sea scallop *Flexopecten glaber ponticus*

Установлено, что изменение весовых показателей гребешка *F. glaber ponticus* носит сезонный характер. Максимальные значения ИК и ВМ отмечены в апреле и составили соответственно $63.40 \pm 6.54 \%$ и $33.01 \pm 5.06 \%$ ($p = 0.05$), тогда как минимальные значения этих показателей установлены для октября: $41.39 \pm 5.15 \%$ и $22.71 \pm 2.80 \%$ (рис. 5). Увеличение ИК с января по май, очевидно, связано с динамикой созревания гонад. Значения ИК резко снижались в июне в период нереста и оставались низкими с июля по декабрь. С января по апрель значения ВМ увеличивались вследствие увеличения веса соматических тканей. Затем эти показатели снижались в период нереста и оставались низкими в период покоя. В апреле – июне процессы роста соматических тканей замедлялись, а ИК возрастал вследствие увеличения веса гонад. Для того же вида гребешка, выращиваемого в лагуне Чардак на берегу пролива Канаккале (Турция), получены аналогичные результаты по ВМ: 39.69% – весной и 29.96% – летом [6].

Известно, что в летне-осенний период снижение индексов ИК и ВМ обусловлено неблагоприятными гидрологическими условиями, а также снижением качественного и количественного состава фитопланктона, необходимого для соматического и генеративного роста [12]. Так, в августе в акватории мидийно-устричной фермы (место размещения выростных садков с гребешками) с прогревом воды до $25 \text{ }^\circ\text{C}$ концентрация микроводорослей снижалась до минимальных значений ($26 \text{ тыс. кл.}\cdot\text{л}^{-1}$). В этот период доминировали крупноклеточные формы водорослей, которые не являются кормовыми объектами двустворчатых моллюсков [13]. Максимальные значения численности фитопланктона были характерны для февраля, когда преобладали кормовые виды микроводорослей: диатомовая *Skeletonema costatum* (Greville, 1865) и кокколитофориды *Emiliania huxleyi* (Lohmann, 1967). С апреля по июль численность фитопланктона изменялась незначительно: от 100 до $124 \text{ тыс. кл.}\cdot\text{л}^{-1}$.

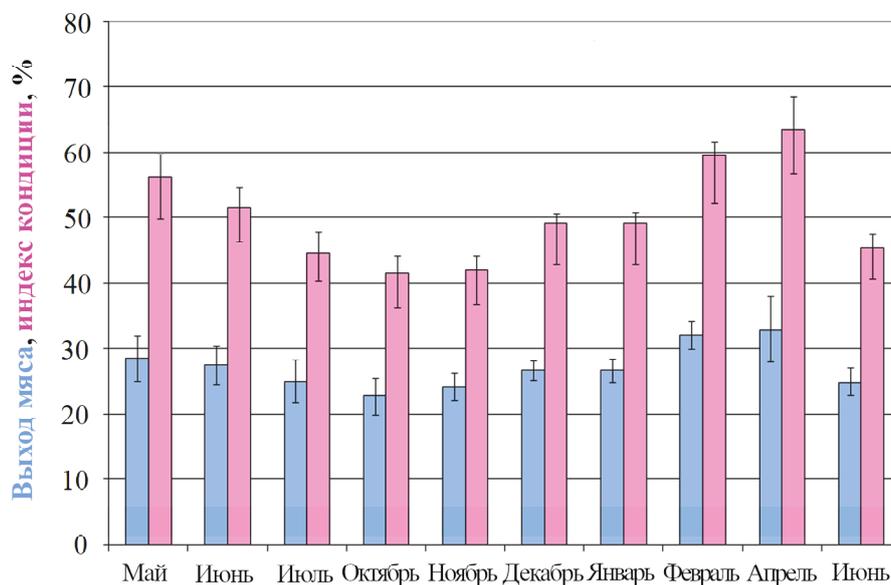


Рис. 5. Сезонная динамика средних значений индекса кондиции и выхода мяса гребешка *Flexopecten glaber ponticus* при садковом выращивании

Fig. 5. Seasonal dynamics of mean values of condition index and meat yield of the scallop *Flexopecten glaber ponticus* during cage farming

По литературным данным, сезонные колебания параметров морской воды могут негативно влиять на физиологические функции и выживаемость морских гребешков [14]. Из-за недостатка пищи метаболическая энергия перенаправляется в основном на поддержание репродуктивных процессов, что приводит к снижению значения индекса кондиции, тогда как высокая доступность пищи усиливает рост тканей и гонад [15].

Увеличение значений ГСИ гребешка с февраля (6.8 ± 1.86 %) по июнь (13.14 ± 1.52 %) с максимальным показателем в апреле (13.5 ± 1.44 %) свидетельствует о созревании гонад (рис. 6). Параллельно с развитием гонад общий вес мягких тканей гребешка также увеличивался, как и значения ИК. Нерест черноморского гребешка был отмечен в июне – начале июля, а в конце июля значение ГСИ составило 10.25 ± 2.0 %. С октября по декабрь значения ГСИ продолжали снижаться и в декабре были минимальными (5.9 ± 0.74 %).

Изменения показателей ВМ и ГСИ непосредственно связаны с репродуктивным циклом. Вес гонад перед нерестом увеличивается, а вес соматических тканей уменьшается. Известно, что гликоген, накапливаемый в аддукторе, используется в качестве источника энергии для увеличения веса гонад. Таким образом, размножение существенно влияет на вес аддуктора и, следовательно, на общий вес мягких тканей [16, 17]. К периоду размножения уменьшается относительный вес соматических тканей вследствие увеличения веса гонад [17].

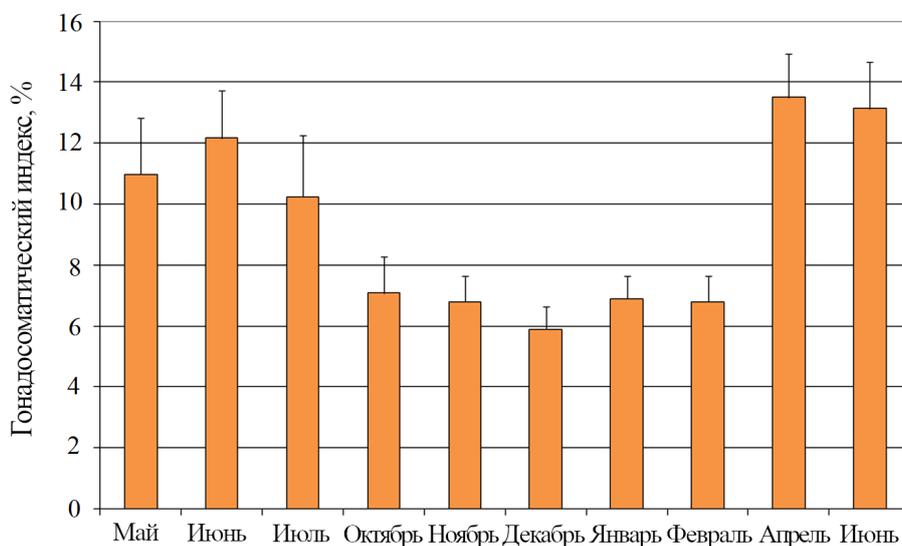


Рис. 6. Сезонная динамика ГСИ черноморского гребешка *Flexopecten glaber ponticus* при садковом выращивании

Fig. 6. Seasonal dynamics of the gonadosomatic index of the Black Sea scallop *Flexopecten glaber ponticus* during cage farming

По нашим данным, вес гонад с декабря по февраль изменялся незначительно (с 0.136 до 0.152 г). Однако с апреля по июнь вес гонад увеличился до максимальных значений (0.343 г), возможно, за счет накопления достаточного количества липидов [5]. Следовательно, высокие значения ИК в апреле обусловлены увеличением веса соматических тканей, а в июне – увеличением веса гонад. Процессы гаметогенеза зависят от биотических и абиотических факторов [18]. У моллюсков гаметогенез протекает при достаточном количестве трофического ресурса, необходимого для энергозатратного процесса размножения. При недостаточном количестве корма у моллюсков наблюдается катаболизм резервных тканей, таких как аддуктор [18]. По данным Т. Марчета [5], тенденция к уменьшению веса и содержания энергии в соматических тканях и гонадах свидетельствует о постепенном истощении энергии, запасенной в соматических тканях для использования в процессе репродукции.

Индексы ВМ, ИК и ГСИ отражают экофизиологическое состояние двустворчатых моллюсков. Изменение значений индексов существенно корректирует биотехнику выращивания и сроки сбора урожая. Показатели значений ВМ у гребешка *F. glaber ponticus* увеличивались с осени до ранней весны. Следовательно, в период нереста и после него, когда гонады гребешка освобождаются от половых продуктов и вес мягких тканей уменьшается, коммерческая ценность моллюска падает.

Доля сухого вещества в мягких тканях *F. glaber ponticus* в среднем составляла 16.5 %, а доля воды – 83.5 %. Причем максимальное содержание воды отмечено в феврале (83.81 %). Аналогичные значения получены и для других двустворчатых моллюсков: *M. galloprovincialis*, *Limaria tuberculata* (Olivi, 1792) [19].

Содержание воды в мягких тканях влияет на физические и химические характеристики моллюсков и считается хорошим показателем свежести и качества морепродуктов. Ее содержание зависит от физической структуры, поскольку вода участвует во многих физиологических процессах, таких как перенос питательных веществ, удаление отходов, передача нервных импульсов и мышечные сокращения [20].

Зависимость сухого веса мягких тканей гребешка от сырого веса выражается линейной функцией

$$W_{\text{сух.м.тк}} = 0.1601 \cdot W_{\text{сыр.м.тк}} + 0.0127, \\ 0.18 \geq W_{\text{сыр.м.тк}} \geq 4.42; R^2 = 0.9912.$$

Содержание золы в мягких тканях черноморского гребешка, которое указывает на количество неорганических соединений в тканях, варьировало от 1.85 г / 100 г до 2.36 г / 100 г. Сходные средние значения содержания золы определены для двустворчатых моллюсков из Адриатического моря: *F. glaber* – 2.11 г / 100 г, *Chlamys varia* (Linnaeus, 1758) – 2.49 г / 100 г, *Ostrea edulis* (Linnaeus, 1758) – 2.18 г / 100 г [21] и Средиземного моря: *M. galloprovincialis* – 2.62 г / 100 г [19].

Заключение

В последние годы популяция черноморского гребешка *F. glaber ponticus* восстанавливается, в результате чего количество осевшего спата увеличивается, что позволяет исследовать линейные и весовые параметры. При выращивании в подвесной культуре вес черноморского гребешка увеличивался экспоненциально с увеличением высоты раковины. Промысловые показатели моллюска изменялись в зависимости от сезона. Самые высокие значения ИК и ВМ отмечены с декабря по апрель (49.13–63.4 и 26.71–33.01 % соответственно), а самые низкие – в летние месяцы. Максимальные значения ГСИ были получены в июне в преднерестовый период. Следовательно, зимне-весенний период может быть оптимальным для сбора урожая черноморского гребешка товарного размера.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Global production of marine bivalves. Trends and challenges / J. W. M. Wijsman [et al.] // Goods and Services of Marine Bivalves / Edited by A. Small [et al.]. Springer : Cham, 2019. P. 7–26. https://doi.org/10.1007/978-3-319-96776-9_2
2. Bioactive fatty acids of three commercial scallop species. / E. Prato [et al.] // International Journal of Food Properties. 2018. Vol. 21, iss. 1. P. 519–532. <https://doi.org/10.1080/10942912.2018.1425703>
3. Рост и морфометрические особенности гребешка *Flexopecten glaber* (Bivalvia: Pectenidae) при садковом выращивании у берегов Крыма (Черное море) / Н. К. Ревков [и др.] // Ruthenica: Русский малакологический журнал. 2021. Т. 31, № 3. С. 127–138. EDN HWBJLF. [https://doi.org/10.35885/ruthenica.2021.31\(3\).3](https://doi.org/10.35885/ruthenica.2021.31(3).3)
4. Пиркова А. В., Ладыгина Л. В. Мейоз, эмбриональное и личиночное развитие черноморского гребешка *Flexopecten glaber ponticus* (Bucquoy, Dautzenberg & Dollfus, 1889) (Bivalvia, Pectinidae) // Морской биологический журнал. 2017. Т. 2, № 4. С. 50–57. EDN YKZKTC. <https://doi.org/10.21072/mbj.2017.02.4.05>

5. Overview of the biology of *Flexopecten glaber* in the North Western Adriatic Sea (Italy): A good candidate for future shellfish farming aims? / T. Marceta [et al.] // *Aquaculture*. 2016. Vol. 462. P. 80–91. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2016.04.036>
6. Berik N., Çankirilgil E. C., Gülc G. Meat yield and shell dimension of smooth scallop (*Flexopecten glaber*) caught from Çardak Lagoon in Canakkale, Turkey / E. C. Cankirilgil [et al.] // *Journal of Aquaculture and Marine Biology*. 2017. Vol. 5, iss. 3. 00122. <https://doi.org/10.15406/jamb.2017.05.00122>
7. Рост и возраст / А. Ф. Алимов [и др.] // *Методы изучения двустворчатых моллюсков* / Под ред. Г. Л. Шкорбатова, Я. И. Старобогатова. Ленинград : ЗИИ, 1990. С. 121–141.
8. Okumus I., Stirling H. P. Seasonal variations in the meat weight, condition index and biochemical composition of mussels (*Mytilus edulis* L.) in suspended culture in two Scottish sea lochs // *Aquaculture*. 1998. Vol. 159, iss. 3–4. P. 249–261. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(97\)00206-8](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(97)00206-8)
9. Walford L. A. A new graphic method of describing the growth of animals // *The Biological Bulletin*. 1946. Vol. 90, iss. 2. P. 106–109. <https://doi.org/10.2307/1538217>
10. Заика В. Е. Аллометрия раковины двустворчатых моллюсков // *Морской экологический журнал*. 2004. Т. 3, № 1. С. 47–50. EDN UBNHFX.
11. Meat yield, condition index, and biochemical composition of mussels (*Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) in Sinop, South of the Black Sea / M. Y. Çelik [et al.] // *Journal of Aquatic Food Product Technology*. 2012. Vol. 21, iss. 3. P. 198–205. <https://doi.org/10.1080/10498850.2011.589099>
12. Biandolino F., Prato E., Caroppo C. Preliminary investigation on the phytoplankton contribution to the mussel diet on the basis of fatty acids analysis // *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 2008. Vol. 88, iss. 5. P. 1009–1017. <https://doi.org/10.1017/S0025315408001598>
13. Поспелова Н. В., Приймак А. С. Особенности питания мидии *Mytilus galloprovincialis* Lam., культивируемой в прибрежье Крыма // *Труды Карадагской научной станции им. Т. И. Вяземского – природного заповедника РАН*. 2021. Т. 6, № 1. С. 24–34. EDN IWZPSQ. <https://doi.org/10.21072/eo.2021.17.03>
14. Analysis of the seasonal impact of three marine bivalves on seston particles in water column / M. A. Rahman [et al.] // *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 2020. Vol. 522. 151251. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2019.151251>
15. Delgado M., Camacho A. P. Histological study of the gonadal development of *Ruditapes decussatus* (L.) (Mollusca: Bivalvia) and its relationship with available food // *Scientia Marina*. 2005. Vol. 69. P. 87–97. URL: <https://scientiamarina.revistas.csic.es/index.php/scientiamarina/article/download/235/232/232> (date of access: 20.04.2024).
16. Seasonal antioxidant and biochemical properties of the Northern Adriatic *Pecten jacobaeus* / N. Topić Popović [et al.] // *PLoS ONE*. 2020. Vol. 15, iss. 3. e0230539. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0230539>
17. Veske E., Çankirilgil E. C., Yavuzcan H. Seasonal proximate composition, amino acid and trace metal contents of the great Mediterranean scallop (*Pecten jacobaeus*) collected from the Gulf of Antalya // *Journal of Anatolian Environmental and Animal Sciences*. 2022. Vol. 7, iss. 3. P. 358–366. <https://doi.org/10.35229/jaes.1111135>
18. Metabolic capacities and immunocompetence of sea scallops (*Placopecten magellanicus*, Gmelin) at different ages and life stages / N. Pichaud [et al.] // *Journal of Shellfish Research*. 2009. Vol. 28. P. 865–876. <https://doi.org/10.2983/035.028.0416>

19. Nutritional quality of edible marine bivalves from the southern coast of Italy, Mediterranean Sea / F. Biandolino [et al.] // Polish Journal of Food and Nutrition Sciences. 2019. Vol. 69, iss. 1. P. 71–81. <https://doi.org/10.31883/pjfn-2019-0001>
20. *Aberoumad A., Pourshafi K.* Chemical and proximate composition properties of different fish species obtained from Iran // World Journal of Fish and Marine Sciences. 2010. Vol. 2, iss. 3. P. 237–239. URL: [https://www.idosi.org/wjfms/wjfms2\(3\)10/12.pdf](https://www.idosi.org/wjfms/wjfms2(3)10/12.pdf) (date of access: 20.04.2024).
21. Variations in nutritive composition of three shellfish species / J. Pleadin [et al.] // Italian Journal of Food Sciences. 2019. Vol. 31. P. 716–730. <https://doi.org/10.14674/IJFS-1502>

Поступила 09.01.2024 г.; одобрена после рецензирования 26.02.2024 г.; принята к публикации 27.03.2024 г.; опубликована 25.06.2024 г.

Об авторах:

Ладыгина Людмила Владимировна, старший научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН» (299011, Россия, г. Севастополь, пр. Нахимова, д. 2), кандидат биологических наук, **SPIN-код: 8959-3841**, lvladygina@yandex.ru

Пиркова Анна Васильевна, старший научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН» (299011, Россия, г. Севастополь, пр. Нахимова, д. 2), кандидат биологических наук, **SPIN-код: 4184-7533**, avpirkova@mail.ru

Заявленный вклад авторов:

Ладыгина Людмила Владимировна – обработка материала, анализ и обсуждение результатов, написание текста рукописи

Пиркова Анна Васильевна – обработка материала, анализ и обсуждение результатов, редактирование рукописи.

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Морской гидрофизический институт РАН

Подписку на очередные номера журнала «Экологическая безопасность прибрежных и шельфовых зон моря» можно оформить по Интернет каталогу «Пресса по подписке» (индекс 93635).

Адрес редакции:

299011, Севастополь, ул. Капитанская, д. 2

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки

Федеральный исследовательский центр «Морской гидрофизический институт РАН»

Тел.: +7 (8692) 54-01-80, 54-57-16

Сайт журнала «Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря»:

<http://ecological-safety.ru>

E-mail: ecology-safety@mhi-ras.ru

Ответственный за номер Е. Е. Совга

Редакторы: Н. А. Конопляникова, Н. Б. Мороз

Компьютерная верстка: Т. В. Хмара

Перевод: Н. А. Конопляникова

Информационная поддержка сайта журнала: А. О. Конопляников

Дизайн обложки: О. В. Домнина

Подписано в печать 01.06.2024 г. Дата выхода в свет 25.06.2024 г. Формат 70 × 108¹/₁₆.

Цифровая печать. Усл. печ. л. 6,4. Усл. кр.-отг. 7,0. Уч.-изд. л. 6,85.

Бумага офсетная. Тираж 100 экз. Цена свободная.

Отпечатано в типографии ИП Копыльцов Павел Иванович. ИНН 366411965235
394052, Российская Федерация, г. Воронеж, ул. Маршала Неделина, дом 27, кв. 56